

DAVID GODIN

**ANALYSE ENVIRONNEMENTALE ET  
ÉCONOMIQUE DU CYCLE DE VIE D'UN SYSTÈME  
D'ÉPURATION DES EAUX USÉES**

Mémoire présenté  
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de maîtrise en génie civil  
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.)

GÉNIE CIVIL ET DE GÉNIE DES EAUX  
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2012

## Résumé

Dans le cadre de ce mémoire, les méthodologies de l'analyse de cycle de vie (ACV) et de l'analyse du cycle de coûts (ACC) sont appliquées à un système d'épuration des eaux usées municipales (STEP) afin de réaliser une évaluation intégrée du profil environnemental et économique du système.

Suite à la revue de la littérature des ACVs portant sur des STEPs, des limitations ont été décelées en ce qui a trait à la définition de la fonction du système lors de la première étape de la réalisation de l'ACV. Les limitations dénotées ont mené au développement d'une méthodologie reposant sur le concept de bénéfice environnemental net (BEN) afin d'y pallier. La mise en application du concept de BEN requiert de réaliser des ACVs afin d'évaluer les impacts environnementaux potentiels évités et induits par l'épuration des eaux. Les impacts évités correspondent alors à la différence d'impacts potentiels entre un scénario hypothétique de rejet des eaux usées brutes et un scénario de rejet des eaux usées épurées par la STEP. Les impacts induits correspondent aux impacts générés par le cycle de vie du système d'épuration. Il est à noter que la présentation du concept de BEN ainsi que son application à une l'étude de cas font l'objet d'une publication (Godin et coll., 2012).

Les méthodologies du BEN et de l'ACC sont appliquées à l'étude de cas d'un système d'épuration constitué d'étangs aérés facultatifs. Des inventaires des charges des polluants de l'affluent et de l'effluent de la STEP sont compilés afin d'évaluer les impacts potentiels évités en considérant les charges en matières organiques, en nutriments et en métaux lourds ainsi qu'en estimant les émissions potentielles de gaz à effet de serre des rejets directs de matière organique et d'azote au milieu récepteur. Les inventaires de caractérisation des impacts du cycle de vie du système incluent la phase de construction, l'opération ainsi que l'évaluation des impacts induits par une disposition des boues par épandage sur sol agricole et sur sol forestier.

L'ACVI réalisée en ayant recours à la méthode ReCiPe et en mettant de l'avant le concept de BEN permet de constater le compromis environnemental fourni par le système d'épuration. L'évaluation comparée de l'ACC et de l'ACV du cycle de vie du système permet d'évaluer la contribution relative des différents éléments du cycle de vie sous les

aspects environnementaux et économiques. La comparaison des variantes de disposition des boues permet, quant à elle, de comparer les effets sur les catégories d'impacts potentiels liées à la toxicité du choix du milieu récepteur des boues.

L'application de la méthodologie du BEN lors de la réalisation d'ACV portant sur des STEPs permet de définir plus clairement la fonction principale de la STEP et permet d'éviter de considérer la STEP comme une source majeure de pollution. Elle fait de plus ressortir le manque de suivi des eaux usées en ce qui a trait à l'affluent ainsi qu'aux micropolluants.

## **Abstract**

Life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC) methodologies are applied to a municipal wastewater treatment plant (WWTP) in order to conduct an integrated environmental and economic assessment of the system.

A Literature review showed that the system function definition has received little attention despite its great importance in past LCA studies applied to wastewater treatment plants (WWTPs). This has led to some limitations in the interpretation of LCA results. A new methodology to perform LCA on WWTPs is proposed to avoid those limitations. It is based on net environmental benefit (NEB) evaluation and requires assessing the potential impact of releasing wastewater without and with treatment besides assessing the impact of the WWTP's life cycle. Interested readers can find a presentation of the NEB methodology and its application to a case study of a small municipal WWTP consisting of facultative aerated lagoons in Godin et al., (2012).

This thesis presents the life cycle inventories (LCI) conducted to perform the LCAs required to estimate the NEB and also shows the inventory and results of the LCC performed on the case study. LCIs include wastewater characterization (i.e. organic matter, phosphorus, nitrogen and heavy metals load), potential greenhouse gas emissions, WWTP construction and operation inventories including sludge removal and disposal.

Life cycle impact assessment (LCIA) was conducted using the ReCiPe impact assessment method. LCIA and LCC results allow comparing the relative contribution to environmental potential impacts and economic cost of the life cycle steps of the WWTP. The NEB allows showing the environmental trade-offs between avoided impact due to wastewater treatment and induced impact by the WWTP's life cycle.

## Remerciements

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur, M. Christian Bouchard pour sa contribution déterminante à mon cheminement universitaire. En effet, son implication exceptionnelle dans la mise sur pied et dans la gestion du programme de génie des eaux a contribué à la reconnaissance de ce programme et à son appréciation de la part des étudiants pour la qualité de son contenu. Ses efforts quant à l'élaboration de contenu pédagogique et la qualité de son enseignement m'ont permis de m'initier au domaine de l'analyse de cycle de vie. Je tiens également à le remercier pour sa grande disponibilité et son encadrement qui m'ont aidé à mener à bien mon mémoire.

Je remercie également mon codirecteur, M. Peter Vanrolleghem pour ses judicieux conseils et sa participation à la révision de ce mémoire et de l'article scientifique réalisé. Je le remercie tout spécialement de m'avoir donné l'occasion de participer à une conférence internationale qui s'est déroulée à San Sébastian en Espagne.

Je tiens à souligner la participation de la ville de Sainte-Marie pour avoir fourni les données de l'étude de cas et plus particulièrement celle de messieurs Bruno Gilbert et Bernard Boulanger pour le temps qu'ils ont consacré pour me fournir ces données. Je remercie M. Michel Veilleux d'Aquatech inc. qui, malgré son emploi du temps très chargé, a toujours pris de son temps pour répondre à mes questions et me fournir des données. Je remercie également messieurs Jean-François Ménard et Alexandre Bonton pour leur soutien technique et leurs réponses toujours rapides à mes interrogations.

J'exprime ma gratitude à ma conjointe, Marie-Michèle Alain ainsi qu'à ma mère, Céline Paquet, pour leur soutien moral exceptionnel tout au long de mon cheminement académique et au cours de la rédaction de ce mémoire.

Finalement, je tiens à exprimer ma reconnaissance envers : le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), l'Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société de l'Université Laval, RECYC-QUÉBEC ainsi que messieurs Peter Vanrolleghem et Christian Bouchard, pour leur soutien financier.

*“Tout ce qui a son prix est de peu de valeur.”*  
Friedrich Wilhelm Nietzsche

## Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	iii
Remerciements.....	iv
Table des matières .....	vi
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures .....	xii
Liste des acronymes et abréviations .....	xiii
1. Introduction.....	1
2. Revue de littérature .....	3
2.1 Introduction.....	3
2.2 Analyse de cycle de vie .....	4
2.2.1 Introduction.....	4
2.2.2 Structures du cycle de vie .....	5
2.2.3 Comparaison de l'ACV et de l'EIE .....	8
2.2.4 Méthodologie de l'ACV .....	9
2.3 Analyse du cycle des coûts environnementale .....	15
2.3.1 Introduction.....	15
2.3.2 Comparaison des méthodologies d'ACC.....	15
2.3.3 Méthodologie de l'ACC.....	17
2.4 Revue de littérature des ACVs dans le domaine des eaux usées .....	19
2.4.1 Introduction.....	19
2.4.2 Objectifs et champ des études.....	19
2.4.3 Inventaire du cycle de vie des études (ICV).....	37
2.4.4 Évaluations des impacts environnementaux .....	45
2.4.5 Synthèse de la revue des ACVs de STEPs .....	46
3. Objectifs.....	49
4. Méthodologie et inventaires.....	50
4.1 Introduction.....	50
4.2 Méthodologie du bénéfice environnemental net (BEN) .....	50
4.3 Champ de l'étude.....	53
4.3.1. Objectif de l'étude .....	53
4.3.2 Localisation.....	53
4.3.3 Type de procédé d'épuration des eaux usées.....	54
4.3.4 Taille du système .....	57
4.3.5 Fonction et unité fonctionnelle .....	59
4.3.6 Étapes du cycle de vie considérées .....	59
4.3.7 Durée de vie de la STEP .....	59
4.3.7 Vidange des boues d'épuration.....	60
4.3.8 Scénarios de disposition des boues .....	60
4.3.9 Frontières du système .....	62
4.4 Inventaires du cycle de vie (ICV) .....	65
4.4.1 Inventaire de la phase de construction .....	66
4.4.2 Inventaire de la phase d'opération .....	82
4.4.3 Inventaires des scénarios de disposition des boues .....	120

4.4.4 Inventaire du cycle des coûts (ICC).....	125
4.5 Méthode d'évaluation des impacts environnementaux .....	132
4.5.1 Contenu de la méthode .....	132
4.5.2 Description générale des principes de modélisation.....	134
4.5.3 Application de la méthode ReCiPe à l'étude de cas .....	135
4.6 Analyses de contribution et d'incertitude.....	136
4.6.1 Méthodologie de l'analyse d'incertitude .....	137
5. Résultats et discussion .....	139
5.1 Résultats de l'ACVI selon le concept de BEN .....	139
5.1.1 ACVI : impacts évités.....	142
5.1.2 ACVI : impacts induits .....	145
5.1.3 Analyse de sensibilité .....	153
5.1.4 Analyse d'incertitude.....	156
5.2 Analyse du cycle des coûts (ACC) .....	162
5.3 Interprétation combinée des résultats de l'ACV et de l'ACC .....	163
5.4 Discussion sur la portée et les limites des résultats .....	166
5.4.1 Limites des résultats.....	166
6. Conclusions et recommandations .....	172
6.1 Conclusions.....	172
6.2 Recommandations.....	176
6.2.1 Champs de l'étude .....	176
6.2.2 ICVs .....	177
6.2.3 ACVI.....	178
Bibliographie .....	179
Annexe A. Données de l'inventaire de construction .....	190
Annexe B. Inventaire de la phase d'opération .....	200
Annexe C. ACVI.....	214



## Liste des tableaux

Tableau 1. Comparaison des caractéristiques de l'ACV et de l'EIE .....	8
Tableau 2. Comparaisons des trois catégories d'analyse de cycle des coûts.....	16
Tableau 3. Premières ACV portant sur les STEPs.....	21
Tableau 4. ACV comparatives de STEPs centralisées conventionnelles et de systèmes d'épuration séparatifs décentralisés .....	22
Tableau 5. ACVs comparatives des impacts environnementaux de STEPs de petite taille .	23
Tableau 6. ACVs portant uniquement sur phase d'opération des STEPs.....	24
Tableau 7. ACVs portant sur le développement d'inventaires du cycle de vie de STEPs ...	25
Tableau 8. Description du champ de l'étude de la thèse de Gagnon (2012) .....	26
Tableau 9. Principes d'allocation appliqués aux boues d'épuration.....	35
Tableau 10. Comparaison du contenu des inventaires de la phase de construction .....	38
Tableau 11. Comparaison du contenu des inventaires de la phase d'opération .....	40
Tableau 12. Exigences environnementales de rejet de la STEP de Sainte-Marie .....	56
Tableau 13. Débits moyens et charges moyennes de conception .....	57
Tableau 14. Restrictions d'épandage applicables aux boues de Sainte-Marie (MDDEP, 2012).....	62
Tableau 15. Matériaux et processus couverts par l'inventaire de la phase de construction .	69
Tableau 16. Distances de transport selon le type de matériaux .....	74
Tableau 17. Contributions des matériaux au produit masse-distance.....	75
Tableau 18. Inventaire des processus de la phase de construction entré dans SimaPro .....	77
Tableau 19. Comparaisons du contenu des inventaires de construction de trois STEPs.....	78
Tableau 20. Incertitude relative des données de l'inventaire.....	80
Tableau 21. Volume d'eau usée traité sur la durée de vie du système .....	81
Tableau 22. Sources et fréquences de suivi des paramètres de qualité de l'eau et des boues .....	85
Tableau 23. Charges journalières et flux de référence (DCO, P <sub>tot</sub> , NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> à l'effluent)	91
Tableau 24. Charges et flux de référence en azote estimés à partir des analyses supplémentaires .....	92
Tableau 25. Charges journalières en azote théoriques de l'affluent (azote, phosphore).....	92
Tableau 26. Charges journalières en azote théoriques et estimées à partir des données .....	93
Tableau 27. Flux de référence des masses de boues vidangées et de leur contenu en nutriments .....	98
Tableau 28. Facteurs d'émission de GES et flux de référence des émissions calculées .....	99
Tableau 29. Synthèse des flux de référence en matière organique, phosphore et azote .....	100
Tableau 30. Bilan relatif des formes d'azote .....	102
Tableau 31. Bilans d'azote théoriques avec et sans nitrification (Adapté de Gagnon, 2012) .....	102
Tableau 32. Comparaison du contenu des listes des métaux lourds consultées .....	104
Tableau 33. Résultats des analyses de métaux lourds réalisées en 2011 .....	105
Tableau 34. Méthode de calcul des charges en métaux lourds des eaux usées .....	106
Tableau 35. Flux de référence en métaux lourds des eaux usées .....	107
Tableau 36. Caractérisation des boues et comparaison par rapport aux normes et aux moyennes québécoises .....	109
Tableau 37. Flux de référence des métaux lourds des boues vidangées.....	110

Tableau 38. Méthodologie utilisée pour estimer le bilan de masse flux des métaux .....	111
Tableau 39. Bilans de masse des flux de référence des métaux .....	112
Tableau 40. Flux de référence des intrants et du transport liés à l'opération du système ...	115
Tableau 41. Estimation du flux de référence du carburant utilisé pour la vidange des boues .....	116
Tableau 42. Inventaire des émissions de l'affluent et l'effluent entré dans SimaPro.....	118
Tableau 43. Inventaire de l'opération du système entré dans SimaPro .....	119
Tableau 44. Estimation de la masse potentielle de déchets dégrillés .....	121
Tableau 45. Facteurs d'émission et flux de référence des émissions potentielles de NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> O et du lessivage du phosphore. ....	123
Tableau 46. Inventaire des processus de disposition entré dans SimaPro .....	124
Tableau 47. Estimation des coûts d'emprunts et de construction.....	127
Tableau 48. Inventaire des frais d'exploitation (non actualisés) .....	128
Tableau 49. Inventaire des coûts de maintenance (non actualisés) .....	129
Tableau 50. Inventaire des coûts de vidange et de disposition des boues (non actualisés)	130
Tableau 51. Flux de référence des coûts de vidange et de disposition (non actualisés).....	131
Tableau 52. Flux de référence moyens actualisés (dollars constants de 2009) .....	131
Tableau 53. Catégories d'impacts environnementaux de la méthode ReCiPe .....	133
Tableau 54. Horizon de temps des catégories intermédiaires selon la perspective .....	134
Tableau 55. Facteurs d'impact pour l'évaluation de l'eutrophisation .....	136
Tableau 56. Types de distributions d'incertitude de la base de données Ecoinvent.....	137
Tableau 57. Comparaison des résultats de l'ACVI selon les méthodologies du BEN et de l'ACV conventionnelle.....	141
Tableau 58. Analyse de la contribution de la matière organique, du phosphore et de l'azote aux impacts évités .....	142
Tableau 59. Analyse de la contribution des métaux lourds aux impacts évités.....	144
Tableau 60. Contribution relative des éléments du système aux impacts induits.....	146
Tableau 61. Comparaison de la contribution relative moyenne des éléments des ICVs de la phase de construction.....	147
Tableau 62. Contribution relative moyenne des éléments de l'ICV de la phase d'opération .....	148
Tableau 63. Comparaison de la contribution relative moyenne des éléments des ICVs des scénarios de disposition des boues.....	149
Tableau 64. Analyse de la contribution des émissions potentielles de phosphore et d'azote .....	150
Tableau 65. Comparaison des scénarios de disposition des boues relativement aux catégories d'impact liées à la toxicité.....	151
Tableau 66. Comparaison de la contribution aux catégories d'impact des apports de métaux lourds aux sols agricoles et forestiers .....	152
Tableau 67. Comparaison des résultats de l'étude de cas selon 3 modes de production de l'électricité.....	154
Tableau 68. Comparaison de la contribution relative aux impacts induits selon le mode de production de l'électricité.....	155
Tableau 69. Comparaison de l'impact des incertitudes sur la contribution relative des phases du cycle de vie .....	156
Tableau 70. Comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels de l'affluent et de l'effluent .....	157

Tableau 71. Incertitudes sur l'évaluation des impacts potentiels évités.....	159
Tableau 72. Incertitudes sur l'évaluation des impacts potentiels induits .....	160
Tableau 73. Incertitudes sur l'évaluation du BEN .....	161
Tableau 74. Incertitude sur l'évaluation de la toxicité des scénarios de disposition.....	162
Tableau 75. Contribution relative des flux de référence moyens actualisés.....	163
Tableau A 1. Facteurs de conversion des masses volumiques .....	190
Tableau A 2. Masses unitaires des conduites et autres éléments du système .....	190
Tableau A 3. Quantités de matériel d'excavation et d'imperméabilisation des étangs.....	191
Tableau A 4. Inventaire général lié à l'installation des conduites d'eau usée.....	192
Tableau A 5. Inventaires des matériaux nécessaires au système de drainage .....	193
Tableau A 6. Inventaire des matériaux pour l'implantation des conduites d'eaux usées ...	194
Tableau A 7. Inventaire des matériaux nécessaires à la fabrication des regards .....	195
Tableau A 8. Inventaire des matériaux nécessaires à l'implantation du système d'aération .....	195
Tableau A 9. Inventaires des matériaux des aérateurs et de l'ancrage du système d'aération .....	196
Tableau A 10. Estimation du volume de béton des planchers et dalle du bâtiment de service .....	196
Tableau A 11. Estimations des volumes de béton des murs du bâtiment de service.....	197
Tableau A 12. Estimation du volume de béton des planchers et dalles du poste de pompage .....	197
Tableau A 13. Dimensions et volumes de béton des murs du poste de pompage .....	198
Tableau A 14. Assemblages d'Athena utilisés la modélisation des masses d'acier structurel .....	198
Tableau A 15. Matériaux, énergie et volumes d'excavation des bâtiments .....	199
Tableau A 16. Matériaux de fabrication des équipements mécaniques.....	199
Tableau B 1. Compilation des durées de débordement du poste de pompage principal ....	200
Tableau B 2. Concentration et charges de l'affluent lors des échantillonnages (DCO, DBO <sub>5</sub> , MeS).....	202
Tableau B 3. Concentration et charges de l'effluent lors des échantillonnages (DCO, DBO <sub>5</sub> , MeS).....	203
Tableau B 4. Concentrations et charges (phosphore total et azote ammoniacal total) .....	205
Tableau B 5. Paramètres complémentaires de suivi de l'effluent provenant du SOMAE ..	207
Tableau B 6. Résultats des analyses supplémentaires de l'azote et du phosphore de l'affluent .....	208
Tableau B 7. Résultats des analyses supplémentaires de l'azote et du phosphore de l'effluent .....	209
Tableau B 8. Mesures de volume, de siccité et évaluation des masses de boues .....	209
Tableau B 9. Masses et siccité des boues vidangées de 2005 à 2007.....	210
Tableau B 10. Suivi mensuel de la consommation électrique de la STEP .....	210
Tableau B 11. Suivi mensuel de la consommation électrique du poste de pompage .....	211
Tableau B 12. Suivi mensuel de la consommation d'alun de la STEP.....	211
Tableau B 13. Calculs des flux de référence de transports pour le suivi et des matériaux de remplacement des équipements .....	212
Tableau B 14. Processus représentant la production de l'électricité du Québec.....	213

Tableau B 15. Processus représentant la production de l'alun au Québec .....	213
Tableau C 1. Contribution relative des éléments de l'ICV de la phase de construction du système.....	214
Tableau C 2. Contribution relative des éléments de l'ICV de la phase d'opération.....	215
Tableau C 3. Contribution relative des éléments de l'ICV de la disposition agricole des boues (DA).....	216
Tableau C 4. Contribution relative des éléments de l'ICV de la disposition forestière des boues (DF) .....	217
Tableau C 5. Processus représentant la production de l'électricité aux États-Unis .....	218
Tableau C 6. Processus représentant la production de l'électricité en France .....	218
Tableau C 7. Contribution relative aux impacts induits (grid mix des États-Unis).....	219
Tableau C 8. Contribution relative aux impacts induits (grid mix de la France) .....	220
Tableau C 9. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des $IP_{ON}$ (affluent) .....	221
Tableau C 10. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des $IP_{ET}$ (effluent).....	221
Tableau C 11. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la phase de construction.....	222
Tableau C 12. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la phase d'opération .....	223
Tableau C 13. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la disposition agricole des boues .....	224
Tableau C 14. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la disposition forestière des boues .....	225
Tableau C 15. Comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels induits .....	226

## Liste des figures

Figure 1. Étapes du cycle de vie d'un produit .....	6
Figure 2. Étapes du cycle de vie d'un service.....	6
Figure 3. Étapes du cycle de vie d'un service servant au traitement d'un déchet .....	7
Figure 4. Étapes d'une ACV selon la norme ISO 14040 (ISO, 2006b).....	9
Figure 5. Schématisation de la modélisation systémique de l'ACV (ISO, 2006b) .....	11
Figure 6. Localisation du système de l'étude de cas et occupation du territoire du bassin ..	54
Figure 7. Vue aérienne du site des étangs aérés et schéma d'écoulement de l'eau .....	56
Figure 8. Localisation géographique des éléments du scénario de traitement.....	64
Figure 9. Frontières de l'étude selon le concept de BEN .....	65
Figure 10. Éléments de l'inventaire de la phase de construction.....	66
Figure 11. Méthodologie de réalisation de l'inventaire de la phase de construction.....	67
Figure 12. Frontières de l'inventaire d'opération selon le concept de BEN.....	82
Figure 13. Méthodologie de réalisation de l'inventaire de la phase d'opération.....	83
Figure 14. Comparaison des charges en NTK, en azote ammoniacal total et en DCO de l'affluent.....	94
Figure 15. Charges en NTK et Norg des eaux usées .....	95
Figure 16. Charges en NTK et en nitrite et nitrate de l'effluent .....	96
Figure 17. Dragage flottante en fonction lors de la vidange .....	115
Figure 18. Centrifugeuse électrique pour la déshydratation des boues .....	116
Figure 19. Frontières des scénarios de disposition par épandage .....	121
Figure 20. Frontières et éléments couverts par l'ACC .....	125
Figure 21. Classement des 18 catégories d'impacts intermédiaires de ReCiPe .....	133
Figure 22. Contribution relative des coûts du cycle de vie selon le taux d'actualisation par ordre d'importance.....	164
Figure 23. Contribution relative aux impacts potentiels du cycle de vie du système par ordre d'importance .....	164
Figure A 1. Superficie du site des étangs.....	191
Figure A 2. Schéma du système de drainage du site de la STEP .....	192
Figure A 3. Conduites et regards d'acheminement des eaux usées entre les étangs .....	193
Figure A 4. Conduites et regards auxiliaires permettant le contournement des étangs .....	194
Figure B 1. Distribution des mesures de charges journalières en DCO de l'affluent.....	204
Figure B 2. Distribution des mesures de charges journalières en DCO de l'effluent.....	204
Figure B 3. Distribution des mesures de charges journalières en P <sub>tot</sub> de l'affluent.....	205
Figure B 4. Distribution des mesures de charges journalières en P <sub>tot</sub> de l'effluent.....	206
Figure B 5. Distribution des mesures de charges journalières de NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de l'effluent	206

## Liste des acronymes et abréviations

ACC	Analyse du cycle des coûts
AcidifTer	Acidification terrestre
ACV	Analyse de cycle de vie environnementale
ACVI	Analyse des impacts du cycle de vie
BEN	Bénéfice environnemental net
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
ChClim	Changements climatiques
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CPV	Chlorure de polyvinyle
CV	Coefficient de variation
CVS	Cycle de vie du système
DA	Scénario de disposition agricole des biosolides
DBO <sub>5</sub>	Demande biologique en oxygène après 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
DF	Disposition forestière des biosolides
EcotoxED	Écotoxicité des eaux douces
EcotoxMar	Écotoxicité marine
EcotoxTer	Écotoxicité terrestre
EIE	Étude d'impact environnemental
ET	Écart-type
EutED	Eutrophisation des eaux douces

EutMar	Eutrophisation marine
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
ICV	Inventaire du cycle de vie
IP <sub>CVS</sub>	Impacts potentiels induits par le cycle de vie du système
IP <sub>ET</sub>	Impacts potentiels des rejets des eaux usées traitées
IP <sub>ON</sub>	Impacts potentiels de l'option nulle (i.e. : rejets des eaux usées brutes)
LD	Limite de détection
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs
MAMROT	Ministère des affaires municipales, des régions et de l'occupation du territoire
MatPart	Formation de matières particulaires
MeS	Matières en suspension
MS	Matière sèche
Norg	Azote organique
Ntot	Azote total
NTK	Azote total Kjeldalh
OcTerAgri	Occupation de territoires agricoles
OcTerUrb	Occupation de territoires urbains
OxyPhoto	Formation d'oxydants photochimiques
Ozone	Épuisement de l'ozone
PEFD	Polyéthylène faible densité
PEHD	Polyéthylène haute densité
PET	Polyéthylène téréphthalate

Ptot	Phosphore total
RésCFos	Diminution des combustibles fossiles
RésEau	Diminution des réserves d'eau
RésMét	Diminution des réserves de métaux
Rion	Radiations ionisantes
SETAC	Society of environmental toxicology and chemistry
SOMAE	Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux
STEP	Station d'épuration des eaux usées municipales
TMS	Tonne de matière sèche
ToxHum	Toxicité humaine
TrTerNat	Transformation de territoires naturels
UF	Unité fonctionnelle
VA	Valeur absolue
VDM	Valeurs moyennes des distributions des analyses de Monte-Carlo
VMFR	Valeurs moyenne des flux de référence
VR	Valeur relative



## 1. Introduction

La gestion des eaux usées municipales et des boues d'épuration est un domaine très actif à l'échelle nationale. À cet égard, la stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales élaborée par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (CCME, 2009) vise entre autres à revoir les normes de rejet des eaux usées afin qu'elles tiennent davantage compte de la sensibilité des milieux récepteurs. Ces nouvelles normes devraient mener à une production accrue de boues d'épuration aussi nommées biosolides, ce qui a incité le CCME à former un groupe de travail visant à favoriser la mise en place des pratiques de disposition et de valorisation des biosolides tenant davantage compte du principe du développement durable. Dans ce contexte, le développement des connaissances en vue d'une évaluation intégrée du profil environnemental et économique des stations d'épuration des eaux usées municipales (STEPS) est nécessaire afin d'éviter un déplacement des émissions polluantes ou encore une hausse trop importante des coûts d'épuration des eaux usées et de disposition des biosolides.

L'objectif principal de ce mémoire s'inscrit dans ce contexte de développement des connaissances et consiste en l'analyse environnementale et économique du cycle de vie d'une STEP. Cet objectif est atteint en mettant de l'avant la méthodologie de l'analyse de cycle de vie (ACV), qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels à long terme, ainsi que la méthodologie de l'analyse de cycle des coûts (ACC) environnementale qui permet une évaluation des aspects économiques.

Au cours de la revue littérature réalisée dans le cadre de cette thèse, des limitations méthodologiques de l'ACV ont été décelées lorsque celle-ci est appliquée au domaine de l'épuration des eaux usées et de la gestion des biosolides. Une réflexion a donc été engagée afin de pallier ces limitations. Cette réflexion a mené à l'élaboration du concept de bénéfice environnemental net (BEN) qui est employé en conjonction avec l'ACC afin d'évaluer le profil des coûts économiques et des bénéfices et des impacts environnementaux d'une STEP.

L'application du concept de BEN a requis la sélection d'un système d'épuration pouvant faire l'objet d'une étude de cas. En considérant la répartition des technologies employées

pour l'épuration des eaux usées au Québec, une STEP de type étangs aérés a été retenue puisque ce type de système représente près de 70 % du nombre de STEPs en exploitation sur le territoire québécois et traite près du quart du volume des eaux usées épurées quotidiennement au Québec (Moreira, 2011).

Le présent mémoire débute par une revue générale des méthodologies de l'ACV et de l'ACC. Une revue critique des ACVs portant sur des STEPs est ensuite effectuée et suivie de la présentation de l'objectif principal et des objectifs secondaires de ce mémoire. La méthodologie employée pour l'atteinte des objectifs est par la suite présentée. La section méthodologique inclut la présentation du concept de BEN développé dans le cadre de ce mémoire ainsi que de l'étude de cas permettant d'appliquer le concept.

La présentation de l'étude de cas suit la méthodologie générale de l'ACV et commence par une présentation du champ et des frontières de l'étude. Il est à noter que la méthodologie de compilation des inventaires de l'ACV et de l'ACC environnementale ainsi que le contenu de ceux-ci est présentée à l'intérieur de la section méthodologique. Ce mode de présentation est en accord avec la méthodologie générale de l'ACV encadré par les normes ISO (ISO, 2006b). Les résultats de l'évaluation des impacts de l'étude de cas sont ensuite présentés et discutés, puis les recommandations et conclusions découlant des résultats obtenus sont exposées.

## 2. Revue de littérature

### 2.1 Introduction

Le dogme mondialement répandu prônant une croissance illimitée de l'économie dicte une production soutenue de biens et de services qui provoque son lot d'impacts sur l'environnement. Bien que dès 1972, le Club de Rome ait souligné la nature limitée des ressources, il s'avère de plus en plus que les émissions polluantes générées par la transformation des ressources naturelles en produits de consommation risquent de poser un frein au développement économique avant même que l'épuisement des ressources naturelles ne se fasse pleinement sentir. La communauté scientifique a d'ailleurs reconnu de nombreuses problématiques environnementales globales liées aux émissions polluantes d'origine anthropique telles que les pluies acides, la destruction de la couche d'ozone stratosphérique et l'accroissement de l'effet de serre. Ces problèmes globaux auxquels s'ajoutent des problèmes locaux comme la désertification et la pollution de l'eau, de l'air et du sol amènent une conscientisation graduelle des populations qui se traduit par une volonté politique de limiter les impacts environnementaux associés à l'activité humaine (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La volonté de limiter les impacts environnementaux et sociaux associés au développement sans toutefois remettre en question la croissance de l'économie a mené à l'émergence du concept de développement durable. Ce concept réfère à un mode de développement à la fois soucieux des considérations écologiques, économiques et sociopolitiques. Il se définit comme «un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (Brundtland, 1987).

La complexité de la prise en compte simultanée des aspects économiques environnementaux et sociaux du développement durable nécessite le recours à des outils d'analyse permettant d'appréhender les différents aspects du développement durable. Parmi les outils développés, l'analyse de cycle de vie (ACV) et l'analyse du cycle des coûts environnementale (ACC environnementale; «*Environmental Life Cycle Costing*») (Hunkeler et coll., 2008) constituent des méthodes d'analyse systémique conjointes permettant respectivement d'analyser les impacts environnementaux et économiques d'un

produit ou service sur l'ensemble de son cycle de vie. Les méthodologies encadrant ces méthodes sont exposées aux sections suivantes.

## **2.2 Analyse de cycle de vie**

### **2.2.1 Introduction**

L'ACV se fonde sur une approche systémique de modélisation par bilans de matière et d'énergie impliqués dans la production d'un bien ou service afin d'évaluer l'interaction du produit ou service analysé avec l'environnement. L'intérêt porté à la réalisation de bilans remonte aux débuts des années 70. À cette époque, la réalisation de bilans énergétiques a été généralisée en réponse à la crise énergétique vécue (Jolliet et coll., 2005). Lorsque la crise de l'énergie s'est terminée, l'intérêt pour les approches bilans s'est quelque peu atténué, mais de nouvelles approches fondées sur les mêmes bases ont été développées. Par la suite, la reconnaissance de la problématique des changements climatiques d'origine anthropique a nourri l'intérêt pour la réalisation de bilans de gaz à effet de serre (GES). La volonté de générer des évaluations systémiques globales à long terme des différents types d'impacts environnementaux associés principalement à des produits, et dans une moindre mesure à des services, a par la suite mené au développement en parallèle de différentes méthodes d'évaluation des impacts environnementaux s'apparentant au concept d'ACV. La volonté grandissante plaidant en faveur d'une harmonisation des différentes méthodes s'apparentant à l'analyse de cycle de vie a mené au développement d'une série de quatre normes ISO 14000 de 1997 à 2000 encadrant la réalisation d'une ACV. Ces normes ont été remplacées en 2006 par les 2 normes ISO suivantes qui sont toujours en vigueur :

- ISO 14040 : 2006 Management environnemental : Analyse du cycle de vie - Principes et cadre (ISO, 2006b);
- ISO 14044 : 2006 Management environnemental : Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices (ISO, 2006a).

De manière générale, l'ACV se définit comme une méthode de compilation et d'évaluation des intrants et des sortants ainsi que des impacts environnementaux potentiels à long terme d'un produit ou service en relation à une fonction particulière et ceci en considérant toutes les étapes de son cycle de vie. L'ACV nécessite de réaliser un bilan détaillé et quantitatif des flux entrants et sortants d'un système pouvant être constitué d'un produit ou d'un

service. Grâce à l'inventaire des flux et par une succession d'étapes de calculs, l'ACV permet d'évaluer un ensemble d'impacts potentiels du système étudié sur l'environnement. Le concept de cycle de vie mis de l'avant par l'ACV englobe l'ensemble des « phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale » (ISO, 2006b). La démarche de cycle de vie permet d'obtenir une vision globale de l'impact potentiel sur l'environnement d'un produit ou service en intégrant l'ensemble des impacts directs et indirects des étapes du cycle de vie.

### **2.2.2 Structures du cycle de vie**

En ce qui a trait à la structure du cycle de vie, celle-ci diffère, selon que l'ACV s'intéresse à un produit ou à un service. Dans le cadre de ce mémoire ainsi que dans la thèse de doctorat réalisée par Renou (2006), le terme « produit » désigne un bien matériel. Le système à l'étude est alors défini par rapport au produit qui en résulte. Le terme « service » utilisé dans ce mémoire remplace le terme « procédé » utilisé par Renou. Il a en effet été jugé que le terme service est plus approprié et général que le terme « procédé » pour définir les systèmes dont la fonction n'est pas la production d'un produit, mais qui visent une fonction (ex. épuration des eaux, entretien et réparation). Il est à noter qu'à l'intérieur des normes ISO, le terme « produit » inclut les services (ISO, 2006b).

La notion de cycle de vie est fréquemment assimilée aux trois phases de l'existence d'un produit que sont : la construction (ou fabrication), l'utilisation et la fin de vie. L'étape de fin de vie correspond au démantèlement du produit et à la disposition ou au recyclage de ses composantes. Le cycle de vie peut alors être schématisé tel que présenté à la Figure 1 inspirée de (Renou, 2006).

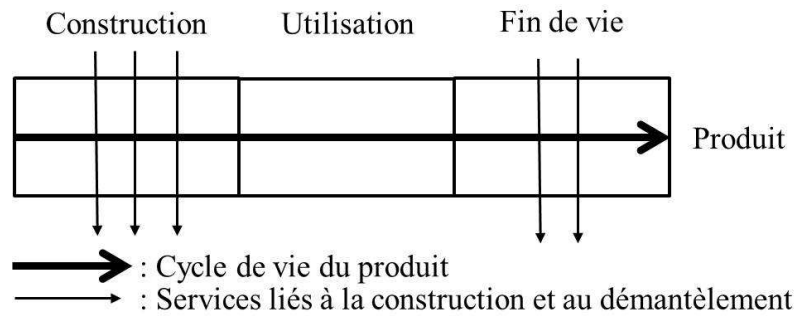


Figure 1. Étapes du cycle de vie d'un produit

Ceci représente le cadre traditionnel de réalisation d'une ACV tel que décrit dans les normes et les ouvrages traitant d'ACV. L'évaluation environnementale est alors centrée sur le produit et le niveau de détail associé à la prise en compte des différents procédés intervenant dans le cycle de vie du produit dépend du lien avec celui-ci. Ainsi, pour un service dont la fonction est la fabrication d'un produit ou d'une de ses composantes, les éléments considérés se limitent généralement à l'énergie et aux matériaux de fabrication du produit et excluent la construction et le démantèlement de l'usine et des équipements servant à la fabrication.

Dans le cas des ACVs portant sur des services, les étapes du cycle de vie du service sont représentées à la Figure 2.

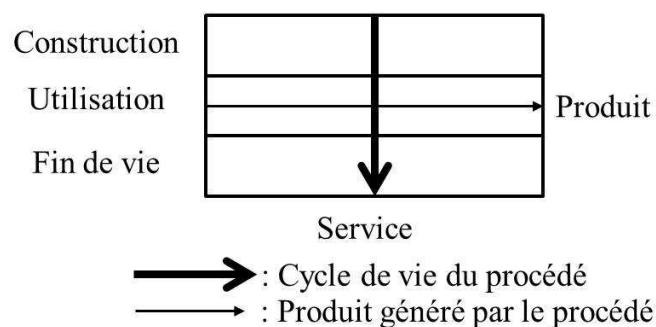


Figure 2. Étapes du cycle de vie d'un service

Dans le cas précédent, le produit sert uniquement à définir la fonction du système étudié. Un exemple de ce type peut être illustré par une chaîne de production d'une pièce dans une industrie qui a pour fonction spécifique la production de cette pièce.

L'étude du cycle de vie de systèmes dont la fonction principale consiste dans le traitement de déchets constitue un cas particulier de système qui nécessite d'aborder à la fois le cycle de vie du déchet à traiter ainsi que le cycle de vie du système de traitement associé, puisque les impacts environnementaux du service et du produit sont interdépendants. En effet, le service (i.e. type de procédé de traitement) conditionne la qualité du produit en aval du traitement et la qualité du produit en amont du système influence les performances de traitement. La prise en compte simultanée des deux cycles de vie est alors schématisée à la Figure 3.

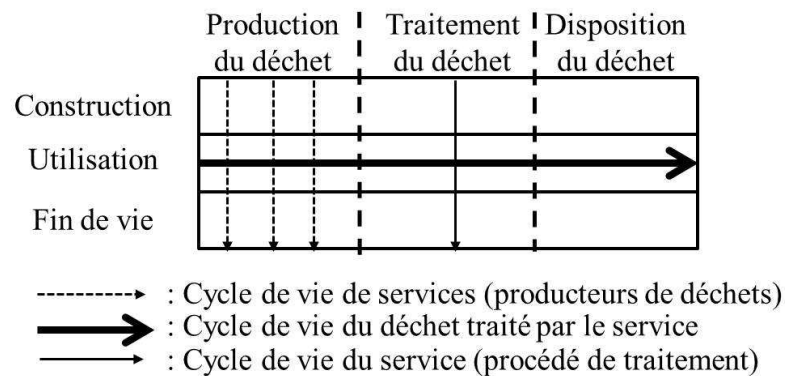


Figure 3. Étapes du cycle de vie d'un service servant au traitement d'un déchet

Dans le cas du cycle de vie d'un service dont la fonction principale consiste dans le traitement d'un déchet, le cycle de vie du déchet peut alors être assimilé aux trois étapes suivantes présentées à la Figure 3 : la production, le traitement par le service et la disposition. L'étape de disposition du déchet comprend alors la prise en compte du devenir des émissions générées par le traitement du déchet (ex. eaux usées, cendres d'incinération, etc.) et des services requis pour la disposition (ex. enfouissement, recyclage de composantes, etc.).

### 2.2.3 Comparaison de l'ACV et de l'EIE

Le Tableau 1 présente une comparaison des caractéristiques de l'ACV et de l'étude d'impact environnemental (EIE) qui constitue un autre outil d'évaluation environnemental d'usage commun (Jolliet et coll., 2005).

Tableau 1. Comparaison des caractéristiques de l'ACV et de l'EIE  
(Extrait de Jolliet et coll. 2005)

Outil	Objet	Échelle	Effets et substances considérés	Effets rapportés à	Éléments utilisés
ACV	Produit, service ou système	Globale; totalité du cycle de vie	Effets multiples; grand nombre de substances	Fonction du système sur l'ensemble du cycle de vie	Bilan de masse; impact environnemental; modèles multimédias
EIE	Nouvelle activité localisée	Locale; effets locaux	Variable selon l'auteur de l'étude	Capacité d'absorption locale	Variable selon l'auteur de l'étude

Tel que présenté au Tableau 1, l'ACV se distingue principalement de l'EIE par ses portées spatiale globale et temporelle à long terme. En effet, les émissions polluantes des diverses composantes du système nécessaires à la réalisation de la fonction du produit ou service étudié sont distribuées dans le temps sur l'ensemble du cycle de vie et dans l'espace selon la localisation des divers processus nécessaires aux systèmes.

La méthodologie de l'ACV simplifie l'évaluation des impacts environnementaux potentiels découlant des émissions polluantes produites en agrégeant l'ensemble des émissions indépendamment de leur lieu ou de leur moment d'émission. Cette intégration spatiotemporelle des émissions fait de l'ACV un outil d'analyse environnementale statique dans le temps et non distribué dans l'espace. L'ACV n'est donc pas en mesure de tenir compte des particularités locales des multiples milieux recevant les émissions contrairement à l'EIE qui se limite à l'étude d'un site et qui est donc en mesure de prendre en compte ces particularités. L'ACV et l'EIE sont donc des outils d'analyse environnementale complémentaires et non interchangeables.



## 2.2.4 Méthodologie de l'ACV

Les normes ISO commandent la réalisation d'une ACV en quatre étapes : 1) la définition des objectifs et du champ de l'étude; 2) la réalisation et l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV), 3) l'analyse des impacts environnementaux potentiels du cycle de vie (ACVI) et 4) l'interprétation des résultats. Les interactions existant entre les quatre étapes menant à la réalisation d'une ACV sont représentées schématiquement par les flèches reliant les différentes étapes à la Figure 4. La présence de flèches bidirectionnelles entre chacune des étapes représentées à la Figure 4 indique la nature itérative de l'ACV nécessitant la vérification des résultats de chacune des étapes à la lumière des résultats des étapes antérieures afin d'assurer la cohérence de l'étude. La liaison de la phase d'interprétation avec chacune des trois autres phases de l'ACV indique la nécessité d'interprétation des résultats à chacune des étapes afin de vérifier que le cadre de l'analyse est en adéquation avec l'information générée et au besoin de réviser le cadre de celle-ci à la lumière des résultats obtenus. Les sous-sections suivantes abordent plus en détail le contenu de chacune des étapes de l'ACV.

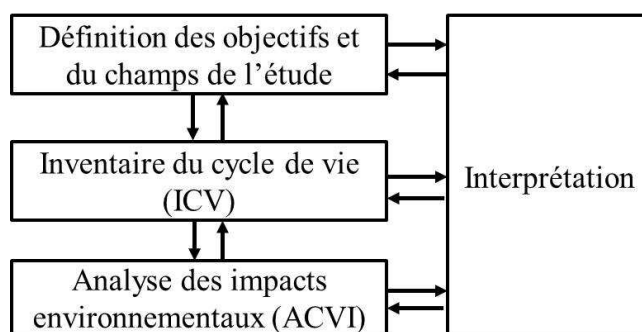


Figure 4. Étapes d'une ACV selon la norme ISO 14040 (ISO, 2006b)

### 2.2.4.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

La première étape nécessite d'abord la définition des objectifs de l'étude. Il s'agit d'une étape de nature descriptive qui vise à déterminer le ou les buts de l'étude en considérant entre autres les applications escomptées, le public ciblé et le champ de l'étude. Le champ de l'étude doit être défini afin de garantir que l'ampleur, la profondeur et le niveau de

détails de celle-ci soient compatibles avec l'objectif. Compte tenu de la nature itérative de l'ACV, l'objectif de l'étude peut également être revu suite aux résultats obtenus en cours de réalisation afin d'assurer la cohérence de l'étude en fonction de la disponibilité des ressources (i.e. temps, données, financement). La grande latitude des normes ISO par rapport à la fixation des objectifs vise à assurer suffisamment de flexibilité pour que la méthodologie de l'ACV puisse s'adapter à différents contextes d'utilisation en respectant le degré de complexité requis par le mandataire de l'analyse (Horne et coll., 2009). L'objectif de l'ACV dépend également du type d'ACV réalisé. Il est possible de distinguer deux types d'ACV soient attributionnelle et conséquentielle. L'ACV attributionnelle vise surtout à décrire les éléments du cycle de vie d'un système qui sont significatifs du point de vue environnemental (i.e. qui causent les plus importants impacts environnementaux potentiels) tandis que l'ACV conséquentielle vise à décrire comment les éléments significatifs du point de vue environnemental seront modifiés par des prises de décisions affectant le système (Finnveden et coll., 2009).

Tel que mentionné précédemment, l'ACV évalue l'impact environnemental d'un produit ou d'un service en relation à une fonction particulière. Puisque l'ACV a souvent pour objectif la comparaison de différents produits ou services, il est impératif que la même fonction soit remplie par chacun des produits ou services faisant l'objet de la comparaison. En plus de la fonction principale remplie, la plupart des produits ou services complexes remplissent également différentes fonctions secondaires qui doivent également être prises en compte dans l'analyse. Cette prise en compte peut impliquer la considération de divergences entre les fonctions secondaires de produits ou systèmes lors de l'interprétation des résultats. La détermination de la fonction principale et des fonctions secondaires doit donc être réalisée au tout début de l'analyse puisque la fonction principale sert de base à la définition de deux éléments clefs de l'ACV soient : l'unité fonctionnelle (UF) et les frontières du système. L'UF sert à la quantification de la fonction principale du système et doit être une grandeur extensive (i.e. mesurable et additive). Les frontières du système doivent représenter les limites fonctionnelles du système en incluant l'ensemble des processus nécessaires afin qu'il soit en mesure de remplir sa fonction (Jolliet et coll., 2005). L'approche de modélisation systémique mise de l'avant par les normes ISO nécessite de subdiviser le système étudié en une série de processus élémentaires. Ces processus élémentaires sont des

sous-systèmes permettant d'assurer une fonction unique ou un groupe de fonctions contribuant à l'atteinte de la fonction principale du système. Parmi les processus élémentaires figurent : les processus d'extraction, de transformation et de transport d'une ressource naturelle, de production d'énergie, de production d'un produit intermédiaire. Les processus élémentaires sont liés à l'environnement par des flux élémentaires entrants qui sont constitués de la matière et de l'énergie puisées dans l'environnement sans transformation humaine préalable et des flux élémentaires sortants constitués de la matière et de l'énergie rejetées dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure. Les processus élémentaires sont mis en relation à l'intérieur des frontières du système par des flux intermédiaires qui sont constitués de flux de produit, de matière ou d'énergie contribuant globalement à la fonction du système. La logique de modélisation décrite précédemment est illustrée de manière schématique à la Figure 5.

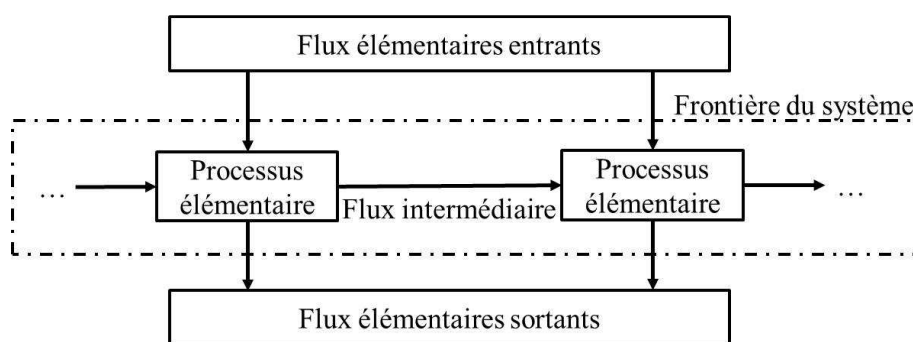


Figure 5. Schématisation de la modélisation systémique de l'ACV (ISO, 2006b)

L'ensemble des flux élémentaires traversant les frontières du système est exprimé en lien avec l'unité fonctionnelle et est regroupé sous le terme de flux de référence.

#### 2.2.4.2 Inventaire du cycle de vie (ICV)

Selon les indications des normes ISO (ISO, 2006b), l'ICV doit inclure les données et les méthodes opératoires de calcul ayant permis de quantifier les flux de référence pertinents du système faisant l'objet de l'étude. Il est conseillé de réaliser la validation des données dès leur collecte en évaluant la cohérence des bilans d'énergie et de matière ou encore par comparaison avec des processus de même nature déjà compilés. Les données doivent par la

suite être mises en rapport avec l'unité fonctionnelle en calculant les flux élémentaires correspondant à chaque processus compilé. Il est également à noter qu'en présence d'un système complexe, il est presque impossible de comptabiliser l'inventaire de l'ensemble des flux élémentaires tels que présentés à la Figure 5. La prise en compte d'un grand nombre de processus élémentaires est par contre facilitée par l'emploi de bases de données contenant la compilation des émissions et des extractions d'une quantité importante de processus élémentaires. La base de donnée la plus extensive et dont l'usage est le plus répandu à l'heure actuelle se nomme Ecoinvent et contient plus de 4000 processus élémentaires (Frischknecht et coll., 2007b). Cette base de données a été développée en Suisse, et ainsi, la plupart des processus qui y sont inclus sont représentatifs des technologies et des modes de production et de transport de l'Europe de l'Ouest. La base de données d'Ecoinvent est donc représentative des modes de production et de transport des pays développés et peut donc, dans la majorité des cas, être appliquée au contexte nord-américain. Il peut par contre être judicieux de vérifier les distances et les modes de transport considérés par défaut car les distances à couvrir tendent à être plus importantes en Amérique du Nord comparativement à l'Europe. La grande quantité de données requises par l'ACV nécessite d'avoir recours à diverses sources et méthodes d'obtention des données (ex. mesures, calculs, estimations). Il est donc nécessaire de présenter les sources et les hypothèses entourant les données employées et autant que possible de vérifier leur validité géographique, temporelle ou technologique.

#### **2.2.4.3 Analyse des impacts du cycle de vie (ACVI)**

L'étape d'ACVI permet d'évaluer les impacts potentiels sur l'environnement des émissions et des extractions compilées par l'ICV. La logique de modélisation de l'ACVI repose sur les trois étapes suivantes (Jolliet et coll., 2005) :

- la classification des émissions et des extractions selon leur contribution potentielle à des catégories d'impacts environnementaux reconnues (ex. effet de serre, eutrophisation, toxicité humaine, écotoxicité, diminution des ressources, etc.);
- la caractérisation intermédiaire des impacts (*midpoint impact*) qui consiste en une «pondération» des émissions selon l'intensité de leur contribution potentielle aux différentes catégories de classification de l'étape précédente;

- la caractérisation des dommages (*endpoint impact*) constitue une agrégation ultérieure supplémentaire des catégories d'impact intermédiaires dans des catégories de dommages (ex. dommages sur la santé humaine, dommage sur les écosystèmes. etc.)

Il est à noter que plusieurs méthodes d'évaluation des impacts environnementaux potentiels ont été développées jusqu'à maintenant et que ce domaine de recherche demeure très actif.

Une étape supplémentaire de normalisation peut être effectuée afin de mettre en évidence la contribution du produit ou service étudié à l'effet mondial ou régional dans une catégorie d'impact environnemental donnée. La normalisation consiste alors à diviser l'impact de chacune des catégories considérées par l'impact annuel estimé de l'ensemble des activités d'une personne de cette région durant une année. L'ensemble des étapes menant à l'agrégation de l'ICV grâce à l'ACVI ainsi que la normalisation peut être réalisé à l'aide de logiciels permettant de compiler l'inventaire et ensuite d'en évaluer les impacts environnementaux potentiels à l'aide d'une ou plusieurs méthodes d'évaluation des impacts environnementaux.

#### **2.2.4.4 Interprétation**

L'interprétation requiert l'analyse des résultats obtenus dans chacune des étapes précédentes de l'analyse. Selon les directives de la norme ISO 14044 (ISO, 2006a), l'étape d'interprétation de l'ACV devrait comprendre les éléments suivant :

- l'identification des enjeux d'importance en se basant sur les résultats des étapes l'ICV et de l'ACVI;
- la vérification des résultats en réalisant des contrôles de complétude, de sensibilité, de cohérence et d'incertitude;
- la présentation des conclusions, limitations et recommandations de l'analyse.

En ce qui concerne les différents types de contrôle permettant la vérification des résultats, le contrôle de complétude vise à comparer les données provenant de diverses sources afin de s'assurer que les informations et les principales données requises de chacune des étapes sont incluses dans l'étude. L'analyse de sensibilité vise à déterminer l'influence sur les résultats des variations dans les hypothèses, les méthodes et les données. Le contrôle de

cohérence tente de déterminer si les hypothèses, méthodes, modèles et données sont cohérents tout au long du cycle de vie d'un produit ou service et entre plusieurs options. L'analyse d'incertitude vise quant à elle à vérifier l'effet des incertitudes de l'ICV sur les résultats de l'ACVI. Il est à noter que les méthodologies entourant ces différents types de contrôle seront exposées plus en détail dans la section méthodologie.

L'interprétation doit également tenir compte des objectifs de l'étude en offrant une analyse critique des définitions des fonctions du système, de l'unité fonctionnelle et de ses frontières ainsi que des limitations identifiées par l'évaluation de la qualité des données et par l'analyse de sensibilité. L'interprétation de l'ACV est souvent utilisée afin d'appuyer la prise de décision en fournissant de l'information sur l'aspect environnemental du système étudié. L'ACV peut être complétée par la mise en relation des aspects économiques du cycle de vie en mettant de l'avant la méthodologie de l'ACC environnementale exposée à la section suivante.

## **2.3 Analyse du cycle des coûts environnementale**

### **2.3.1 Introduction**

L'ACC environnementale constitue une méthodologie récente d'analyse du cycle des coûts introduite par le groupe de travail sur l'ACC de la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) (Hunkeler et coll., 2008). L'ACC environnementale vise à favoriser l'harmonisation des méthodologies de l'ACV et de l'ACC. La totalité de la présentation du concept d'ACC faisant l'objet de ce mémoire est d'ailleurs tirée de l'ouvrage de la SETAC introduisant la méthodologie de l'ACC environnementale (Hunkeler et coll., 2008).

### **2.3.2 Comparaison des méthodologies d'ACC**

Selon la classification réalisée par le groupe de travail de la SETAC, il existe trois catégories d'ACC soient : l'ACC conventionnelle, l'ACC environnementale et l'ACC sociale. Le Tableau 2 présente une comparaison des principaux éléments méthodologiques des trois catégories d'ACC (Hunkeler et coll., 2008). L'ACC conventionnelle constitue la pratique historiquement utilisée et d'usage courant dans les firmes et les gouvernements. Elle consiste en une évaluation purement économique des coûts déboursés par un acteur durant le cycle de vie du produit ou service. En fonction de l'acteur considéré, les frontières du système sont ajustées pour tenir compte des parties du cycle de vie dont les coûts sont à la charge de l'acteur principal. L'ACC conventionnelle inclut donc rarement l'ensemble du cycle de vie d'un produit ou service, puisqu'en général, le cycle de vie des produits est divisé économiquement entre les producteurs et les utilisateurs des produits ou services.

L'ACC environnementale permet l'analyse de l'aspect économique du cycle de vie d'un produit ou service étudié par une ACV en partageant le même champ et les mêmes frontières que cette dernière. L'ACC environnementale emploie donc les mêmes frontières et la même unité fonctionnelle que l'ACV.

L'ACC sociale considère le cycle de vie sous l'angle macroéconomique en analysant un système élargi incluant la totalité des coûts réels déboursés par l'ensemble de la société pour un produit ou service donné. La grande différence entre les ACC environnementale et

sociale se situe au niveau de l'internalisation ou non des externalités<sup>1</sup>. Ce concept consiste à attribuer une valeur économique (i.e. monétisation) aux effets non économiques du produit ou service à l'étude afin d'évaluer le bilan global de son cycle de vie uniquement en termes monétaires. Dans le cas de l'ACC environnementale, les impacts environnementaux évalués par l'ACV conjointe ne sont pas agrégés en leur attribuant une valeur économique dans l'ACC environnementale. L'ACC sociale internalise l'ensemble des impacts environnementaux et autres externalités en leur attribuant une valeur économique en employant divers modèles de monétisation (ex. volonté de payer, valeur hédonique).

Tableau 2. Comparaisons des trois catégories d'analyse de cycle des coûts  
(adapté de Hunkeler et coll., 2008)

Aspect	ACC conventionnelle	ACC environnementale	ACC sociale
Acteurs considérés	En général uniquement un acteur principal	Un ou plusieurs acteurs liés par le cycle de vie du produit considéré	La société en général incluant les gouvernements
Frontières du système	Coûts internes déboursés par l'acteur principal	Coûts internes déboursés par l'ensemble des acteurs pour l'ensemble du cycle de vie	Coûts internes et externalités
Unité de référence	Produit	Unité fonctionnelle	Système élargi
Catégories de coûts considérées	Coûts et investissement en recherche et développement, coûts d'acquisition, d'opération et parfois de disposition	Coûts : implantation, matériaux, énergie, machineries, main d'œuvre, gestion des déchets, contrôle des émissions, transport, maintenance, taxes, subventions	Coûts de construction, de maintenance, coûts des dommages environnementaux
Modélisation des coûts	Généralement quasi dynamique	Stationnaire	Généralement quasi dynamique
Actualisation des résultats de l'ACC	Recommandé	Inconsistant avec l'ACV et non recommandé	Recommandé
Actualisation des flux d'argent	Recommandé	Recommandé	Recommandé

<sup>1</sup> Externalité: (définition) effet négatif ou positif de l'acte de production ou de consommation d'un agent économique sur un autre qui échappe au système d'appréciation du marché.  
(Source: [www.granddictionnaire.com](http://www.granddictionnaire.com))



En ce qui concerne la modélisation des coûts, ces trois méthodes d'ACC diffèrent principalement par la nature dynamique, quasi dynamique ou stationnaire de cette modélisation. Sans entrer dans les détails, les modèles dynamiques considèrent les interrelations entre différents paramètres économiques (ex. investissements, profits, technologies de production) afin de tenter de prédire l'évolution des paramètres économiques dans le temps. Les modèles économiques quasi dynamiques considèrent également les interrelations entre différents paramètres économiques, mais en émettant l'hypothèse que certains d'entre eux sont constants. Les modèles stationnaires considèrent, quant à eux, l'ensemble des paramètres économiques comme étant constant. Les ACC conventionnelle et sociale emploient en général des modèles quasi dynamiques tandis que l'ACC environnementale emploie le modèle stationnaire. L'utilisation d'un modèle économique stationnaire par l'ACC économique est requise pour assurer sa cohérence avec l'ACV qui est également une méthode de modélisation stationnaire.

Ainsi, tel que présenté au Tableau 2, aucune actualisation des résultats de l'ACC environnementale n'est réalisée puisque les résultats de l'ACC environnementale doivent demeurer constants dans le temps afin d'être comparables avec ceux de l'ACV. En effet, les impacts environnementaux globaux à long terme de l'ACV ne sont pas différenciés dans le temps (i.e. stationnaire). Il est à noter que l'actualisation des flux monétaires se produisant à différents moments dans le temps à l'intérieur du cycle de vie est par contre communément appliquée lors de la réalisation d'ACC environnementale et ne viole pas l'hypothèse de stationnarité.

Puisque l'ACC environnementale est la seule méthode d'ACC utilisée dans le cadre de ce mémoire, l'abréviation ACC est employée plutôt qu'ACC environnementale pour alléger le texte.

### **2.3.3 Méthodologie de l'ACC**

L'ACC suit globalement le même cadre méthodologique que l'ACV selon les quatre étapes présentées à la Figure 4. L'objectif de l'étude porte dans le cas de l'ACC sur l'analyse des coûts du cycle de vie plutôt que sur l'évaluation des impacts environnementaux. Bien que les deux études portent globalement sur le même système, l'ACC peut couvrir des éléments significatifs en termes de coûts encourus qui sont négligeables du point de vue des impacts

environnementaux. Par exemple, les infrastructures et la machinerie sont souvent exclues de l'ACV, étant donné leur contribution négligeable aux impacts environnementaux, tandis qu'ils sont couverts par l'ACC puisqu'ils génèrent des coûts significatifs. L'objectif global est donc d'inclure les éléments significatifs à chacune des analyses (Hunkeler et coll., 2008). De manière analogue à l'ICV, l'inventaire du cycle des coûts (ICC), requiert de compiler l'ensemble des coûts réels (Tableau 2) déboursés par l'ensemble des acteurs intervenant dans le cycle de vie du système.

L'analyse des impacts de l'ACV est remplacée par une actualisation des flux d'argent dans le cas de l'ACC. Cette étape vise à agréger l'ensemble des montants déboursés en les ramenant une année de référence commune. Lors de l'actualisation, il est recommandé de réaliser une analyse de sensibilité des taux d'actualisation afin d'évaluer leur impact potentiel sur l'interprétation des résultats. L'interprétation des résultats permet finalement d'identifier les éléments générant les coûts les plus importants sur le cycle de vie du système à l'étude.

La section suivante présente des revues critiques des études réalisées dans le domaine de l'épuration des eaux usées municipales.

## **2.4 Revue de littérature des ACVs dans le domaine des eaux usées**

### **2.4.1 Introduction**

L'ACV a été appliquée à des études de cas de STEPs avant même la formalisation de la méthodologie de l'ACV par la première série de normes ISO en 1997. (Emmerson et coll., 1995) Depuis l'an 2000, les publications portant sur les ACVs dans le domaine des eaux usées se sont multipliées et ont fait l'objet d'une revue de littérature comportant 22 articles dans le cadre du projet européen *New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment*, (NEPTUNE) (NEPTUNE, 2007). La revue de littérature réalisée (Larsen et coll., 2007) s'est penchée sur :

- les types de procédés de traitement étudiés;
- le niveau d'inclusion des catégories d'impact reliées à la toxicité;
- le niveau d'évaluation du potentiel d'impact de l'effluent et des boues d'épuration en portant une attention particulière aux micropolluants;
- les conclusions tirées à partir des résultats des études.

Une seconde revue de littérature comportant 41 articles et ayant pour objectif de souligner les similitudes et les différences retrouvées parmi les différentes études portant sur des STEPs ainsi que d'identifier les limitations de la méthodologie de l'ACV lorsqu'elle est appliquée au domaine de l'épuration des eaux usées a également été réalisée. (Corominas et coll., 2011). La revue de littérature des ACVs portant sur des STEPs municipales qui est développée dans le cadre de ce mémoire couvre en partie les études analysées par les deux revues de littérature mentionnées précédemment. Le cadre méthodologique général de l'ACV présenté à la section précédente est employé afin de structurer cette revue. Les études retenues sont donc analysées en fonction des étapes de réalisation de l'ACV.

### **2.4.2 Objectifs et champ des études**

Afin de faciliter l'analyse et la comparaison du contenu des différentes études portant sur des STEPs, les éléments relatifs à la définition du champ et des objectifs des ACV sont présentés aux Tableaux 3 à 8. Les études ont été classées en fonction des similitudes de leur

objectif principal. Le Tableau 3 porte sur des ACVs figurant parmi les premières à avoir évalué et comparé les impacts environnementaux potentiels de STEP (Emmerson et coll., 1995, Roeleveld et coll., 1997, Zhang et Wilson, 2000, Kärman et Jönsson, 2001). Les études du Tableau 4 (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Benetto et coll., 2009) comparent les impacts environnementaux de STEP centralisées conventionnelles par rapport à ceux de systèmes d'épuration séparatifs décentralisés. Le Tableau 5 présente des ACVs portant sur la comparaison des impacts environnementaux de stations d'épuration de petite taille (Dixon et coll., 2003, Gaterell et coll., 2005, Machado et coll., 2007). Les études du Tableau 6 se limitent quant à elles à l'analyse de la phase d'opération des stations (Gallego et coll., 2008, Hospido et coll., 2008, Rodriguez-Garcia et coll., 2011), tandis que le Tableau 7 comporte des études visant le développement d'inventaires du cycle de vie de STEP (Hospido et coll., 2004, Doka, 2009, Foley et coll., 2010). Le Tableau 8 présente uniquement les éléments descriptifs du champ de l'étude de l'ACV présentée dans la thèse de M. Bruno Gagnon (Gagnon, 2012). Cette thèse porte sur l'intégration des principes du développement durable à la conception en ingénierie appliquée aux systèmes d'assainissement des eaux usées municipales, incluant le réseau d'égout et la STEP. Une attention particulière est portée à la thèse de Gagnon (2012) puisqu'il s'agit de la seule étude recensée qui a été effectuée dans un contexte québécois et qui porte sur le même type de système que l'étude de cas faisant l'objet de ce mémoire.

En plus des études faisant l'objet des Tableaux 3 à 8 qui sont analysées plus en détail, de nombreuses autres études abordant le traitement des eaux usées ont été consultées sans faire l'objet d'une analyse détaillée étant donné leur parenté plus éloignée par rapport à la présente étude. Parmi ces études figurent les ACVs portant sur des procédés de traitement tertiaire visant la réutilisation des eaux usées (Beavis et Lundie, 2003, Ortiz et coll., 2007, Meneses et coll., 2010), ainsi que les ACVs portant sur le cycle anthropique de l'eau en milieu urbain (Tarantini et Ferri, 2003, Lundie et coll., 2004, Lassaux et coll., 2007, Friedrich et coll., 2009). Ces dernières incluent l'analyse complète du cycle anthropique de l'eau de l'approvisionnement en eau potable à la disposition des eaux usées.

Tableau 3. Premières ACV portant sur les STEP

Article	Emmerson et coll. (1995)	Zhang et Wilson (2000)	Roeleveld et coll. (1997)	Kärman et Jönsson (2001)
Objectif de l'étude	Évaluer et comparer l'impact environnemental de trois STEP de petite taille	Évaluer l'impact environnemental d'une STEP de grande taille	Déterminer la contribution des STEP aux impacts environnementaux totaux des Pays-Bas	Déterminer les impacts environnementaux à prioriser pour l'épuration des eaux usées
Localisation	Angleterre	Asie du Sud-Est	Pays-Bas	Suède
Procédé d'épuration des eaux	Boues activées, 2 types de filtre biologique	Boues activées	5 scénarios : aucun traitement, 4 types de systèmes à boues activées	Boues activées avec ou sans système séparatif des eaux et des solides
Taille des systèmes étudiés	1000 personnes desservies, débit temps sec de 200 m <sup>3</sup> /d	800 000 personnes desservies, capacité de 164 000 m <sup>3</sup> /d	100 000 p.e.	20 000 p.e.
Fonction	Non mentionnée			
Unité fonctionnelle	Non mentionnée : implicitement le volume d'eaux usées traitées sur la durée de vie de la STEP		STEP traitant les eaux usées de 100 000 p.e.	Eaux usées d'une p.e. traitées pendant une année
Étapes du cycle de vie considérées	Construction, opération, fin de vie	Construction, opération	Construction, opération, fin de vie	Opération
Durée de vie du système	15 ans	20 ans et 40 ans	Non indiquée	
Traitement des boues	Considéré, mais non décrit	Épaississement et déshydratation chimique	Variable : digestion anaérobie, déshydratation	Non décrit
Disposition des boues traitées	Épandage agricole	Hors frontières	Incinération, enfouissement	Épandage agricole, irrigation de sols forestiers

p.e. : personne équivalente

Tableau 4. ACV comparatives de STEPs centralisées conventionnelles et de systèmes d'épuration séparatifs décentralisés

Article	(Tillman et coll., 1998)	(Lundin et coll., 2000)	(Benetto et coll., 2009)
Objectif de l'étude	Évaluer l'impact environnemental du passage de STEPs centralisés vers des systèmes séparatifs	Comparer l'impact environnemental d'une STEP conventionnelle (centralisée) et de systèmes séparatifs	Comparer l'impact environnemental d'une STEP conventionnelle (centralisée) et de systèmes séparatifs
Localisation	Suède	Suède	Luxembourg
Procédés d'épuration des eaux	Centralisée : boues activées. Séparatifs : digestion anaérobie des solides, filtration sur sable des liquides	Centralisée : boues activées. Séparatifs : épandage direct d'urine, traitement conventionnel ou compostage des solides	STEP : boues activées. Séparatifs : compostage des solides, filtration des liquides dans une roselière
Taille des systèmes étudiés	2 échelles de systèmes étudiées : 900 et 550 000 p.e.	2 échelles : 200 et 72 000 p.e.	Système séparatif desservant 40 personnes travaillant dans un édifice
Fonction	Limitation des rejets de nutriments et de micro-organismes	Collecte des eaux usées et réduction des émissions, recouvrement des nutriments	Traitement des eaux usées, recouvrement des nutriments pour l'agriculture
Unité fonctionnelle	Traitement des eaux usées d'une p.e. durant une année		Traitement des eaux usées de 40 personnes sur 220 jours/an
Étapes du cycle de vie considérées	Construction, opération, fin de vie	Opération, (construction, opération pour système de 200 p.e.)	Opération
Durée de vie du système	Quelques décennies	15 ans : équipements mécaniques, 30 ans : bâtiment et tuyaux	Non indiquée
Traitement des boues	Séparatif : digestion ou séchage de la fraction solide	Considéré, mais non décrit	Digestion anaérobie
Disposition des boues traitées	Enfouissement, production de biogaz, épandage agricole	Épandage agricole	Épandage agricole, compostage, incinération des boues primaires
Méthode d'impact	Aucune, interprétation de l'inventaire		Impact 2002+, EcoIndicator99, Demande cumulative en exergie

Tableau 5. ACVs comparatives des impacts environnementaux de STEPs de petite taille

Article	(Dixon et coll., 2003)	(Gaterell et coll., 2005)	(Machado et coll., 2007)
Objectif de l'étude	Comparer l'impact environnemental de deux technologies d'épuration	Comparer l'impact environnemental de différents procédés d'épuration	Comparer l'impact environnemental de STEPs décentralisées pour de petites communautés rurales
Localisation	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Portugal
Procédés d'épuration des eaux	Roselière combinée à une fosse septique, Système de filtration biologique	Fosses septiques, roselières, biofiltre, fossés d'oxydation, filtre biologique rotatif, filtre biologique submergé, boues activées	Marais épurateur, système à infiltration lente, boues activées
Taille des systèmes étudiés	Différentes échelles : 12, 60, 200 p.e. (200 l/d/p.e.)	Différentes échelles de 50 à 50 000 p.e. (150 l/d/p.e.)	40 à 500 p.e. selon le type de système considéré
Fonction	Traitement de l'effluent à un niveau acceptable (i.e. : 10 mg/l DBO, 25 mg/l SS, 5mg/l NH <sub>4</sub> )	Réduction des charges polluantes rejetées (DBO, SS, ammoniacque)	Traitement de l'effluent selon les normes. (i.e. : 40 mg/L BOD, 150 mg/L COD, 15 mg/L NH <sub>4</sub> , 10 mg/L Ptot)
Unité fonctionnelle	Personnes équivalentes (p.e.) desservies	100,000 kg de DBO enlevée	Traitement des eaux usées d'une p.e. pendant 10 ans
Étapes du cycle de vie considérées	Construction, opération	Construction, opération, fin de vie	
Durée de vie du système	10 ans	20 ans	10 ans
Traitement des boues	Non considéré	Épaississement des boues	Considééré, mais non décrit
Disposition des boues traitées	Hors des frontières de l'étude	Hors des frontières de l'étude	Épandage agricole
Méthode d'impact	Aucune; interprétation directe de l'inventaire	Non mentionnée	CML 2 Baseline 2000

Tableau 6. ACVs portant uniquement sur phase d'opération des STEP

Article	(Gallego et coll., 2008)	(Hospido et coll., 2008)	(Rodriguez-Garcia et coll., 2011)
Objectif de l'étude	Comparer l'impact environnemental de 13 STEP	Évaluer les performances environnementales de STEP en condition normale d'opération	Évaluer les performances environnementales de 24 STEP classifiées en 6 typologies en utilisant une ACV simplifiée
Localisation	Espagne	Espagne	Espagne
Procédé d'épuration des eaux	Boues activées présentant différents types de traitement biologique	3 stations à boues activées, 1 station avec traitement primaire uniquement	Différents types de systèmes à boues activées avec et sans enlèvement de nutriments (N, P) et traitement tertiaire, fossé d'oxydation, système à aération prolongée
Taille des systèmes étudiés	13 STEP desservant de 3170 à 17 069 p.e.	4 STEP desservant de 75 000 à 125 000 p.e.	24 STEP desservant de 40 770 à 213 676 p.e.
Fonction	Enlèvement des polluants présents dans l'eau avant leur rejet au milieu récepteur		Prévention de la pollution
Unité fonctionnelle	p.e./ année		2 UF utilisées : 1 m <sup>3</sup> d'eau usée épurée et 1 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> enlevé
Étapes du cycle de vie considérées	Opération		
Durée de vie du système	Non indiquée		
Traitement des boues	Déshydratation mécanique : centrifugation ou filtration	Déshydratation mécanique, digestion anaérobie	Variable : déshydratation mécanique ou chimique, digestion anaérobie
Disposition des boues traitées	Épandage agricole		Épandage agricole ou enfouissement
Méthode d'impact	CML 2 Baseline 2000	CML 2 Baseline 2000	Non mentionnée; catégories utilisées : potentiel d'eutrophisation (CML), potentiel de changements climatiques (IPCC), coûts économiques d'opération



Tableau 7. ACVs portant sur le développement d'inventaires du cycle de vie de STEPs

Article	(Hospido et coll., 2004)	(Doka, 2009)	(Foley et coll., 2010)
Objectif de l'étude	Développer des inventaires fiables pour évaluer les performances environnementales de STEPs de configuration typique	Développer des inventaires de disposition des eaux usées dans des STEPs en considérant des technologies d'épuration représentatives de la Suisse pour intégration dans la base de données Ecoinvent	Modéliser et évaluer l'inventaire du cycle de vie d'une large gamme de scénarios de traitement des eaux usées.
Localisation	Espagne	Suisse	Australie
Procédés d'épuration des eaux	Boues activées	Boues activées avec précipitation chimique du phosphore	10 scénarios de traitement couvrant : 6 configurations de STEPs, une large gamme de qualités d'effluents et un scénario sans traitement
Taille des systèmes étudiés	90 000 p.e.	5 classes de systèmes desservant de 800 à 233 000 p.e. (60 g DBO/p.e.)	Débit temps sec de 10 000 m <sup>3</sup> /d, débit de pointe de 30 000 m <sup>3</sup> /d
Fonction	Enlever les polluants des eaux usées avant leur rejet	Non discutée	Décrite par l'unité fonctionnelle
Unité fonctionnelle	2 unités fonctionnelles : volume journalier temps sec et temps humide	1m <sup>3</sup> d'eaux usées	Traitement de 10 000 m <sup>3</sup> /d d'eaux usées (5000 kg COD/d, 500 kg N/d, 120 kg P/d) pendant 20 ans
Étapes du cycle de vie considérées	Opération	Construction, opération, fin de vie	Construction, opération
Durée de vie du système	Non indiquée	30 ans	20 ans
Traitement des boues	Déshydratation chimique et mécanique, digestion anaérobie	Digestion anaérobie avec production et valorisation de biogaz	Digestion anaérobie ou déshydratation mécanique et stabilisation à l'intérieur d'étangs
Disposition des boues traitées	Épandage agricole	Enfouissement, incinération et enfouissement ou épandage agricole	Épandage agricole
Méthode d'impact	CML	Aucune : présentation de l'inventaire uniquement	Aucune : analyse directe de l'inventaire

Tableau 8. Description du champ de l'étude de la thèse de Gagnon (2012)

Thèse	(Gagnon, 2012)
Objectif de l'étude	Évaluation de la performance environnementale du système
Localisation	Province de Québec, Deauville
Procédés d'épuration des eaux	Étangs aérés facultatifs
Taille des systèmes étudiés	4726 p.e.
Fonction	Empêcher l'exposition des citoyens aux eaux usées (protection de la santé humaine) et de préserver les usages qui sont faits des plans d'eau (préservation des écosystèmes) par le respect des exigences environnementales de rejet
Unité fonctionnelle	Protéger la santé humaine et de préserver les écosystèmes par la collecte et le traitement des eaux usées de 4726 personnes équivalentes sur une période de 75 ans
Étapes du cycle de vie considérées	Conception, production des matériaux, construction, opération, démantèlement, disposition des déchets d'infrastructure
Durée de vie	20 ans pour les équipements mécaniques; 75 ans pour les infrastructures
Traitement des boues	Déshydratation mécanique, épaissement par ajout d'un polymère
Disposition des boues	Enfouissement et épandage sylvicole
Méthode d'impact	ReCiPe et TRACI 2

Les points de comparaison relatifs au champ des études analysées en détail sont abordés à l'intérieur des sous-sections suivantes selon le même ordre que le contenu des Tableaux 3 à 8.

#### 2.4.2.1 Objectifs des études

La plupart des articles présentés aux Tableaux 3 à 8 ont pour objectif général l'évaluation et/ou la comparaison des impacts environnementaux ou des performances environnementales de différents systèmes ou types de procédés d'épuration. En dépit de cet objectif commun, les études diffèrent de manière importante quant aux indicateurs employés pour évaluer les impacts environnementaux potentiels. Ainsi, un grand nombre des études considérées se limitent à interpréter les impacts ou performances environnementales sur la base de l'inventaire du cycle de vie (ICV) (Emmerson et coll., 1995, Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Zhang et Wilson, 2000, Dixon et coll., 2003, Foley et coll., 2010). Les études de Roeleveld et coll. (1997)

et Kärrmann et Jönsson (2001) se démarquent quant à elles étant donné leur portée plus globale visant respectivement à évaluer la contribution du traitement des eaux usées aux impacts environnementaux totaux des Pays-Bas et à déterminer les impacts environnementaux à prioriser dans le domaine de l'épuration des eaux usées. Ces objectifs requièrent alors de réaliser la normalisation des résultats de l'ACVI. Étant donné les difficultés rencontrées lors de la réalisation d'inventaires dans le domaine de l'épuration des eaux, des études récentes se sont concentrées sur le développement d'inventaires du cycle de vie de STEPs (Hospido et coll., 2004, Doka, 2009, Foley et coll., 2010).

Il est également à noter que l'ensemble des études faisant l'objet des Tableaux 3 à 8 entre dans la catégorie des ACV attributionnelles, car elles visent principalement à décrire les éléments du cycle de vie d'un système qui sont significatifs du point de vue environnemental. Parmi les ACVs conséquentielles portant sur les systèmes d'épuration des eaux usées, il est possible de citer (Vidal et coll., 2002) dont l'objectif consiste à évaluer l'impact environnemental de changements structurels à l'intérieur d'une STEP afin de diminuer les rejets d'azote contenus dans l'effluent.

#### **2.4.2.2 Localisation**

La localisation de l'étude revêt une grande importance en ce qui a trait à l'interprétation des résultats d'une ACV portant sur un service comme celle de système d'épuration, car elle fixe le contexte socio-économique à l'intérieur duquel le système fournissant le service s'inscrit. Ce contexte comprend, dans le cas des STEPs, la nature des modes de production énergétique ainsi que les conditions d'opération de la station qui doivent répondre aux exigences environnementales du pays ou de la région où elle se situe. Les résultats des ACVs portant sur des STEPs sont donc indissociables du contexte et de la validité géographique des données et il en est de même pour les conclusions tirées des études (Renou, 2006). En ce sens, il est important de souligner que la très grande majorité des études faisant l'objet de la revue de littérature sont localisées en Europe de l'Ouest et que seule l'étude de Gagnon (2012) a été réalisée dans un contexte nord-américain. Cette situation est représentative du développement de l'ACV en général puisque la méthodologie de l'ACV et sa formalisation ont principalement été développées en Europe; à savoir, au Danemark, aux Pays-Bas et en Suisse.

### **2.4.2.3 Type de procédé d'épuration des eaux**

Le type de procédé d'épuration varie d'une étude à l'autre et fait souvent l'objet de comparaisons. Les procédés biologiques conventionnels aussi connus sous le nom de procédé à boues activées sont communs en occident, ce qui explique que ce type de procédé soit couvert par la majeure partie des articles revus. Certaines études se sont également attardées à la comparaison des performances environnementales de systèmes centralisés conventionnels par rapport à des systèmes de séparation à la source des liquides et des solides contenus dans les eaux usées domestiques (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Kärman et Jönsson, 2001, Benetto et coll., 2009).

Parmi les études faisant l'objet de la revue de littérature, des procédés de traitement tels que les marais épurateurs, les roselières et les fosses septiques sont étudiés lorsque l'objectif des ACVs porte sur la comparaison des impacts environnementaux de procédés d'épuration desservant des communautés de petites tailles puisque ces procédés sont particulièrement adaptés à ce type de situation (Dixon et coll., 2003, Gaterell et coll., 2005, Machado et coll., 2007, Benetto et coll., 2009). Parmi les ACVs considérées, seule l'étude de Gagnon (2012) porte sur un procédé de traitement de type étangs aérés facultatifs. En plus des types de procédés de traitement, certaines études comparent également les STEPs sur la base des normes de rejets (Roeleveld et coll., 1997, Gaterell et coll., 2005, Foley et coll., 2010). À ce titre, Roeleveld et coll. (1997) et Foley et coll. (2010) considèrent en plus de différents scénarios de traitement, un scénario de rejets des eaux usées sans aucun traitement qu'ils qualifient d'option nulle.

### **2.4.2.4 Taille des systèmes étudiés**

Tout comme la localisation, la taille des systèmes revêt une grande importance quant à l'interprétation des résultats. En effet, contrairement aux ACVs réalisées sur des produits manufacturés à des milliers voir des millions d'exemplaires, les systèmes d'épuration étudiés sont uniques, en ce sens qu'ils sont dimensionnés en fonction d'un site spécifique et que leur conception dépend du volume et de la charge à traiter spécifique à ce site. La taille des systèmes revêt d'ailleurs une grande importance dans plusieurs articles comparant l'impact environnemental potentiel de systèmes à différentes échelles (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Dixon et coll., 2003, Gaterell et coll., 2005). L'analyse de systèmes de différentes tailles réalisée par Lundin et al (2000) montre que des «économies d'échelle» peuvent être

obtenues du point de vue environnemental (réduction des impacts environnementaux avec l'augmentation de la taille du système). Selon les résultats obtenus par Lundin et coll. (2000), la demande en énergie d'opération de la STEP par personne équivalente desservie (p.e.) est considérée plus faible pour une station de grande taille par rapport à une station de petite taille. Il est également à mentionner que les paramètres de description de la taille des STEPs varient d'une étude à l'autre. La plupart des études expriment la taille des systèmes en termes de personnes équivalentes (p.e.). Le problème associé avec cette définition provient du fait que la base de calcul (i.e. charges et volumes associée à une p.e.) est rarement définie bien qu'elle diffère d'un pays à l'autre.

#### **2.4.2.5 Fonction**

Tel que mentionné précédemment, l'ACV est réalisée sur la base de la fonction remplie par le système. Cette fonction doit donc être assurée par l'ensemble des scénarios faisant l'objet d'une comparaison. Cette fonction est par la suite quantifiée à l'aide de l'unité fonctionnelle (UF). Malgré l'importance de la définition de la fonction lors de la réalisation de l'ACV, plusieurs études considérées n'en font pas mention (Emmerson et coll., 1995, Roeleveld et coll., 1997, Zhang et Wilson, 2000, Kärman et Jönsson, 2001, Foley et coll., 2010). Lorsque la fonction principale de la STEP est définie, elle se rapporte la plupart du temps à l'enlèvement des polluants des eaux usées avant leur rejet au milieu récepteur (Hospido et coll., 2004, Gallego et coll., 2008, Hospido et coll., 2008) et inclut parfois des valeurs à respecter quant aux normes de rejets (Dixon et coll., 2003, Machado et coll., 2007) et plus rarement une description partielle de la qualité de l'affluent (Foley et coll., 2010). Cette définition de la fonction limite l'interprétation de l'ACV. En effet, elle mène à voir la STEP comme une source majeure de pollution en lui associant la charge polluante de l'affluent même si la station ne produit pas elle-même cette pollution. À cet égard, les ACVs portant sur le cycle anthropique de l'eau concluent que les STEPs sont des sources majeures de pollution en grande partie à cause des émissions polluantes contenues dans leurs effluents (Lundin et coll., 2004, Lassaux et coll., 2007). De plus, comme la qualité de l'affluent n'est pas prise en compte, cette définition de la fonction ne permet pas d'évaluer l'efficacité de la station. L'absence de prise en compte de la qualité de l'affluent correspond à exclure l'étape de production de déchet du cycle de vie présentée à la Figure 3. Afin de prendre en compte la qualité de l'eau usée de l'affluent, Suh (2002), cité par Renou (2006), définit le concept de charge polluante négative. Selon ce concept, les flux polluants entrants dans

la station sont comptabilisés négativement dans l'inventaire du cycle de vie et les flux émis sont comptabilisés positivement. Cette méthode de calcul permettant la prise en compte de la qualité de l'affluent est reprise de manière indirecte par la méthodologie du BEN développée dans le cadre de ce mémoire

Gagnon (2012) définit quant à lui la fonction du réseau d'égout et de la STEP qui y est associée comme étant d'empêcher l'exposition des citoyens aux eaux usées (i.e. protection de la santé humaine) et de préserver les usages qui sont faits des plans d'eau (i.e. préservation des écosystèmes). Cette fonction est par contre par la suite difficile à quantifier par l'unité fonctionnelle qui est alors exprimée en termes de p.e. sur la durée de vie estimée du système.

Les ACVs portant sur des procédés d'épuration tertiaire des eaux usées visant leur réutilisation présentent quant à elle la fonction principale du procédé tertiaire comme la production d'eau recyclée et considèrent alors l'eau usée épurée comme un produit et non comme un déchet (Ortiz et coll., 2007, Meneses et coll., 2010).

En plus de la prise en compte de la fonction principale mentionnée précédemment, certaines études visent un objectif plus large de comparaison de scénarios d'épuration comprenant une ou plusieurs fonctions secondaires (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Foley et coll., 2010). Les études de Tillman et coll. (1998) et de Lundin et coll. (2000) portant sur la comparaison de systèmes de traitement centralisés conventionnels et de traitement associés à des réseaux séparatifs des eaux jaunes, noires et grises considèrent la fonction secondaire de recouvrement de nutriments qui est visée par le système de traitement associé à un réseau séparatif. La comparaison de systèmes comportant des fonctions secondaires différentes requiert l'expansion des frontières des systèmes afin d'englober des processus complémentaires comme la production d'engrais ou d'énergie permettant aux deux systèmes d'accomplir les mêmes fonctions. L'étude de Lundin et coll. (2000) présente à cet égard une discussion élaborée au sujet de la définition des frontières des systèmes d'épuration des eaux usées dans le cas où des fonctions secondaires telles que la production de nutriments et la production d'énergie associées à la valorisation des boues sont considérées.

#### **2.4.2.6 Unité fonctionnelle**

Les limitations associées à la définition de la fonction du système se répercutent logiquement dans la difficulté à définir l'UF des STEPs. Contrairement aux ACVs portant sur des systèmes

classiques de production d'un produit, la STEP est un système dont le service consiste au traitement d'un déchet. Ce déchet est de nature complexe puisque les eaux usées municipales sont constituées d'une matrice de polluants. De manière analogue au produit d'un système de production, ce déchet constitue alors le flux fonctionnel servant à quantifier la fonction du système. La complexité de la définition de l'unité fonctionnelle est alors liée à la complexité et à l'unicité de la matrice de polluants traitée par chaque STEP (Renou, 2006). En effet, les polluants à traiter varient d'une ville à l'autre en fonction de l'occupation du territoire, du climat et des normes de rejet à l'égout. Parmi les études considérées, la plupart fixent l'UF en termes de personnes équivalentes (p.e.) desservies. L'ensemble des études effectuant une normalisation des résultats utilisent également cette UF car elle simplifie cette étape optionnelle de l'ACV (Roeleveld et coll., 1997, Kärrman et Jönsson, 2001, Gallego et coll., 2008). En effet, les facteurs de normalisation en ACV représentent en général l'impact environnemental global d'une personne d'une région donnée durant une année en considérant une certaine année de référence. La fixation de l'UF sur la base d'une personne équivalente desservie permet donc de réaliser la comparaison sur la base d'un dénominateur commun et ainsi d'obtenir la contribution relative de l'épuration des eaux usées à l'impact environnemental potentiel global. La définition de l'UF tout comme celle de la taille de la station en termes de p.e. est parfois ambiguë puisqu'elle réfère implicitement au volume d'eau usée et aux charges associées à une p.e. La description des paramètres de quantité et de qualité des eaux usées associées à une p.e. est par contre rarement fournie par les études considérées. La définition de l'UF selon le volume d'eaux usées épurées est également commune (Hospido et coll., 2004, Ortiz et coll., 2007, Foley et coll., 2010, Meneses et coll., 2010). Cette UF permet de représenter les flux élémentaires de l'inventaire des émissions polluantes associées aux rejets d'eaux usées sous la forme d'une concentration moyenne correspondant au ratio de la charge moyenne sur le volume épuré. Cette UF n'implique donc aucune hypothèse sous-jacente quant au volume et à la charge associée à une p.e. De plus, elle facilite la prise en compte de micropolluants qui sont difficiles à exprimer sur la base d'une p.e. puisque plusieurs d'entre eux proviennent de sources industrielles. Suh (2002), cité par Renou (2006), conclut d'ailleurs sur l'impossibilité d'agréger les flux polluants à l'intérieur d'une UF et recommande donc l'utilisation d'une UF en termes de volume d'eau traitée.

### **2.4.2.7 Étapes du cycle de vie et durée de vie**

Bien qu'en principe l'ACV considère fondamentalement l'ensemble des étapes du cycle de vie, un grand nombre d'ACVs réalisées sur des STEPs ne considère que certaines étapes selon les objectifs fixés pour l'étude. De manière générale, le cycle de vie d'une STEP comporte trois grandes phases que sont (Emmerson et coll., 1995, Machado et coll., 2007) :

1. la construction : production des matériaux et construction des infrastructures;
2. l'opération;
3. la fin de vie : démantèlement, réhabilitation du site, disposition finale des déchets d'infrastructure.

Les étapes du cycle de vie considérées de même que la durée de vie des STEPs varient d'une étude à l'autre. Ainsi, plusieurs études se limitent à couvrir uniquement l'étape d'opération étant donné la complexité de la caractérisation des inventaires associés aux infrastructures lors de leur construction et de leur démantèlement. La complexité inhérente à la prise en compte des infrastructures est associée entre autres à leur longue durée de vie qui limite l'acquisition des données décrivant les phases de construction et de démantèlement (Renou, 2006). La durée de vie théorique des STEPs s'étale de 10 à 75 ans selon les études considérées. Le choix de la durée de vie retenue est par contre rarement discuté. Emmerson et coll. (1995) justifient le choix d'une durée de vie de 15 années par leur expérience passée démontrant que, dans la région où l'étude est réalisée, la croissance des populations desservies ainsi que l'évolution des normes de rejets requièrent une mise à niveau des infrastructures à un intervalle d'environ 15 ans. Zhang et Wilson (2000) comparent deux durées de vie pour la STEP, soit une durée de 40 ans et une durée de 20 ans nécessitant donc la construction de deux stations pour l'atteinte d'une durée de vie équivalente à celle de 40 ans. Cette dernière étude conclut que l'interprétation des résultats de l'ACV quant à la contribution relative des étapes du cycle de vie est sensible à la durée de vie considérée. Gagnon (2012) considère quant à lui une durée de vie de 75 ans pour les infrastructures et de 20 ans pour les équipements mécaniques. Le choix de la durée de vie de 75 ans pour les infrastructures urbaines en eau se fonde sur des recommandations de l'étude de (Lundin et Morrison, 2002) tandis que le choix de la durée de vie des équipements mécaniques se base sur l'expérience des gestionnaires du système faisant l'objet de l'étude.



De manière générale, l'importance relative des infrastructures des procédés de traitement de déchets dépend en grande partie de la composition des déchets traités (Frischknecht et coll., 2007a). Ainsi, des déchets présentant des charges importantes en polluants émettront de plus importantes charges résiduelles qui seront imputées à la phase opération de leur cycle de vie et ainsi cette phase présentera un impact relatif plus important que l'infrastructure. Dans le cas des STEPs, Frischknecht et ses collaborateurs mentionnent que la contribution des infrastructures peut être dominante étant donné le volume important des eaux usées à traiter qui exige l'implantation d'infrastructures de grandes tailles pour leur transport et leur traitement. Les conclusions de cette étude qui s'appuient sur les données de la base de données Ecoinvent sont supportées par le rapport sur l'inventaire du cycle de vie de STEPs d'Ecoinvent (Doka, 2009). Ce rapport conclut que pour une durée de vie considérée de 30 ans, la contribution des infrastructures aux impacts du cycle de vie des STEPs est importante. Il est par contre à noter que la conclusion de l'étude de Doka (2009) se base sur un système qui inclut le réseau d'égout domestique acheminant les eaux usées à la STEP. Gagnon (2012) conclut également que la construction du réseau d'égout présente un impact plus important que celui de la STEP. Le principal dommage environnemental de la construction de la STEP étudiée par Gagnon (2012) est lié au dommage causé aux écosystèmes par le déboisement. Ces dommages sont évalués par Gagnon à l'aide de la méthode d'impact ReCiPe.

En ce qui a trait à l'étape de fin de vie, l'étude d'Emmerson et coll. (1995) est l'une des seules à ce jour à définir et à considérer explicitement le démantèlement et la réhabilitation du site. Celle-ci est définie comme le processus de démantèlement de l'infrastructure jusqu'à une profondeur de 0,9 m et la restauration subséquente par le comblement du site par l'ajout de sol de remplissage ainsi que par l'ajout d'une couche de sol de surface propice à une revégétalisation du site. Comme l'étude d'Emmerson et coll. (1995) analyse principalement les impacts environnementaux potentiels sur la base de la consommation énergétique, seule l'énergie nécessaire à la machinerie entre en ligne de compte aux fins de comparaison entre les étapes du cycle de vie et l'étude arrive à la conclusion que cette phase est négligeable par rapport aux deux autres. Gagnon (2012) considère également la phase de fin de vie en incluant le transport des composantes démantelées, le recyclage ou l'élimination des composantes et le remblayage des étangs aérés et arrive également à la conclusion que la contribution de cette phase est négligeable par rapport au cycle de vie de la STEP.

#### **2.4.2.8 Traitement et disposition des boues**

En plus de considérer les procédés de traitement des eaux, l'ensemble des études à l'exception de celle de Dixon et coll. (2003) inclut les procédés nécessaires au traitement des boues aussi nommées biosolides. Les procédés de traitement des boues incluent la déshydratation chimique et/ou mécanique afin de réduire leur teneur en eau ainsi que la digestion anaérobie permettant une valorisation énergétique ainsi qu'une stabilisation du contenu des boues évitant les dégagements d'odeurs nauséabondes lors de la disposition.

Le ou les modes de disposition des boues varient d'une étude à l'autre selon le type de système d'épuration ainsi qu'en fonction du cadre législatif en vigueur selon la localisation de la STEP. En effet, certains pays favorisent la valorisation des nutriments contenus dans les boues par épandage agricole des boues (France, Espagne), tandis que la Suisse tend à interdire cette pratique (Doka, 2009). Les boues sont donc considérées dans certains cas comme un produit valorisable tandis que dans d'autres cas, les boues sont plutôt considérées comme des déchets dont il est nécessaire de disposer par incinération ou enfouissement.

Lorsque les boues sont valorisées pour leur contenu potentiel en énergie ou en nutriments, certaines études considèrent les fonctions secondaires associées à leur valorisation soit le remplacement d'engrais, de carburant ou d'énergie (voir section 2.4.3.2). La manière dont la ou les fonctions secondaires sont prises en compte dépend alors du type d'ACV (attributionnelle ou conséquentielle) ainsi que de la valeur économique du produit valorisé (Benetto et coll., 2009). La prise en compte de la ou des fonctions secondaires associées à la valorisation des boues d'épuration peut être réalisée selon les trois types d'allocation présentés au Tableau 9 (Benetto et coll., 2009).

Le concept d'allocation en ACV consiste à allouer les émissions et les extractions associées à un produit ou service entre le système qui génère et le système qui bénéficie de ce produit ou service. Dans certains cas, l'allocation peut mener à créditer des émissions ou des extractions au système générant le produit ou service qui permet de remplacer un produit ou service jugé équivalent. Les émissions ou les extractions créditées correspondent alors aux émissions nécessaires à la production du produit ou service équivalent.

Tableau 9. Principes d'allocation appliqués aux boues d'épuration  
(Adapté de Benetto et coll., 2009)

Principe d'allocation	Description générale de l'application du principe	Exemple appliqué aux boues d'épuration
Coupure ( <i>cut-off</i> )	Les impacts associés causés par le produit ou service associé à une fonction secondaire ne sont pas pris en compte	Exclusion de la prise en compte du transport et des émissions polluantes liées à l'épandage des boues qui sont alors imputés au système agricole
Déchet	Le produit associé à une fonction secondaire est considéré comme des déchets. Les impacts de leur disposition est associés au système le produisant	Imputation à la STEP du transport et des émissions polluantes liées à l'épandage des boues, mais absence de crédit pour le remplacement d'engrais
Expansion des frontières du système	Allocation des impacts et des crédits liés au produit ou service entre le système bénéficiaire du sous-produit valorisé et le système générant le sous-produit. (Diverses règles d'allocation possibles)	Allocation des impacts du transport et des émissions polluantes liées à l'épandage des boues et crédits pour le remplacement d'engrais entre la STEP et le système agricole

Il est à noter qu'il n'existe pas de consensus en ce qui a trait au principe d'allocation à mettre de l'avant et que les règles d'allocation peuvent varier d'une étude à l'autre. Il est donc nécessaire d'explicitier le principe d'allocation mis de l'avant lors de la réalisation d'une ACV. Il est à noter que la base de données Ecoinvent utilise le principe d'allocation considérant le produit comme un déchet pour rendre les différents processus de la base de données indépendant les uns des autres.

Plusieurs études appliquant des principes d'allocation autre que le principe de coupure (Hospido et coll., 2004, Gallego et coll., 2008) concluent que le contenu en métaux lourds des boues contribue de manière significative à l'impact environnemental potentiel de la STEP pour les catégories d'impact associées à la toxicité terrestre et humaine.

L'inclusion de scénarios de valorisation des boues revêt également une grande importance dans le cas des études portant sur la comparaison de systèmes d'épuration conventionnels et séparatifs, car les systèmes séparatifs visent la valorisation des nutriments contenus dans les eaux jaunes et dans les eaux noires. À cet égard, la plupart des études portant en tout ou en partie sur des systèmes séparatifs considèrent des modes de valorisation des boues visant le recouvrement des nutriments, dont l'épandage agricole et le compostage (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Machado et coll., 2007).

L'évaluation des modes de gestion de la valorisation et de la disposition des boues d'épuration est un domaine très actif en ACV et plusieurs études portent spécifiquement sur la comparaison de scénarios de traitement et de disposition des biosolides. Dans ce domaine (Suh et Rousseaux, 2002) comparent cinq alternatives de gestion des boues d'épuration dans un contexte français. Les alternatives sont composées d'un processus de disposition (incinération, épandage agricole, enfouissement), d'un processus de stabilisation (stabilisation à la chaux, compostage, digestion anaérobie) et du transport des boues. L'étude de (Houillon et Jolliet, 2005) compare quant à elle six scénarios de traitement des boues dont plusieurs incluent des technologies avancées de traitement (pyrolyse, incinération sur lit fluidisée, oxydation humide). Cette étude se concentre principalement sur la consommation énergétique des scénarios ainsi que sur les émissions contribuant aux changements climatiques. L'étude réalisée par (Pasqualino et coll., 2009) porte sur l'évaluation d'alternatives d'utilisation de biogaz provenant de la digestion des boues d'épuration ainsi que sur l'évaluation des divers modes de disposition des biosolides afin d'estimer les possibilités d'amélioration du profil environnemental d'une STEP. (Peters et Rowley, 2009) ont quant à eux réalisé une étude portant sur huit scénarios combinant diverses technologies de traitement et divers modes de disposition des biosolides provenant d'une STEP de taille moyenne (40 000 p.e.). Les études exposées précédemment ne constituent pas une liste exhaustive des ACVs réalisées dans le domaine de la gestion des biosolides, mais leur présentation succincte permet d'apprécier l'étendue du travail déjà réalisé dans ce domaine.

### **2.4.3 Inventaire du cycle de vie des études (ICV)**

La diversité des objectifs des études considérées aux Tableaux 3 à 8 ainsi que la disponibilité des données amène une grande variabilité au niveau du contenu de leurs inventaires. Une comparaison du contenu des inventaires des phases de construction et d'opération des études considérées est donc présentée.

#### **2.4.3.1 Comparaison des inventaires de construction**

Les sources de données ainsi que la description des différents intrants (i.e. matériaux, énergie transport) considérés par les études en ce qui a trait à la phase de construction sont présentés au Tableau 10. Le Tableau 10 permet de constater que le contenu des inventaires est très variable d'une étude à l'autre bien que la plupart de ces inventaires portent sur des STEPs dont le processus d'épuration principal est de type biologique conventionnel (i.e. boues activées). Les sources de données sont généralement multiples et incluent la plupart du temps le recours simultané à des données spécifiques au système à l'étude ainsi que des données provenant de bases de données ou de revues de littérature. En ce qui a trait aux matériaux de construction pris en compte, l'ensemble des études considère le béton et l'acier qui constituent les matériaux de structure des bâtiments prédominants en quantité.

Tableau 10. Comparaison du contenu des inventaires de la phase de construction

Article	Sources des données	Matériaux	Énergie	Transport
Emmerson et coll. (1995)	Schémas de conception, matériaux facturés	Acier, fer, béton, CPV, cuivre, contreplaqué, argile.	Production des matériaux, construction sur le site	Transport des matériaux
Zhang & Wilson (2000)	Non mentionnée	Acier, béton		Non considéré
Tillman et coll. (1998)	Données provenant de la littérature	Béton, acier, acier inoxydable, CPV (autres non décrits)	Production des matériaux	Non mentionné
Lundin et coll. (2000)				
Roeleveld et coll. (1997)	Non mentionnée	Considérée, inventaire non décrit		
Dixon et coll. (2003)	Base de données SimaPro et données locales	Acier, béton, fibre de verre, PEFD, CPV	Production des matériaux, excavation	Transport des matériaux et du matériel excavé
Gaterell et coll. (2005)	Schémas de conception, matériaux facturés	Acier, béton, fer ductile, CPV, autres (Inventaire non décrit en détail)	Considérée, mais inventaire non décrit	Non considéré
Machado et coll. (2007)	Données locales et base de données	Gravel, béton, acier, CPV, aluminium, polyéthylène, fer, CPV	Considérée, mais inventaire non décrit	Non mentionnés
Doka et coll. (2009)	Inventaire de trois usines réelles provenant de 3 études en langue allemande	Inventaire décrit dans la base de données Ecoinvent. Cet inventaire est présenté et discuté à la section 4.4.1 de ce mémoire		Transport des matériaux
Foley et coll. (2010)	Estimation du volume de béton à partir des schémas de conception. Évaluation du reste de l'inventaire à partir des données de Doka et coll. (2009)	Acier, béton, fer, aluminium, cuivre, laine minérale, caoutchouc synthétique, bitume, PEFD, PEHD, PET, produits chimiques organique et inorganique	Production des matériaux, excavation, construction sur le site	Transport des matériaux
Gagnon (2012)	Bases de données (Ecoinvent, MIET 3.0), plans et devis, soumissions, rapports annuels	Acier, acier inoxydable, béton, CPV, PEHD, argile, gravier, membranes géotextiles	Production des matériaux, Excavation, compaction	Transport des matériaux et du matériel excavé

Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 10, les inventaires de construction les plus complets sont ceux de Doka et coll. (2009) inclut dans la base de données d'Ecoinvent et de Gagnon (2012) qui emploie, en plus de la base de données Ecoinvent, la base de données MIET 3.0 qui repose sur le tableau d'entrées-sorties économiques des États-Unis à l'intérieur de laquelle l'impact environnemental moyen pour les secteurs de l'économie est déduit à partir des émissions et extractions globales pour chaque secteur.

#### **2.4.3.2 Comparaison des inventaires d'opération**

La comparaison du contenu des inventaires d'opération des études analysées est présentée au Tableau 11. La comparaison réalisée porte sur : les sources de données, les intrants (i.e. énergie, produits chimiques), les processus de transport considérés, les émissions (i.e. matrice de polluants émise directement dans l'eau par le rejet d'effluent, émissions au sol lors d'épandage), les produits évités par la valorisation des boues et les déchets solides générés par l'épuration.

L'analyse des sources de données consultées lors de la compilation de ces inventaires fait ressortir trois sources de données principales soient : les données provenant de résultats de modélisation, les données définies par les paramètres de conception de la STEP et les données provenant d'un suivi direct.

Parmi les intrants compilés, l'opération de la STEP nécessite une ou des sources d'énergie pour le fonctionnement des équipements et parfois pour le chauffage des bâtiments ou des boues pour la réalisation de la digestion anaérobie. Dans ce contexte, les sources d'énergie incluent dans l'ensemble des cas de l'électricité et parfois des combustibles fossiles. La plupart des procédés d'épuration des eaux usées et des boues d'épuration requièrent l'utilisation de produits chimiques variables selon les procédés de traitement employés.

Les processus de transport pris en compte sont variables d'une étude à l'autre et couvrent le transport des produits chimiques, des boues d'épuration, des déchets et dans de rares cas, les transports liés à la maintenance et au suivi de la station (Emmerson et coll., 1995, Dixon et coll., 2003).

Tableau 11. Comparaison du contenu des inventaires de la phase d'opération

Article	Emmerson et coll. (1995)	Zhang et Wilson (2000)	Roeleveld et coll. (1997)	Kärman et Jonsson (2001)
Sources des données	Données directes sur l'opération fournies par la compagnie responsable des STEPs	Données d'opération moyenne sur une année	Non mentionnée	Données d'opération simulée avec le logiciel ORWARE ( <i>Organic Waste Research model</i> )
Intrant : énergie	Électricité, combustibles fossiles	Électricité	Électricité	Électricité, combustibles fossiles
Intrants : produits chimiques	Contribution considérée négligeable exclue	Polymère	FeCl <sub>3</sub> , polymères, charbon activé	Non décrits
Transport	Visites du site pour la maintenance, transport des boues	Non mentionné	Non mentionné	Transport des eaux usées, des produits chimiques, des déchets
Émissions directes dans l'eau	DBO, MES	Non considérés	DCO, MES, NH <sub>4</sub> , Hg, Cu, Cd, Zn, micropolluants organiques et autres non décrits en détail	Ntot, Ptot, Cu, Cd, Pb, Hg
Émissions directes au sol (épandage)	Métaux lourds des boues d'épuration (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Zn)		Non considérées	Cu, Cd, Pb, Hg
Produits évités par la valorisation des boues	s.o.	Énergie	Chaleur, énergie	Énergie, engrais
Déchets solides	Dégrillage, boues d'épuration	Non considérés	Considérés, mais non décrits	Non décrits

s.o. : sans objet



Tableau 11. Comparaison du contenu des inventaires de la phase d'opération (suite)

Article	Tillman et coll. (1998)	Lundin et coll. (2000)	Benetto et coll. (2009)	Dixon et coll. (2003)	Gaterell et coll. (2005)
Sources des données	Données directes sur l'opération, revue de littérature		Données de conception, revue de littérature	Évaluation à partir des données de conception	Estimation à partir des données de conception de systèmes idéalisés
Intrant : énergie	Électricité, combustibles fossiles		Électricité, combustibles fossiles	Électricité	Électricité
Intrants : produits chimiques	Considérés : Inventaire non détaillé		FeCl <sub>3</sub>	Aucun produit nécessaire	Considérés : Inventaire non détaillé
Transport	Transport des produits chimiques, des boues et de l'urine (séparatif)		Transport des boues et de l'urine (séparatif)	Boues d'épuration, visites d'entretien	Hors des frontières du système
Émissions directes dans l'eau	DCO, DBO, Ptot, Ntot		DCO, DBO, Ptot, Ntot, métaux : Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn	Non considérées	DBO, MES, NH <sub>4</sub>
Émissions directes au sol (épandage)	Azote et phosphore		Azote et phosphore, métaux : Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn	s.o.	s.o.
Produits évités par la valorisation des boues	Chaleur, engrais	Engrais	s.o.	s.o.	s.o.
Déchets solides	Déchets solides, déchets dangereux		Boues d'épuration	Boues d'épuration	Boues d'épuration

s.o. : sans objet

Tableau 11. Comparaison du contenu des inventaires de la phase d'opération (suite)

Article	Machado et coll. (2007)	Gallego et coll. (2008)	Hospido et coll. (2008)	Rodriguez-Garcia et coll. (2011)
Sources des données	Données directes de systèmes expérimentaux et de systèmes d'échelle normale	Mesures directes des intrants et extrants, bases de données ACV (IDEMAT, Ecoinvent), recherche bibliographique	Données moyennes d'opération sur plusieurs années, bases de données incluses dans SimaPro	Données moyennes d'opération sur plusieurs années. Bases de données de SimaPro
Intrant : énergie	Électricité, combustibles fossiles	Électricité		
Intrants : produits chimiques	Non mentionnés	Polyélectrolyte, NaOCl	Polymère	Polyélectrolyte, FeCl <sub>3</sub> , CaO, NaOCl, NaOH, H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
Transport	Non mentionné	Transport des produits chimiques, des déchets solides et des boues d'épuration		
Émissions directes dans l'eau	DCO, NH <sub>4</sub> , Ptot, Al, Cu	DCO, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	DCO, DBO, Ntot, Ptot, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn	DCO, Ntot, Ptot, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> provenant du lessivage lors de l'épandage des boues
Émissions directes au sol (épandage)	Fe, Al, Ntot, Ptot	Métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)		Non considérées
Produits évités par la valorisation des boues	Engrais	Non mentionnés	Engrais (azote et phosphore)	
Déchets solides	Déchets, déchets généraux, déchets chimiques	Déchets solides		Dégrillage, graisses

Tableau 11. Comparaison du contenu des inventaires de la phase d'opération (suite)

Article	Hospido et coll. (2004)	Doka (2009)	Foley et coll. (2010)	Gagnon (2012)
Sources des données	Mesure directe des intrants et extrants, bases de données ACV (BUWAL)	Consultations de diverses bases de données, revue bibliographique et estimations	Modélisation de scénarios en utilisant le logiciel BioWin , revue de littérature, compilation de données réelles	Rapports annuels d'exploitation
Intrant : énergie	Électricité, diesel			
Intrants : produits chimiques	Polymère	FeSO <sub>4</sub> , FeCl <sub>3</sub> , Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	FeCl <sub>3</sub> , CaO, alun, méthanol, polymère, chlore	alun, polymère
Émissions directes dans l'eau	DCO, DBO <sub>5</sub> , MES, NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	DCO, DBO, COD, COT, SO <sub>4</sub> -S, S part., NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N part., N org. sol., PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , P part., Cl, F, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn, Si, Fe, Ca, Al, K, Mg	DCO, Ntot, Ptot	DCO, DBO <sub>5</sub> , NTK, NH <sub>3</sub> <sup>-</sup> , +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Émissions directes au sol (épandage)	Métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	Matière organique, azote, phosphore, métaux lourds (même que ceux considérés pour les émissions directes dans l'eau)	Métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Se, Mo)	s.o.
Produits évités par la valorisation des boues	Chaleur, engrais (azote et phosphore)	Énergie, chaleur	Engrais (phosphate de diammonium), électricité (valorisation de biogaz)	s.o.
Déchets solides	Dégrillage	Dégrillage, cendres d'incinération	s.o.	Dégrillage

s.o. : sans objet

La caractérisation des émissions polluantes directes liées aux rejets de l'effluent traité constitue un élément prépondérant de l'évaluation de l'impact environnemental d'une STEP. Les émissions directes dans l'eau ne sont pourtant pas considérées par les études de Zhang et Wilson (2000) et de Dixon et coll. (2003). Les autres études faisant l'objet de la revue incluent pour la plupart la prise en compte des charges organiques et des nutriments (i.e. azote et phosphore) contenus dans l'effluent. Les paramètres permettant d'évaluer ces charges varient par contre d'une étude à l'autre. Quelques études incluent également une caractérisation de certains métaux lourds de la matrice de polluants des eaux usées (Roeleveld et coll., 1997, Kärman et Jönsson, 2001, Machado et coll., 2007, Hospido et coll., 2008, Benetto et coll., 2009, Doka, 2009).

En ce qui a trait aux émissions directes vers le sol provenant des processus de disposition des boues, une liste plus ou moins exhaustive de métaux lourds est en général considérée et certaines études incluent également des émissions indirectes vers l'eau liées au lessivage des nutriments épandus (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Machado et coll., 2007, Benetto et coll., 2009, Doka, 2009). En comparant les inventaires des émissions directes vers l'eau et des émissions vers le sol, il est possible de constater des disparités importantes en ce qui a trait aux métaux lourds. En effet, plusieurs études considèrent les émissions de métaux lourds des boues sans pour autant considérer le contenu en métaux lourds des eaux usées (Emmerson et coll., 1995, Hospido et coll., 2004, Gallego et coll., 2008, Foley et coll., 2010). Les métaux lourds contenus dans les boues proviennent pourtant des eaux usées épurées. Ces disparités au niveau de l'inventaire des métaux lourds amènent à considérer les STEPs présentant une efficacité inférieure au niveau de l'enlèvement des métaux lourds comme supérieures au niveau des performances environnementales, puisque le contenu en métaux lourds de l'effluent n'est pas considéré et qu'il ne se voit donc pas associer d'impact environnemental potentiel.

Comme mentionnées à la section 2.4.2.8, certaines études créditent la STEP d'émissions négatives étant donné que les boues valorisées remplissent une fonction secondaire permettant dans certains cas de remplacer un produit présentant une fonction équivalente à la fonction remplie par les boues valorisées (Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Kärman et Jönsson, 2001, Machado et coll., 2007, Hospido et coll., 2008, Rodriguez-

Garcia et coll., 2011). Dans ce cas, les émissions négatives créditées correspondent aux émissions associées à la production du produit remplacé. À cet égard, la valorisation énergétique de biogaz par la digestion anaérobie des boues amène à créditer la STEP de l'énergie ou de la chaleur résiduelle produite. Dans le cas d'une valorisation des boues par épandage agricole, la STEP peut être créditée des engrais remplacés par les nutriments provenant des boues. En plus des boues d'épuration, les matières dégrillées, les graisses et les cendres d'incinération sont parmi les déchets solides considérés par l'ensemble des études de la revue. La nature des déchets produits dépend alors des modes de traitement des eaux usées et de disposition des boues de la STEP à l'étude.

En plus des émissions directes dans l'eau et au sol, certaines études considèrent également les émissions directes de gaz à effet de serre des procédés de traitement des eaux usées et de traitement et de disposition des boues d'épuration. À cet égard, Foley et coll. (2010) estiment les émissions de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O émis par les processus de traitement des eaux usées à partir des facteurs suggérés par le GIEC (Doorn et coll., 2006). Il est à noter que le GIEC recommande d'exclure les émissions de CO<sub>2</sub> dit biogénique provenant de la dégradation de matière organique puisque ces émissions font partie du cycle court du carbone et n'impliquent pas d'émissions provenant de sources fossiles. Rodriguez-Garcia et coll. (2011) considèrent, quant à eux, les émissions de GES provoquées par la volatilisation du NH<sub>3</sub> et par la production de N<sub>2</sub>O lors de l'épandage agricole des boues d'épuration.

#### **2.4.4 Évaluations des impacts environnementaux**

Les Tableaux 3 à 8 portant sur la comparaison du champ des études présentent également les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux utilisées par les études analysées. Il est possible de constater, tel que mentionné précédemment, que plusieurs des études revues ne comportent pas d'évaluation des impacts environnementaux (Emmerson et coll., 1995, Tillman et coll., 1998, Lundin et coll., 2000, Zhang et Wilson, 2000, Dixon et coll., 2003, Doka, 2009, Foley et coll., 2010). Ces études présentent alors une interprétation directe de l'inventaire en considérant certains paramètres de remplacement tel que la consommation énergétique, les émissions de matières organiques et de nutriments ainsi que la production de déchets solides. Il est également possible de constater que la méthode

d'évaluation des impacts environnementaux la plus utilisée est la méthode CML 2 Baseline 2000.

#### **2.4.5 Synthèse de la revue des ACVs de STEPs**

Comme mentionné à la sous-section 2.4.2.2, l'interprétation des résultats des ACVs portant sur les STEPs doit tenir compte de la localisation et de la taille des stations étant donné la validité géographique des données caractérisant les procédés d'épuration ainsi que les eaux usées à traiter. Il est donc difficile, voire impossible, de tirer une interprétation ou des conclusions globales des résultats des études considérées. Il est par contre possible de tirer des conclusions sur l'application de la méthodologie de l'ACV dans le domaine de l'épuration des eaux usées municipales. Ainsi, les conclusions suivantes ont pu être tirées relativement à chacune des étapes de l'ACV :

##### **Champ de l'étude**

- la plupart des ACVs portant sur des STEPs ont pour objectif général l'évaluation et/ou la comparaison des impacts environnementaux ou des performances environnementales de différents systèmes ou procédés d'épuration et entrent dans la catégorie des ACVs attributionnelles;
- les résultats des ACVs portant sur les STEPs présentent une validité géographique associée au contexte socio-économique à l'intérieur duquel le procédé s'inscrit. La validité géographique de l'ACV doit donc être prise en compte lors de l'interprétation des résultats;
- la majorité des ACVs sur des STEPs portent sur des procédés conventionnels à boues activées;
- les études visant la comparaison de STEPs présentant des fonctions secondaires, telles que la valorisation des nutriments, requièrent la prise en compte de ces fonctions lors de la fixation des frontières du système;
- la comparaison des impacts environnementaux de STEPs requiert la prise en compte de la taille des systèmes puisque les STEPs sont dimensionnées en fonction d'un site spécifique et que leur conception dépend du volume et de la charge à traiter spécifique à ce site;

- la définition de la fonction des STEPs a souvent été laissée de côté dans les ACVs portant sur les STEPs, malgré qu'elle serve de base à l'analyse des résultats de l'ACV;
- la détermination de l'UF quantifiant la fonction de la STEP est difficile à effectuer étant donné la complexité et l'unicité de la matrice de polluants traitée par chaque STEP;
- parmi les études antérieures, il n'y a pas de consensus quant à l'importance d'inclure ou non la phase de construction lors de l'analyse du cycle de vie des STEPs ou encore quant à la durée de vie à considérer pour les infrastructures;
- compte tenu de la grande incertitude et du manque de données de caractérisation, la phase de démantèlement des STEPs n'a presque jamais été prise en compte et lorsque celle-ci a été prise en compte, elle a toujours contribué de manière négligeable à l'impact global du cycle de vie de STEP;
- l'analyse globale du profil environnemental d'une STEP requiert l'évaluation des processus de traitement et de valorisation des boues. Il n'existe par contre pas de consensus en ce qui a trait au principe d'allocation à mettre de l'avant afin de prendre en compte les fonctions secondaires remplies par les boues valorisées;
- plusieurs études concluent que le contenu en métaux lourds des boues contribue de manière significative à l'impact environnemental potentiel de la STEP pour les catégories d'impact associées à la toxicité;
- la comparaison des impacts environnementaux de divers processus de valorisation des boues fait l'objet de nombreuses publications;

### **Inventaire**

- le béton et l'acier constituent les matériaux prépondérants dans la construction des infrastructures d'épuration des eaux usées;
- les principaux intrants de la phase d'opération d'une STEP sont l'énergie et les produits chimiques nécessaires au traitement;
- la caractérisation de la matrice de polluant des eaux usées est très variable d'une étude à l'autre, mais inclut généralement la matière organique, les matières en suspensions ainsi que les nutriments (i.e. azote, phosphore);

- le contenu en métaux lourds des boues est souvent pris en compte sans pour autant caractériser leur présence dans les eaux usées;
- certaines études créditent la STEP d'émissions négatives associées à la valorisation des boues;

### **Évaluation des impacts**

- plusieurs études ne comportent pas d'évaluation des impacts environnementaux et interprètent plutôt directement l'inventaire;
- la méthode d'évaluation des impacts environnementaux la plus utilisée est la méthode CML 2 Baseline 2000.

La revue critique des ACVs portant sur les STEPs a permis de dénoter plusieurs limitations méthodologiques qui ont mené au développement du concept de BEN présenté dans le cadre de ce mémoire. La section suivante présente l'objectif principal ainsi que les sous-objectifs.



### 3. Objectifs

L'objectif principal de ce mémoire consiste en l'analyse environnementale et économique du cycle de vie d'un système d'épuration des eaux usées municipales. L'atteinte de cet objectif requiert d'appliquer la méthodologie de l'ACV présentée à la sous-section 2.2. Les limitations associées à l'application de la méthodologie de l'ACV au domaine de l'épuration des eaux usées présentées à la sous-section 2.3 ont alimenté la réflexion entourant le développement d'une méthodologie afin de pallier certaines des limites dénotées. La réflexion entreprise a mené au développement de la méthodologie du bénéfice environnemental net (BEN). Cette méthodologie est appliquée à une étude de cas portant sur le système d'épuration des eaux usées de la ville de Sainte-Marie afin de réaliser l'analyse de cycle de vie environnemental de ce système. Dans le contexte de l'étude et vu l'importance de l'impact de la gestion des biosolides dans le profil environnemental et économique des STEPs, des variantes de disposition des biosolides générés par la STEP sont évaluées et comparées selon leurs performances environnementales. La méthodologie de l'ACC environnementale est quant à elle employée afin d'évaluer les coûts associés au cycle de vie de l'étude de cas.

En résumé, l'objectif principal de ce mémoire est atteint par la réalisation des quatre sous-objectifs suivants :

1. développement de la méthodologie du bénéfice environnemental net (BEN);
2. application de la méthodologie du BEN au cas d'un système d'épuration de la ville de Sainte-Marie;
3. évaluation environnementale de variantes de disposition des biosolides
4. analyse environnementale du cycle des coûts (ACC environnementale) du système d'épuration de la ville de Sainte-Marie;

## **4. Méthodologie et inventaires**

### **4.1 Introduction**

La présente section expose la méthodologie mise de l'avant afin de répondre à l'objectif principal et aux sous-objectifs. Elle débute par la présentation de la méthodologie du bénéfice environnemental net (BEN) développée dans le cadre de ce mémoire. Les sous-sections suivantes présentent la caractérisation de l'étude de cas selon les étapes encadrant la réalisation de l'ACV, puisque l'ACV est requise à la mise en œuvre de la méthodologie du BEN. Ainsi, les descriptions du champ et des frontières de l'étude partagées par l'ACV et par l'ACC sont présentées dans un premier temps en suivant l'ordre de présentation de la section 2.3 de la revue de littérature et en incluant les variantes de disposition des biosolides retenues aux fins de comparaison. Les méthodologies et les résultats des inventaires des émissions et des extractions ainsi que de l'inventaire des coûts du cycle de vie de la STEP et des variantes de disposition des biosolides sont ensuite présentés. Il est à noter que la présentation des résultats de l'inventaire dans la section méthodologique est en accord avec la méthodologie générale de l'ACV encadrée par les normes ISO (ISO, 2006b). Une description de la méthode d'évaluation des impacts environnementaux utilisée ainsi que de la méthodologie d'évaluation de l'incertitude des résultats sont finalement présentées.

### **4.2 Méthodologie du bénéfice environnemental net (BEN)**

La description des limitations des ACVs antérieures portant sur les STEPs en ce qui a trait à la définition de la fonction et de l'UF ont alimenté la réflexion entourant le développement d'une méthodologie fondée sur le concept du BEN afin de palier à ces limitations. La méthodologie du BEN est exposée dans cette sous-section et a fait également l'objet d'une publication (Godin et coll., 2012).

La méthodologie du BEN consiste à évaluer le BEN de la STEP en recourant à la méthodologie de l'ACV. L'évaluation du BEN requiert d'évaluer l'impact potentiel du rejet des eaux usées avec et sans épuration ainsi que l'impact du cycle de vie de la STEP. L'évaluation du BEN permet alors de déterminer le compromis environnemental entre les

impacts évités grâce à l'épuration des eaux et les impacts induits par le cycle de vie de la STEP.

Le développement de la méthodologie du BEN se fonde sur la réflexion entourant la définition de la fonction de la STEP qui a souvent été laissée de côté dans les ACVs antérieures. À cet égard, une analyse générale de la gestion des eaux usées en milieu urbain permet une mise en contexte des diverses composantes des systèmes de gestion des eaux usées qui éclaire quant à la fonction respective de ces composantes. Ainsi, la gestion des eaux usées en milieu urbain nécessite la collecte et le transport de celles-ci par les réseaux d'égouts afin de les acheminer hors des zones habitées. Les réseaux d'égout permettent alors de protéger la santé humaine en évitant aux habitants d'une ville d'être en contact avec des pathogènes et autres produits toxiques contenus dans les eaux usées. Les réseaux d'égouts sont la plupart du temps reliés à une STEP afin d'enlever une partie des polluants contenus dans les eaux usées avant leur rejet au milieu récepteur. La STEP permet alors de protéger les écosystèmes aquatiques mais aussi, indirectement, la santé humaine qui pourrait être menacée par un contact direct des eaux usées et du milieu récepteur. Dans ce contexte, la fonction principale de la STEP consiste à limiter les dommages environnementaux des rejets d'eaux usées sur les milieux récepteurs. En plus des impacts directs des rejets d'eaux usées, la prise en compte du concept de développement durable requiert également la prise en compte des impacts générés par la STEP. Globalement, la fonction de la STEP consiste en l'obtention d'un bénéfice environnemental qui, dans le contexte du développement durable, devrait englober les impacts et les gains environnementaux directs liés aux rejets d'eaux usées, mais également les impacts indirects associés au cycle de vie de la STEP.

La mise en application du concept de BEN requiert la réalisation d'une ACV comparative entre une option nulle et une option de traitement. L'option nulle consiste au rejet direct des eaux usées au milieu récepteur sans traitement. Le BEN correspond alors à la différence entre l'impact potentiel (IP) évité et induit par la STEP qui est exprimé par Équation 1 :

$$\text{BEN} = [\text{IP}_{\text{ON}} - \text{IP}_{\text{ET}}] - \text{IP}_{\text{CVS}} \quad (\text{Équation 1})$$

où le terme  $[IP_{ON}-IP_{ET}]$  correspond à l'impact potentiel évité par le traitement des eaux usées. Ce terme correspond alors à la différence entre l'impact potentiel du rejet direct des eaux usées sans traitement qui constitue l'option nulle ( $IP_{ON}$ ) et l'impact potentiel du rejet des eaux usées traitées ( $IP_{ET}$ ). L'impact potentiel induit correspond à l'impact potentiel généré par le cycle de vie de la STEP ( $IP_{CVS}$ ). L'ensemble des termes de l'Équation 1 est évalué en mettant de l'avant la méthodologie de l'ACV. En comparaison de la méthodologie du BEN, la méthodologie générale de l'ACV appliquée à une STEP fournit les résultats correspondant à la somme des termes  $IP_{ET}$  et  $IP_{CVS}$ . L'agrégation de l'impact potentiel des rejets d'eaux usées traitées ( $IP_{ET}$ ) et du cycle de vie de la STEP ( $IP_{CVS}$ ) amène alors à associer l'impact potentiel des eaux usées traitées uniquement à la STEP et ne permet pas d'évaluer sa performance environnementale. Comparativement à la méthodologie de Suh (2002), qui associe une valeur négative aux émissions polluantes de l'affluent pour permettre leur prise en compte, le BEN associe des valeurs positives aux émissions de l'affluent et négatives à celles de l'effluent. Ainsi, selon la convention de signe retenue par le BEN, une valeur positive pour une catégorie d'impact de l'ACVI correspond à un gain environnemental tandis qu'une valeur négative correspond à un impact induit.

Il est important de mentionner que le concept de BEN a déjà été employé afin de réaliser des ACVs portant sur la comparaison de technologies de traitement et de disposition des déchets solides municipaux (Hellweg et coll., 2005). Dans le contexte de l'étude de Hellweg et coll. (2005), la mise en application du BEN a par contre été simplifiée en excluant l'évaluation de l'option nulle. Cette exclusion était justifiée par le fait que l'option nulle était considérée la même entre les scénarios faisant l'objet de la comparaison et qu'ainsi l'évaluation de l'option nulle ne permettait pas de départager les scénarios. En ce qui a trait à l'évaluation de STEPs, l'option nulle permet la prise en compte explicite de la qualité des eaux de l'affluent. Comme la qualité des eaux usées varie d'une ville à une autre, la prise en compte de l'affluent permet une comparaison plus juste des performances environnementales de STEPs traitant des eaux usées de différentes compositions. L'option nulle permet également de fixer une base de comparaison qui clarifie l'évaluation des avantages et des inconvénients associés au cycle de vie de la STEP (Reap et coll., 2008).

L'application de la méthodologie de l'ACV à l'étude de cas de la STEP de la ville de Sainte-Marie est développée aux sous-sections suivantes afin d'être en mesure de produire les résultats permettant l'évaluation du BEN.

### **4.3 Champ de l'étude**

La description du champ de l'étude est réalisée en suivant le même ordre et en couvrant les mêmes éléments qu'à l'intérieur de la revue de littérature des ACVs portant sur des STEPs. La description des frontières du système à l'étude au niveau de l'ACV ainsi que de l'ACC environnementale est également présentée.

#### **4.3.1. Objectif de l'étude**

L'objectif de l'étude consiste en la réalisation d'une ACV attributionnelle d'un système d'épuration réel. Cette ACV vise à évaluer le BEN du cycle de vie du système d'épuration en mettant en application le concept du BEN exposé à la section précédente.

#### **4.3.2 Localisation**

La STEP faisant l'objet de l'étude se situe dans la ville de Sainte-Marie dans la région de Chaudière-Appalaches au Québec. La ville de Sainte-Marie se situe à environ 50 km au sud de la communauté urbaine de Québec tel qu'illustré à la Figure 6. Le territoire du bassin versant de la rivière Chaudière près de Sainte-Marie est majoritairement occupé par des terres agricoles ainsi que par des forêts (Figure 6).

Les eaux usées de la STEP de Sainte-Marie sont rejetées dans la rivière Chaudière en aval de la municipalité. Les eaux de la rivière Chaudière s'écoulent ensuite jusqu'à l'exutoire de la rivière qui se situe dans le fleuve St-Laurent à Saint-Romuald à l'ouest de Lévis sur la rive sud fleuve Saint-Laurent.

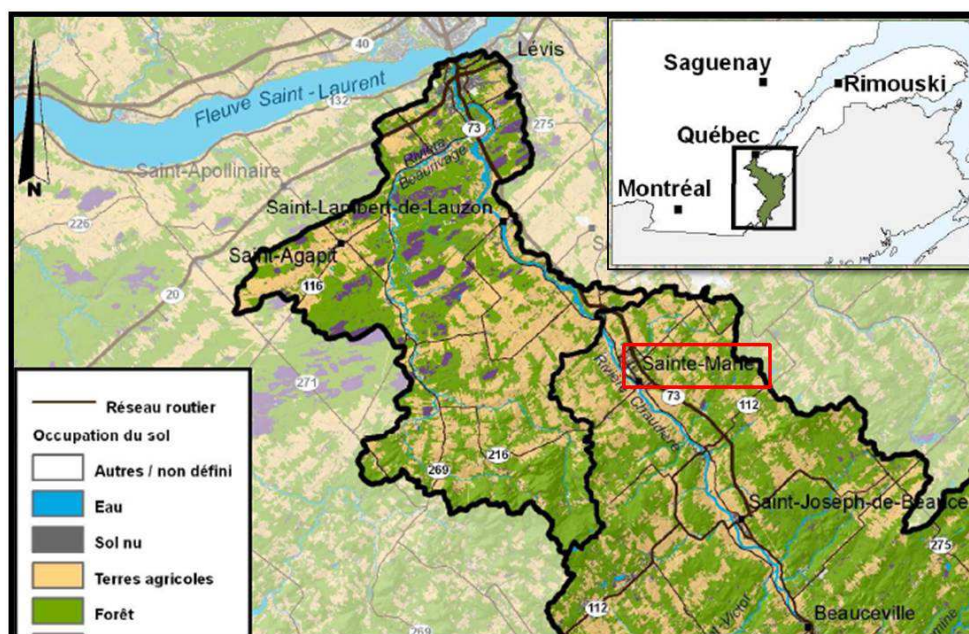


Figure 6. Localisation du système de l'étude de cas et occupation du territoire du bassin<sup>2</sup>

#### 4.3.3 Type de procédé d'épuration des eaux usées

La STEP de Sainte-Marie consiste en un procédé par lagunage de type étangs aérés facultatifs. Ce type de procédé extensif vise le traitement biologique principalement aérobic de la matière organique contenue dans les eaux usées ainsi que la décantation des matières en suspension. La chaîne de traitement comprend un total de quatre bassins en série. Les trois premiers bassins disposent d'une aération intensive assurée par des diffuseurs d'air statiques installés au fond des bassins. L'aération vise à fournir l'énergie de mélange nécessaire au maintien en suspension de la biomasse et l'oxygénation suffisante pour que cette biomasse soit en mesure de dégrader de manière aérobic la matière organique contenue dans l'affluent. Malgré l'aération intensive, les étangs sont en condition de mélange partiel. Cela signifie que l'énergie de mélange est insuffisante pour éviter la sédimentation des matières en suspension. Une partie des matières en suspension décantent donc au fond des trois premiers étangs, où elles forment les boues qui subissent une digestion anaérobie. Les charges organiques appliquées et les matières organiques solubles provenant de la digestion des boues sont quant à elles oxydées dans les zones supérieures

<sup>2</sup> Source : [http://www.cobaric.qc.ca/documents/COBARIC\\_PDE\\_2008.pdf](http://www.cobaric.qc.ca/documents/COBARIC_PDE_2008.pdf)

aérobies (Bernier, 2010b). Les étangs aérés sont conçus avant tout pour l'enlèvement de la matière organique et des matières en suspension.

Afin de limiter l'eutrophisation des eaux douces de la rivière Chaudière causée par les rejets de phosphore, les eaux sont acheminées, à la sortie du troisième étang, vers un regard muni d'un dispositif permettant l'ajout d'un coagulant afin de favoriser l'enlèvement physico-chimique du phosphore. Cet enlèvement est réalisé par précipitation du phosphore dans le quatrième étang servant au polissage. Le quatrième étang est muni de quelques aérateurs favorisant le mélange du coagulant tout en évitant la remise en suspension du phosphore précipité. La zone de cet étang se situant à proximité de l'émissaire ne comporte aucun apport d'air pour favoriser la décantation des matières en suspension afin d'obtenir un effluent clarifié. Les eaux traitées se dirigent ensuite vers la conduite de l'émissaire qui se jette au centre de la rivière Chaudière à l'aval de la municipalité. Il est à noter que la STEP ne comporte pas de traitement préliminaire permettant d'enlever de manière efficace les déchets solides contenus dans les eaux usées. Ces déchets se retrouvent alors pour la plupart sur les berges des étangs lorsqu'il s'agit de déchets flottants ou dans les boues.

En plus des quatre bassins d'épuration, le site de la STEP comporte un bâtiment de service contenant les compresseurs qui fournissent l'air aux diffuseurs statiques installés en fond d'étang. Le site abrite également un cinquième étang voué au stockage des boues lors des vidanges périodiques (Beaumont et Ruel, 1996). La Figure 7 présente une photo aérienne des étangs aérés et montre le cheminement de l'eau entre les étangs ainsi que l'emplacement du bâtiment de service.

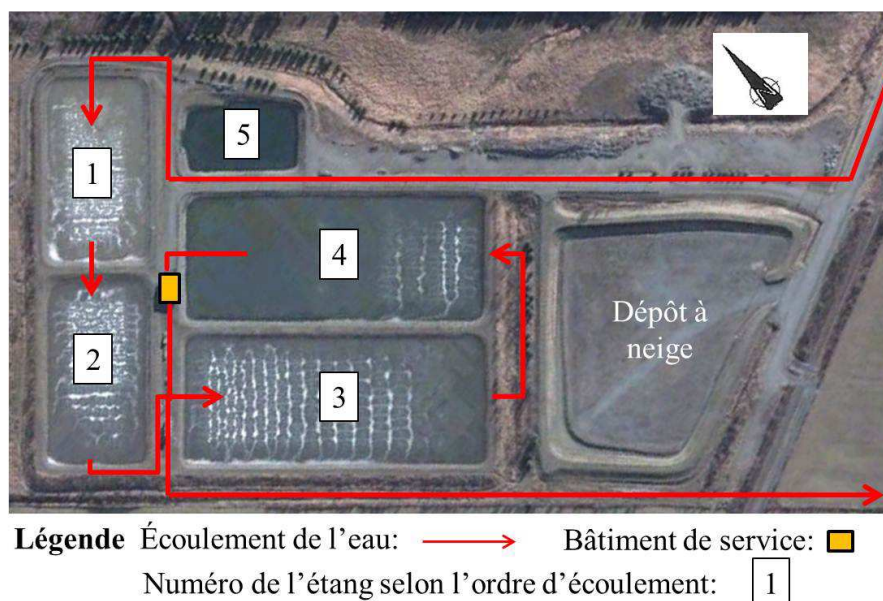


Figure 7. Vue aérienne du site des étangs aérés et schéma d'écoulement de l'eau

(Source : Google Earth)

La STEP de la ville de Sainte-Marie est assujettie à des exigences de rejet présentées au Tableau 12 (Beaumont et Ruel, 1996).

Tableau 12. Exigences environnementales de rejet de la STEP de Sainte-Marie

Paramètre	Période	Concentration	Charge	Rendement
		(mg/L)	(kg/d)	(%)
Moyenne sur la période				
DBO <sub>5</sub>	Année	20	503	85
	Été (01/07 au 30/09)	15	335	90
	Hiver (01/01 au 31/03)	20	671	80
Phosphore total	15 mai au 15 novembre	1,0	7,7	80
Coliformes fécaux	1 <sup>er</sup> juin au 30 septembre	Moyenne géométrique de 2000 organismes/100 ml		-

Globalement, la STEP doit permettre en moyenne l'enlèvement de 85 % de la charge en DBO<sub>5</sub> durant toute l'année en respectant également un enlèvement minimum de 90 % durant la période estivale et de 80 % durant la période hivernale (Beaumont et Ruel, 1996). L'abattement du phosphore par précipitation chimique est uniquement requis durant



la période du 15 mai au 15 novembre afin d'atteindre en moyenne sur cette période une concentration de 1,0 mg/L dans l'effluent traité. En ce qui a trait à l'enlèvement du phosphore, la mise en fonction d'une usine d'eau potable à Sainte-Marie en 2010 rejetant ses eaux de lavage contenant de l'alun directement à l'égout semble avoir un impact sur la quantité d'alun ajoutée aux étangs pour l'atteinte de la norme de rejet en phosphore. Ce point est développé à la section 4.4.4.3.

Le système est également assujéti à une norme de désinfection exprimée en termes de coliformes fécaux durant la période considérée propice aux loisirs aquatiques dans le milieu récepteur. L'atteinte de la norme de désinfection ne requiert aucun traitement supplémentaire, puisque le rayonnement UV provenant du soleil combiné au long temps de rétention des étangs permet d'atteindre la norme imposée.

#### 4.3.4 Taille du système

La STEP a été conçue en 1984 et mise en fonction en 1986 afin de desservir la population équivalente (p.e.) totale de l'époque évaluée à 7520 personnes. En plus de desservir cette population équivalente, la STEP a été conçue afin d'être en mesure de traiter les charges organiques et les matières en suspension provenant de deux importantes industries alimentaires soit d'une confiserie et d'une pâtisserie. Le détail des contributions en eaux usées ayant servi à la conception de la STEP est présenté au Tableau 13 (Beaumont et Ruel, 1996).

Tableau 13. Débits moyens et charges moyennes de conception  
(Adapté de Beaumont et Ruel, 1996)

Secteur de contribution	Débit (m <sup>3</sup> /d)	DBO <sub>5</sub> (kg/d)	MES (kg/d)	Ptot (kg/d)
Domestique	2406,4	377	400	19,2
Institutionnel et commercial	0 <sup>a</sup>	77		
Industriel (Confiserie)	425	1800	115	
Industriel (Pâtisserie)	570	1100	690	
Eaux parasites	5348,6			
<b>Total</b>	<b>8750</b>	<b>3354</b>	<b>1205</b>	<b>19,2</b>

a : les débits institutionnel et commercial sont inclus dans le débit domestique

Tel qu'il est possible de le constater au Tableau 13, le débit moyen de conception de 8750 m<sup>3</sup>/d comprend un important débit d'infiltration de 5348,6 m<sup>3</sup>/d. Cette infiltration est causée par la localisation de l'intercepteur principal des eaux usées qui se situe dans une zone où le niveau de la nappe phréatique est influencé par le niveau de la rivière Chaudière. Lorsque le niveau de la rivière Chaudière atteint une valeur de 142 m, mesurée sous le pont de la ville, une infiltration importante se produit dans le réseau (Sauvageau et Veilleux, 2006). En période de précipitation et/ou de fonte et/ou lorsque le niveau de la rivière Chaudière est assez élevé pour causer une importante infiltration dans le réseau d'égout, le débit de pointe pouvant être acheminé à la STEP par la station de pompage principale des eaux usées a été augmenté en 2009 passant de 18 835 m<sup>3</sup>/d à 24 800 m<sup>3</sup>/d (Rochette-Charbonneau, 2010). Ce débit ne peut par contre pas être maintenu sur une période de temps prolongée, car cette situation provoque une élévation du niveau d'eau dans les étangs qui peut menacer leur stabilité structurelle (Sauvageau et Veilleux, 2006). Le débit pompé est donc limité par les opérateurs en fonction du niveau d'eau des étangs et les volumes d'eau excédentaires sont alors rejetés directement dans la rivière Chaudière par le système de surverse du poste de pompage principal. Bien que le suivi obligatoire des débordements ne permettent pas de chiffrer les volumes ni les charges qui leurs sont associés, il est possible de constater pour la période s'étalant de 2007 à 2011, que le poste de pompage principal a débordé entre 8 % et 24 % du temps (Tableau B 1).

Il est également à noter que suite à la conception de la station selon les débits et charges du Tableau 13, la capacité d'aération de la station a été augmentée en 1995 due à des problèmes de dégagements d'odeur liés à un apport insuffisant d'oxygène menant à une importante dégradation anaérobie des boues en fond d'étang (Beaumont et Ruel, 1996). L'augmentation de la capacité d'aération de la STEP a permis de régler le problème de dégagement d'odeur en plus de fournir la capacité d'aération nécessaire à la STEP afin de respecter les normes de rejet du Tableau 12. La STEP respecte d'ailleurs toujours les normes de rejet malgré l'augmentation de la population de la ville qui était estimée en 2010 à 10 500 personnes réelles desservies (Rochette-Charbonneau, 2010). La population actuellement desservie est donc de près de 40% supérieure à la population considérée lors de la conception.

### **4.3.5 Fonction et unité fonctionnelle**

La fonction de la STEP consiste en l'obtention d'un BEN estimé selon la méthodologie introduite à la sous-section 4.2. L'unité fonctionnelle (UF) permettant de quantifier la fonction est 1 m<sup>3</sup> d'eau usée acheminée à la STEP. Il est à noter que l'UF considérée s'applique à la fois à l'affluent et à l'effluent du système puisqu'il est considéré qu'aucune perte ni apport majeur d'eau usée ne vient modifier le volume d'eau à l'intérieur du système. Le choix de l'UF en termes d'un volume d'eau usée est en accord avec la constatation de l'impossibilité d'agréger les flux polluants à l'intérieur d'une UF exprimant une charge polluante (Suh, 2002).

### **4.3.6 Étapes du cycle de vie considérées**

Comme présenté à la Figure 3, l'étude du cycle de vie d'un service voué au traitement d'un déchet nécessite d'aborder à la fois le cycle de vie du déchet à traiter ainsi que le cycle de vie du système de traitement associé, puisque les impacts environnementaux du service et du déchet sont interdépendants. La méthodologie du BEN introduite précédemment permet la prise en compte de l'étape de production du déchet en estimant l'impact potentiel associé au contenu de l'affluent ainsi que l'impact associé à l'étape de disposition du déchet par l'évaluation de l'impact potentiel de l'effluent traité. Le cycle de vie du système de traitement est également pris en compte par l'évaluation de l'impact potentiel induit par le cycle de vie de la STEP. Selon la revue de littérature, le cycle de vie de la STEP comporte trois grandes phases : la construction, l'opération, la fin de vie.

L'ACV réalisée sur la STEP de la ville de Sainte-Marie inclut uniquement les deux premières phases du cycle de vie. L'exclusion de la phase de démantèlement est justifiée par les conclusions de la thèse de Gagnon (2012) réalisée sur un système d'épuration de type étang aéré facultatif opérant dans un contexte québécois. Cette thèse a démontré la contribution négligeable de cette étape du cycle de vie à l'impact du cycle de vie complet du système.

### **4.3.7 Durée de vie de la STEP**

La durée de vie escomptée du système d'épuration est fixée à 40 ans. Cette durée de vie s'applique à l'ensemble des composantes à l'exception des équipements mécaniques qui se voient attribuer une durée de vie de 20 ans tel que suggéré par Gagnon (2012). La durée de

vie du système est fixée en tenant compte de son âge actuel (26 ans) et du fait qu'il ne semble pas qu'il sera démantelé dans un avenir rapproché. En effet, la fermeture prochaine de l'une des deux industries (confiserie) contribuant de manière importante à la charge industrielle (Tableau 13) dégagera une importante capacité résiduelle d'épuration qui devrait permettre à la STEP de soutenir la croissance modérée de la population de la municipalité au cours des prochaines années. Il est par contre à noter que bien que la charge acheminée à la STEP devrait diminuer, la capacité hydraulique de celle-ci demeure par contre limitée étant donné qu'elle est accaparée en grande partie par les apports en eaux parasites (Tableau 13). La durée de vie retenue ne constitue qu'une estimation basée sur le contexte actuel, car il existe certaines incertitudes quant à l'évolution de ce contexte. En effet, un resserrement des normes encadrant les rejets d'eaux usées (ex. ajout de normes d'enlèvement de l'azote) pourrait nécessiter d'importantes modifications au système voire requérir son remplacement. Compte tenu de l'incertitude entourant la durée de vie du système, son impact sur les résultats de l'ACVI sera évalué lors de la présentation des résultats (Section 5.1.3.2).

#### **4.3.7 Vidange des boues d'épuration**

La première vidange des boues de la STEP, pour laquelle aucune donnée n'est disponible, a été réalisée en 1995 afin de permettre la réalisation des travaux de remplacement du système d'aération (Beaumont et Ruel, 1996). Une deuxième vidange a été réalisée en trois phases s'étalant sur une période de 3 ans de 2005 à 2007. Un échantillonnage a été réalisé préalablement aux travaux de vidange afin d'estimer le volume et la masse des boues présentes au fond de l'étang ainsi que leur composition afin de déterminer les coûts de vidange des boues ainsi que les modes de disposition et de valorisation possibles en fonction des dispositions légales en vigueur. Les données de caractérisation de cette deuxième vidange des boues sont employées afin d'évaluer les impacts environnementaux de la vidange et des scénarios de disposition des boues développés.

#### **4.3.8 Scénarios de disposition des boues**

Des scénarios de disposition des boues ont été développés aux fins de la présente étude en tenant compte du contexte législatif du Québec et des avenues de disposition et de valorisation envisageables pour le système considéré.

Au Québec, les boues d'épurations des eaux usées peuvent être valorisées en tant que matières résiduelles fertilisantes (MRF) suite à l'obtention d'un certificat d'autorisation du MDDEP. À cet égard, quatre catégories de critères de classement des MRF sont définies par le MDDEP (MDDEP, 2012) : les critères relatifs aux contaminants chimiques (catégorie C), les critères portant sur la présence d'agents pathogènes (catégorie P), les critères relatifs aux odeurs (catégorie O) et la teneur en corps étrangers (E). Les MRF sont alors classées selon ces quatre critères et le type d'usage ainsi que les doses d'épandage sont déterminés par les propriétés physicochimiques et microbiologiques. Selon la classification du MDDEP, les boues d'étangs non vidangées depuis au moins 4 ans satisfont habituellement le critère pour la catégorie P2 sans aucun traitement additionnel et sont classées dans la catégorie O2 (malodorant) relativement au critère d'odeur. Les boues de Sainte-Marie entrent dans ces catégories (P2-O2) puisque la période de temps écoulée entre les vidanges est estimée à 10 ans (section 4.4.2.5). Suite aux analyses réalisées (Tableau 36), les boues des étangs de Sainte-Marie vidangées en 2005-2007 ont été classées dans la catégorie C2 relativement au critère de contamination chimique. Puisque la STEP de Sainte-Marie ne possède pas de dégrilleur, les boues sont classées dans la catégorie E2 en ce qui a trait à la présence de corps étrangers.

Les boues de Sainte-Marie (2005-2007), classées (C2-P2-O2-E2), auraient pu être valorisées par épandage sur des sols agricoles ou forestiers, mais pour cela elles auraient dû être dégrillées ou tamisées et respecter les restrictions du Tableau 14 relativement au choix des sites et des distances d'épandage (MDDEP, 2012).

En plus des exigences du Tableau 14, le niveau de contamination chimique des boues (C2) requiert de limiter l'épandage à une dose inférieure ou égale à 22 tonnes de boues sèches (b.s.) par hectare (ha) de terre par période de 5 années. Les boues de Sainte-Marie vidangées de 2005 à 2007 ont été valorisées par compostage. Le processus de compostage comporte un dégrillage et permet une désinfection levant ainsi les interdictions associées aux catégories P2 signifiant la présence d'agents pathogènes et E2 signifiant la présence de corps étrangers. Les boues vidangées ont été envoyées à l'entreprise Les Composts du Québec inc. de Saint-Henri de Lévis (RECYC-QUÉBEC, 2006). L'utilisation ultérieure du compost produit à partir des boues est par contre inconnue.

Tableau 14. Restrictions d'épandage applicables aux boues de Sainte-Marie (MDDEP, 2012)

Milieu à protéger	Lieu	Classement faisant l'objet de l'exigence	Distance à respecter/ Interdictions
Eau souterraine	Tourbière	P2	Interdit
Eau de surface	Fossé en milieu non agricole	P2	10 m
	Zone inondable	P2	Interdit
Air (bioaérosols)	Ligne de propriété	P2	5 m
	Route	P2	5 m
	Périmètre d'urbanisation	P2	250 m
Air (Odeurs)	Maison d'habitation	O2	75 m
Innocuité des cultures	Parcelles dont la culture est destinée à l'alimentation humaine et sur les pâturages	P2	Interdit

Dans le contexte du présent mémoire, deux scénarios de valorisation des boues sont évalués. Dans le contexte de la nouvelle politique québécoise de gestion des matières résiduelles (Gouvernement du Québec, MDDEP, 2011) appuyée par la plan stratégique de RECYC-QUÉBEC (RECYC-QUÉBEC, 2012) qui prévoit l'interdiction d'enfouissement de matière organique d'ici 2020, des scénarios de valorisation par épandage sur sol agricole et forestier avec dégrillage préalable sont évalués. Il est à noter que le scénario de compostage préalable à la valorisation agricole a été écarté par manque de données permettant de caractériser le processus de compostage du point de vue de l'ACV. À ce titre, la base de données Ecoinvent présente de grandes lacunes puisque le procédé de compostage qui est inclus dans la base de données («*Composting organic waste/RER U*») ne comporte ni émission ni extraction. La sous-section 4.4.3 présente le détail de la modélisation des scénarios de valorisation des boues.

#### 4.3.9 Frontières du système

Le concept de bénéfice environnemental net (BEN) introduit à la section précédente doit être pris en compte lors de la détermination des frontières du système puisqu'il intervient dans la définition de la fonction. Comme mentionnée précédemment, la fonction principale d'une station d'épuration consiste à limiter les dommages environnementaux causés par les rejets d'eaux usées au milieu récepteur. La prise en compte de cette fonction nécessite donc l'inclusion de l'ensemble des éléments nécessaires à la comparaison avec l'option nulle

consistant au rejet direct des eaux usées au milieu récepteur. La station d'épuration (STEP) de la ville de Sainte-Marie faisant l'objet de l'étude de cas est localisée à l'ouest de la ville et rejette ses eaux usées traitées à l'aval de la municipalité via un émissaire qui achemine les eaux usées traitées jusqu'au centre de la rivière Chaudière. Compte tenu du fait qu'une grande partie de la municipalité est située en zone inondable, la STEP est localisée dans une zone surélevée non sujette aux inondations. La localisation surélevée de la STEP nécessite le recours à une station de pompage afin d'y acheminer les eaux usées à traiter. La charge hydraulique fournie par la station de pompage est d'ailleurs suffisante pour que l'ensemble du cheminement des eaux usées entre les étangs ainsi que leur rejet au milieu récepteur soit réalisé par écoulement gravitaire. Comparativement au scénario de traitement des eaux usées, l'option nulle de rejet direct ne requiert pas de relèvement des eaux usées; il est donc nécessaire d'inclure la station de pompage ainsi que la conduite de refoulement reliant la station de pompage aux étangs à l'intérieur des frontières de l'ACV réalisée. Comme l'option nulle requiert l'acheminement des eaux usées au milieu récepteur, il est considéré que le réseau d'égout est requis à la fois à l'option nulle ainsi qu'au scénario de traitement, ce qui permet d'exclure le réseau d'égout de l'analyse du BEN. Il est à noter qu'il s'agit là d'une hypothèse simplificatrice, car la configuration du réseau serait inévitablement modifiée en l'absence de traitement. En effet, en l'absence de traitement, il n'y a aucune raison de séparer les eaux usées domestiques des eaux pluviales et ainsi, un réseau unitaire serait préféré au réseau séparatif.

Comme mentionné à la section 4.3.4, le réseau d'égout de la ville de Sainte-Marie est sujet aux débordements causés par la pluie, la fonte ainsi que lorsque le niveau de la rivière Chaudière sous le pont de la ville excède 142 m. Le suivi des débordements se limite à la mesure de la durée de ceux-ci. Il est donc impossible d'évaluer de manière rigoureuse leur volume et en l'absence de caractérisation de leur contenu en polluant, il est impossible de caractériser les charges polluantes qui y sont associées.

Compte tenu des données disponibles et du fait que l'ACV faisant l'objet de ce mémoire porte uniquement sur l'évaluation de la STEP, l'évaluation de l'impact environnemental des débordements est exclue de l'étude. En effet, l'unité fonctionnelle (section 4.3.5) quantifie l'eau usée acheminée à la STEP et exclut donc les eaux usées rejetées directement

au milieu récepteur. Les mesures des débordements sont tout de même exposées lors de la présentation de l'inventaire d'opération et leur importance potentielle est discutée.

Compte tenu de la description précédente et en tenant compte du concept de BEN, la localisation des éléments du système d'épuration est présentée à la Figure 8 montrant une photo aérienne de la ville de Sainte-Marie. Les quatre éléments principaux présentés à la Figure 8 feront l'objet de l'ACV réalisée.

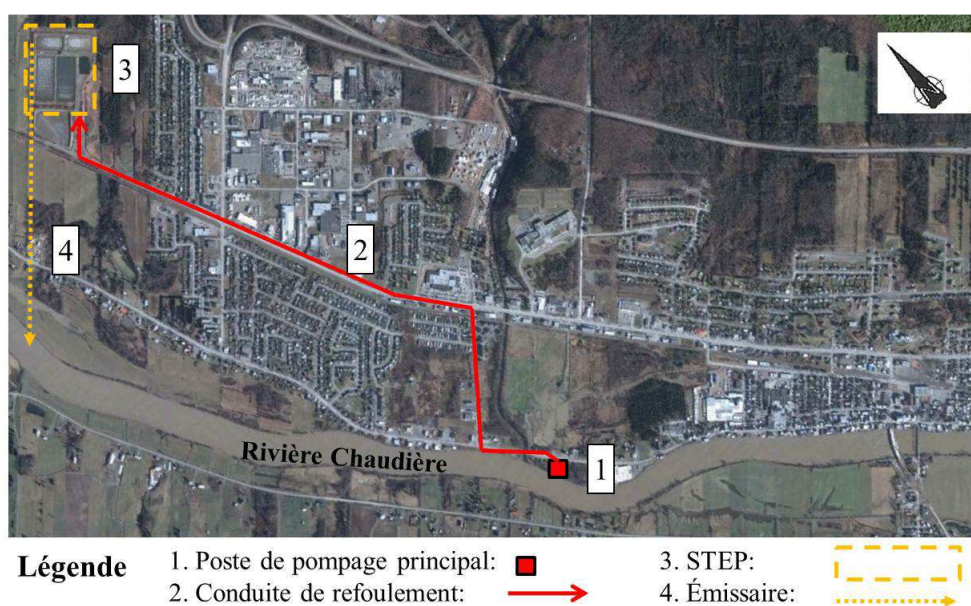


Figure 8. Localisation géographique des éléments du scénario de traitement  
(Source : Google Earth)

La Figure 9 présente quant à elle, les listes d'éléments couverts par l'ACV de l'étude de cas. Les éléments ont été classés en tenant à la fois compte de la structure du cycle de vie des services voués au traitement de déchet (Figure 3) ainsi que du concept de BEN.



	Production du déchet (IP <sub>ON</sub> )	Traitement du déchet (IP <sub>CVS</sub> )	Disposition du déchet (IP <sub>ET</sub> )
Construction du système		<ul style="list-style-type: none"> <li>  Conversion du site;</li> <li>  Excavation;</li> <li>  Imperméabilisation et drainage;</li> <li>  Production et transport des matériaux de construction et des équipements;</li> <li>  Énergie de construction des bâtiment</li> </ul>	
Opération du système	Affluent	<ul style="list-style-type: none"> <li>  Production d'électricité;</li> <li>  Production et transport d'alun</li> <li>  Remplacement des équipements;</li> <li>  Suivi et maintenance;</li> <li>  Vidange et dispositions des boues</li> </ul>	Effluent

Figure 9. Frontières de l'étude selon le concept de BEN

La Figure 9 présente de manière globale les éléments couverts par l'étude. Comme il est possible de le constater à la Figure 9, seul l'effluent se retrouve dans la colonne de disposition du déchet, puisqu'il s'agit du déchet couvert par la fonction principale du déchet, tandis que les boues d'épuration constitue un sous-produit (ou déchet) générée par l'épuration des eaux usées, L'ICV présenté à la section suivante développe le détail des éléments couverts par les phases de construction et d'opération. Il est également à noter que l'ACC environnementale réalisée sur le système partage les mêmes frontières que l'ACV réalisée.

#### 4.4 Inventaires du cycle de vie (ICV)

Les inventaires couvrant les phases de construction et d'opération du système de l'étude de cas ainsi que ceux des variantes de disposition des boues sont présentés. Comme prescrit par les normes ISO (ISO, 2006b), la description de l'inventaire inclut la présentation des données et des méthodes opératoires de calcul ayant permis de quantifier les flux de référence pertinents au système à l'étude. Il est à noter que pour alléger la présentation des inventaires, le détail des données est placé dans les annexes. Les données sont ensuite mises en rapport avec l'unité fonctionnelle. L'inventaire de l'ACC environnementale couvrant la dimension économique du système est finalement présenté.

## 4.4.1 Inventaire de la phase de construction

### 4.4.1.1 Introduction et méthodologie

L'inventaire de la phase construction couvre les quatre éléments principaux du système d'épuration de la ville de Sainte-Marie présentés à la Figure 8. Globalement, l'inventaire réalisé couvre la production et le transport des matériaux ainsi que la construction du système en considérant les éléments schématisés à la Figure 10. La réalisation de l'inventaire de construction nécessite la consultation d'un grand nombre de sources d'information afin de compiler les quantités de matériaux pour déterminer l'inventaire des émissions et des extractions associées à leur transport et à leur fabrication. Dans le but de faciliter la présentation de l'inventaire, le détail de la compilation des données a été placé à l'Annexe A. Seuls les résultats globaux et la méthodologie employée sont présentés dans cette section.

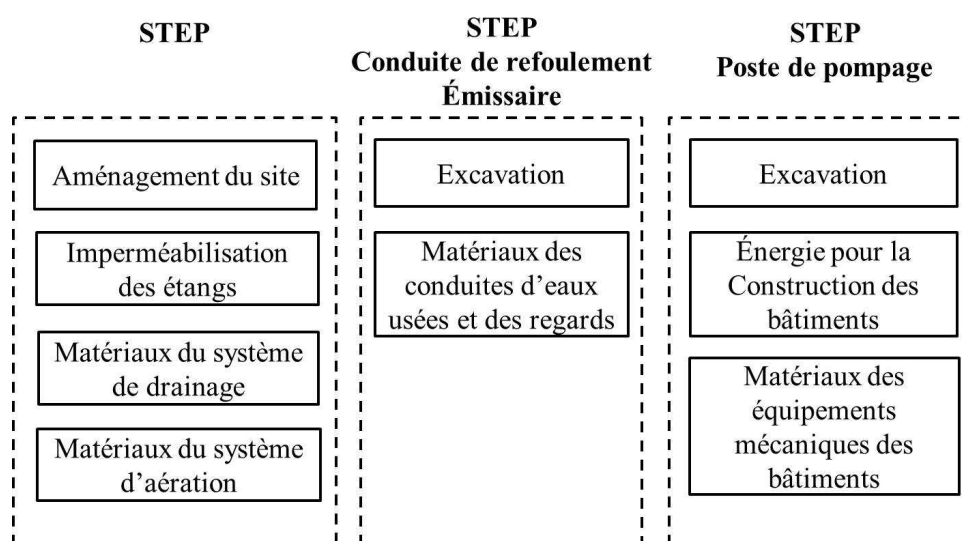


Figure 10. Éléments de l'inventaire de la phase de construction

La méthodologie mise de l'avant pour caractériser l'inventaire de construction est représentée schématiquement à la Figure 11.

Tel que présenté à la Figure 11, la compilation de l'inventaire des matériaux requiert d'abord de consulter les plans et devis de conception du système d'épuration afin d'estimer

les quantités de matériaux utilisées. L'estimation des quantités de matériaux à partir des plans et devis permet dans la plupart des cas d'évaluer les volumes ou encore les quantités de matériaux (ex. volume de béton, longueur totale de conduites). Il est alors nécessaire de consulter diverses sources de données (ex. fiches techniques, bases de données) pour déterminer les masses volumiques et les masses unitaires des matériaux permettant d'évaluer les quantités massiques de matériaux. À cet égard, le Tableau A 1, présente les facteurs de conversion des masses volumiques employés tandis que le Tableau A 2 présente les masses unitaires des conduites et autres éléments du système.

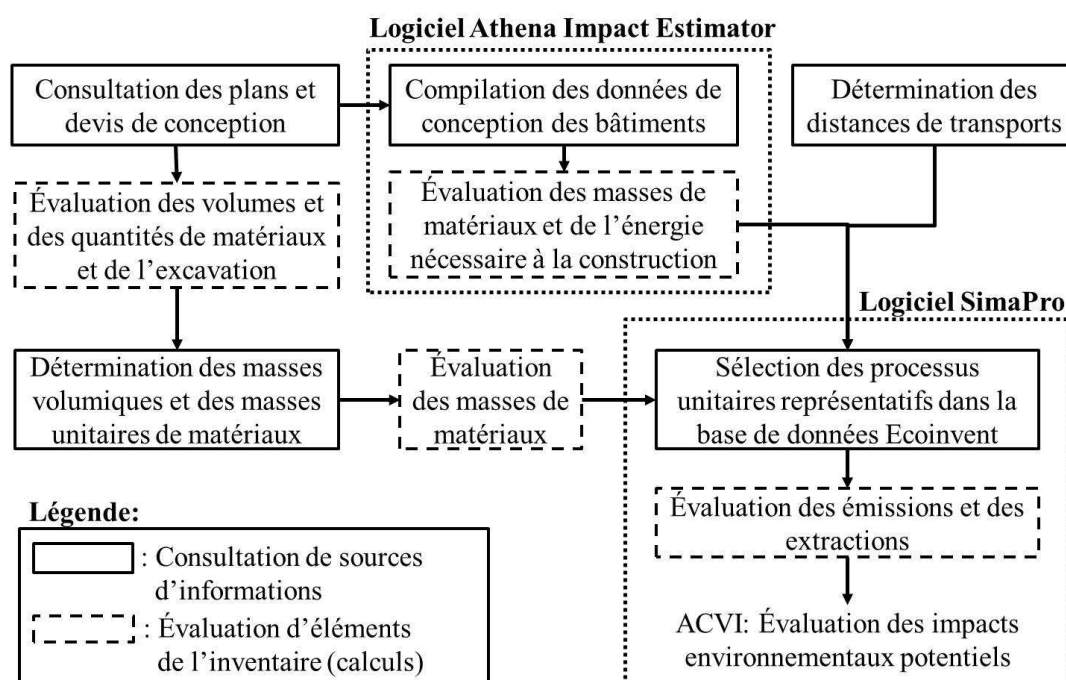


Figure 11. Méthodologie de réalisation de l'inventaire de la phase de construction

En ce qui a trait à l'évaluation des matériaux (acier, béton) et de l'énergie nécessaire à la construction des bâtiments, les données de conception sont compilées dans le logiciel *Athena Impact Estimator* (Athena Sustainable Materials Institute, Athena, 2012). Ce logiciel d'ACV spécialisé dans le domaine du bâtiment permet de générer des inventaires des matériaux de construction et d'évaluer l'énergie nécessaire à la construction à partir de données de conception du bâtiment. Il permet également de générer un inventaire des

émissions et des extractions ainsi qu'une évaluation des impacts environnementaux potentiels. Les inventaires produits par ce logiciel («*Bill of material*») sont générés à partir de données nord-américaines rendant ainsi les résultats représentatifs des pratiques de construction de l'Amérique du Nord.

En parallèle à l'évaluation des quantités de matériaux, les distances de transport de ceux-ci sont déterminées afin d'évaluer les impacts environnementaux potentiels liés à leur transport. Les masses et les distances de transport des matériaux sont par la suite compilées dans le logiciel SimaPro contenant la base de données Ecoinvent ainsi que la plupart des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux potentiels. La compilation de l'inventaire des matériaux dans le logiciel SimaPro requiert de sélectionner les processus de fabrication et de transport de matériaux les plus représentatifs parmi les divers processus de la base de données. Ces processus renferment la compilation des émissions et des extractions liées à la fabrication ou au transport du matériau considéré.

Afin de structurer la présentation du contenu de l'inventaire de construction, le Tableau 15 présente la liste des éléments couverts par l'inventaire ainsi que des processus et matériaux associés à ces éléments.

Tableau 15. Matériaux et processus couverts par l'inventaire de la phase de construction

Composante du système	Élément de l'inventaire	Processus de construction liés à l'élément	Matériaux et matières premières considérés <sup>a</sup>
STEP	Conversion du site	Déboisement	-
	Excavation et imperméabilisation	Excavation des étangs	Gravier
	Système de drainage	Excavation pour l'installation des conduites de drainage	Conduites d'acier, géotextile, gravier
Conduite de refoulement, STEP, émissaire	Conduites d'eau usée	Excavation pour l'installation des conduites	Conduites en CPV, gravier
STEP, émissaire	Regards	-	Béton, acier, acier inoxydable, fonte
STEP	Système d'aération	Excavation	PEHD, acier inoxydable, béton
Poste de pompage, STEP	Bâtiments	Excavation, carburant pour la machinerie de construction	Béton, acier
STEP	Équipements	-	Acier, cuivre
Poste de pompage	mécaniques, tuyauterie	-	Fonte, acier, cuivre

a : pour l'ensemble des matériaux et matières premières considérés, les processus de transport sont considérés et présentés au Tableau 17

CPV : chlorure de polyvinyle ; PEHD : polyéthylène haute densité

Les sous-sections suivantes décrivent le contenu des éléments de l'inventaire présentés au Tableau 15.

#### 4.4.1.2 Conversion et occupation du site de la STEP

L'aménagement du site de la STEP nécessite la conversion de la superficie de territoire requise à l'implantation de la station. La superficie du site a été estimée à l'aide du logiciel Google Earth. La superficie considérée inclut uniquement l'aire nécessaire au site abritant les étangs en excluant l'aire requise pour le chemin d'accès des étangs qui est utilisé à la fois pour l'accès à la STEP, au dépôt à neige ainsi qu'à un site de récupération de matériaux secs adjacents. La vue aérienne et les dimensions ayant permis l'estimation de la superficie du site sont présentées à la Figure A 1. La superficie du site est évaluée à 110 000 m<sup>2</sup>. Il est considéré que le site était auparavant occupé par une forêt. Cette hypothèse se base sur la présence actuelle de sites forestiers adjacents à la station. Il est à noter que les intrants nécessaires aux activités de déboisement ont été négligés et donc exclus de l'analyse.

#### **4.4.1.3 Excavation et imperméabilisation des étangs**

Le volume de sol excavé pour aménager les étangs a été estimé à partir des plans (Nadeau et coll., 1984) montrant les élévations du site avant et après l'implantation des bassins. Une partie du matériel excavé est utilisé pour la mise en forme des digues, tandis que le matériel de déblai excédentaire est accumulé sur un site adjacent à la STEP. L'imperméabilisation du fond des étangs est assurée par une couche d'argile, provenant de matériel trouvé sur place, appliquée sur une couche de pierres concassées. Le détail des données utilisées pour estimer les volumes de matériel excavé et de matériel d'imperméabilisation est présenté au Tableau A 3.

#### **4.4.1.4 Système de drainage**

L'imperméabilisation des bassins rend nécessaire l'implantation d'un système de drainage du site afin d'éviter que la pression hydrostatique de la nappe phréatique confinée sous la couche imperméable ne vienne déstabiliser les digues. Le drainage est assuré par un réseau de 14 puits d'assèchement reliés par des conduites en acier ondulé perforé. Les conduites ainsi que les puits sont entourés d'une couche de pierres nettes favorisant le drainage ainsi que d'un géotextile pour limiter le colmatage du système. La Figure A 2 présente le schéma du système de drainage du site de la STEP incluant la localisation générale des puits et des conduites. Les quantités de matériel excavé et de gravier requis par longueur linéaire de conduite ont quant à elle été estimées à partir des données d'inventaire d'excavation de la thèse de Gagnon présentées au Tableau A 4. Le Tableau A 5 présente les quantités de matériaux nécessaires à la fabrication des conduites et des puits de drainages estimés à partir des plans de conception (Nadeau et coll., 1984) ainsi que les quantités de membranes géotextiles utilisées et les masses de matériel excavées estimées à partir des données du Tableau A 4. L'aire des membranes géotextiles a été évaluée à partir des vues en coupes et des longueurs de conduites déterminées à partir des schémas de conception (Nadeau et coll., 1984).

#### **4.4.1.5 Conduites d'eaux usées et regards**

L'acheminement des eaux usées entre les étangs en série est assuré par un réseau de conduites de chlorure de polyvinyle, CPV (appelé couramment PVC) comprenant un total de 29 regards incluant le regard servant à l'ajout de l'alun. La Figure A 3 présente le

schéma général de la configuration du réseau de conduites et de la localisation des regards nécessaires au fonctionnement du système en conditions normales. Ce schéma a été conçu à partir des plans de conception de la STEP (Nadeau et coll., 1984). Il est possible de constater à la Figure A 3 que le système est constitué de conduites de distribution de l'eau à l'entrée et à la sortie des étangs pour permettre la répartition uniforme de l'eau dans les bassins afin d'assurer l'efficacité hydraulique de ceux-ci. La STEP est également munie d'un réseau de conduites auxiliaires servant au contournement des étangs lors de réparations. Ces conduites permettent de réaliser des entretiens majeurs sans toutefois avoir à interrompre le traitement. Le schéma des conduites auxiliaires est présenté à la Figure A 4. En plus des conduites d'eau usée de la STEP, le système de l'étude de cas comprend une conduite de refoulement de 3700 m de longueur et de 450 mm de diamètre en CPV qui acheminent les eaux usées du poste de pompage principal à la STEP. Le rejet des eaux usées traitées par la STEP est assuré par une conduite de CPV de 1300 m longueur et de 600 mm de diamètre munie de 16 regards dont l'écoulement se fait de manière gravitaire. Cette conduite se jette au centre de la rivière Chaudière à l'aval de la ville de Sainte-Marie. L'inventaire des matériaux nécessaires à la fabrication et à l'implantation des conduites d'eau décrites précédemment est présenté au Tableau A 6.

Le Tableau A 7 présente quant à lui l'inventaire des matériaux nécessaires à la fabrication des regards. Cet inventaire a été tiré de la thèse de Gagnon (Gagnon, 2012). Il est à noter qu'aucun volume d'excavation n'a été attribué à l'installation des regards, puisqu'il est considéré que l'excavation nécessaire à l'installation des conduites inclut l'excavation nécessaire à l'implantation des regards.

#### **4.4.1.6 Système d'aération de la STEP**

L'inventaire des éléments du système d'aération de la STEP comprend l'ensemble des 533 aérateurs statiques implantés en 1986 qui ont ensuite été remplacés par 1214 aérateurs statiques d'un modèle d'efficacité d'aération accrue en 1995. Les aérateurs et les conduites d'aération en fond d'étangs sont fabriqués en polyéthylène haute densité (PEHD) tandis que les conduites d'aération principale reliant l'intérieur du bâtiment de service au bord des étangs sont fabriquées en acier inoxydable. Les longueurs des conduites sont estimées en comparant les schémas de conception initiale de la STEP (Nadeau et coll., 1995a) aux

schémas de mise à niveau du système d'aération (Nadeau et coll., 1995b). L'inventaire des matériaux du système d'aération comprend également les éléments du système d'ancrage des aérateurs et des conduites. Chaque aérateur est maintenu en fond d'étang par une base de béton à laquelle il est ancré par l'entremise de tiges d'acier inoxydable et de tiges de PEHD. Le système d'ancrage décrit précédemment est également implanté à intervalles réguliers afin de maintenir les conduites d'aération en fond d'étang. Le Tableau A 8 présente l'inventaire des matériaux des conduites du système d'aération décrites précédemment tandis que le Tableau A 9 présente les matériaux nécessaires à la fabrication des aérateurs statiques et à l'ancrage du système d'aération. Il est à noter que l'inventaire des compresseurs et des soufflantes alimentant le système d'aération est couvert à la section 4.4.1.8 présentant les éléments mécaniques du bâtiment de la STEP et du poste de pompage.

#### **4.4.1.7 Construction des bâtiments**

Le bâtiment de service de la STEP et le poste de pompage principal sont tous deux principalement constitués de béton armé coulé sur place. Les plans et devis de conception ont été consultés afin d'estimer les volumes de béton requis à la construction. Les Tableaux A 10 et A 11 présentent respectivement l'estimation du volume de béton de la dalle de fondation et du plancher et l'estimation du volume de béton des murs du bâtiment de service de la STEP. Les Tableaux A 12 et A 13 couvrent quant à eux les mêmes éléments, mais cette fois en ce qui a trait au poste de pompage. Les masses d'acier des divers éléments des structures des bâtiments sont estimées à l'aide du logiciel Athena Impact Estimator for building (Athena Sustainable Materials Institute, 2012). Ce logiciel permet de modéliser l'inventaire des matériaux de construction à partir d'assemblages prédéfinis de composantes de bâtiment (ex. fondation, murs, toit, etc.) Le logiciel fournit également une estimation de l'énergie nécessaire au transport des matériaux et à la construction sur place des bâtiments. Le Tableau A 14 présente les assemblages retenus pour la modélisation, avec le logiciel Athena, des masses d'acier et de l'énergie de construction du bâtiment de service de la STEP et du bâtiment du poste de pompage. Le sommaire des données de l'inventaire de construction des bâtiments incluant l'estimation de l'excavation et du matériel de déblai est présenté au Tableau A 15.



#### **4.4.1.8 Mécanique des bâtiments**

Les équipements mécaniques couverts par l'inventaire incluent uniquement les équipements majeurs d'un point de vue massique. Ainsi, dans le cas du poste de pompage principal, seules les pompes et les conduites d'eau usée sont considérées. En ce qui a trait au bâtiment de service des étangs, les moteurs et les compresseurs alimentant le système d'aération sont couverts par l'inventaire. Il est à noter que l'inventaire des conduites d'aération et d'eaux usées du bâtiment de la STEP a déjà été couvert à l'intérieur les éléments précédents de l'inventaire. Les masses des équipements mécaniques (compresseurs et pompes) sont déterminées à partir des fiches techniques des équipements fournissant la masse globale de l'équipement. Aux fins d'évaluation des masses de matériaux des équipements, il est considéré que les équipements électriques (moteurs pour les compresseurs et les pompes) sont constitués à 80 % d'acier et à 20 % de cuivre. Il s'agit là d'une hypothèse simplificatrice visant à évaluer une quantité de cuivre approximative qui englobe l'ensemble du câblage des bâtiments ainsi que les bobinages des moteurs électriques des équipements mécaniques. Les compresseurs et les conduites du poste de pompage sont quant à eux fabriqués en fonte. Le détail de la description des éléments mécaniques décrits précédemment ainsi que des masses de matériaux de fabrication se trouvent au Tableau A 16.

#### **4.4.1.9 Masse totale de matériaux et distances de transport**

L'évaluation de l'impact environnemental du transport des matériaux et du matériel de déblai, requiert d'estimer le produit de la masse par la distance de transport. Les distances de transport ont été fixées par catégories de matériaux en suivant les mêmes hypothèses de modélisation du transport que la base de données Ecoinvent citées par (Gagnon, 2012). Seules les distances de transport du matériel de déblai et de l'argile ont été fixées en considérant une distance de 5 km plutôt que les valeurs de la base de données Ecoinvent de 20 km et 30 km. La valeur retenue de 5 km est justifiée par le fait que le matériel de déblai du site des étangs est disposé à côté du site d'implantation et que l'argile pour l'imperméabilisation provient de matériel en place (Beaumont et Ruel, 1996). Les distances de transport retenues pour chacune des catégories de matériaux sont présentées au Tableau 16.

Tableau 16. Distances de transport selon le type de matériaux

Type de matériaux transportés	Distance de transport (km)
Matériel de déblai, argile (matériel d'imperméabilisation)	5
Matériaux de base (ex. gravier, béton, etc.)	30
Matériaux des produits finis (ex. pompes, conduites) et semi-finis (ex. acier)	800

Comme présenté au Tableau 16, les distances de transport des produits finis et semi-finis ont été fixées à 800 km bien que la base de données d'Ecoinvent considère des distances de transport de 800 km pour les produits finis et de 300 km pour les produits semi-finis. Cette méthode d'évaluation conservatrice simplifie l'évaluation des distances de transport d'un même matériau en évitant d'avoir à prendre en compte le type d'utilisation pour fixer la distance de transport. De plus, comme les matériaux sont davantage utilisés dans des produits finis (conduites), la distance de transport de 800 km semble plus représentative.

Les masses totales de chaque type de matériaux couverts par l'inventaire ainsi que les valeurs absolues et relatives correspondantes des produits masse-distance sont présentées au Tableau 17.

Tel qu'il est possible de le constater à l'observation du Tableau 17, le produit masse-distance est en très grande partie causé par le transport des matériaux de base et par le transport du matériel de déblai. Ces matériaux présentent les distances de transport les plus faibles, mais les masses de ceux-ci sont de beaucoup supérieures à celles des matériaux finis et semi-finis. Étant donné l'importance de la contribution du transport du matériel de déblai (32 % de l'impact global du transport), l'hypothèse de la distance de transport de 5 km modifie de manière importante le résultat. En effet, la distance par défaut de transport de 20 km d'Ecoinvent double la valeur totale du produit masse-distance par rapport à la valeur par retenue de 5 km. Le choix d'un site de dépôt du matériel de déblai à proximité du site d'excavation modifie donc de manière importante l'impact des processus de transport pour un système d'épuration constitué d'étangs aérés.

Tableau 17. Contributions des matériaux au produit masse-distance

Matériaux et matières premières	Masse totale des matériaux	Distance de transport	Transport	
	(Tonne)	(km)	(Tonne*km)	(%)
Matériel de déblai	319 369	5	1 596 845	32 %
Argile	78 398	5	391 990	8 %
Gravier	53 564	30	1 606 920	33 %
Béton	1909	30	57 258	1 %
Acier	52,0	800	41 600	1 %
Acier inoxydable	42	800	33 600	1 %
Fonte	24	800	19 200	0 %
CPV	1430	800	1 144 000	23 %
PEHD	34	800	27 200	1 %
Total transport			4 918 613	100 %

#### 4.4.1.10 Choix des processus de la base de données Ecoinvent

L'évaluation des émissions et des extractions des éléments de l'inventaire requiert l'utilisation d'une base de données comportant des inventaires précompilés des émissions et extractions de ces processus. La base de données Ecoinvent version 2.2 intégrée au logiciel SimaPro version 7.3.3 est utilisée à cette fin. Le choix des processus est réalisé en considérant les processus de l'inventaire de Doka (2009) portant sur la modélisation du cycle de vie de l'infrastructure d'une station d'épuration de type boues activées à l'inventaire du système d'épuration de Sainte-Marie. Les processus retrouvés dans l'inventaire de Doka (2009) correspondants aux matériaux et procédés de l'inventaire de Sainte-Marie sont retenus. Le Tableau 18 présente l'inventaire de la phase de construction tel que compilé dans le logiciel SimaPro à l'aide des processus de la base de données Ecoinvent. Le détail des valeurs de l'inventaire est fourni pour chacun des quatre éléments principaux du système d'épuration. Comme mentionnée à la sous-section 2.2.4.2, cette base de données a été développée en Suisse, et ainsi, la plupart des processus qui y sont inclus sont représentatifs des technologies et des modes de production et de transport de l'Europe de l'Ouest. À cet égard, il est à noter que les lettres majuscules (CH et RER) terminant le nom des processus Ecoinvent (Tableau 18) indiquent la provenance géographique des données d'inventaire ainsi que le type de processus. Les lettres CH indiquent que les

données proviennent de la Suisse, les lettres RER indiquent les données proviennent de manière plus large de l'Europe et finalement les lettres GLO indiquent des données de provenance globale. Les lettres Qc du processus Ecoinvent du béton indiquent quant à elles que le processus Ecoinvent du béton a été modifié afin de tenir compte du mode de production de l'électricité du Québec (Tableau B 14). Il s'agit de l'unique processus du Tableau 18 modifié, puisque compte tenu des distances de transport considérées (Tableau 17), il s'agit de l'unique matériau produit au Québec.

La lettre U indique que la version unitaire de la base est employée (Frischknecht et coll., 2007b). Cette version, contrairement à la version systémique (S), comprend une spécification de l'incertitude pour la quasi-totalité des données des processus (Goedkoop et coll., 2010). Lors de la réalisation de l'ACVI, il est alors possible d'évaluer l'incertitude associée aux processus de la base de données Ecoinvent ainsi que de considérer l'incertitude des données compilées lors de l'inventaire. Il est à noter que la version systémique (S) ne permet pas l'évaluation de l'incertitude et est utilisée afin de diminuer le temps de calcul.

Tableau 18. Inventaire des processus de la phase de construction entré dans SimaPro

Élément de l'inventaire	Processus de la base de données Ecoinvent	Total	STEP	Poste de pompage	Conduite refoulement	Émissaire	Unités
Superficie convertie	Transformation, from forest, intensive, normal	110 000	110 000	0	0	0	m <sup>2</sup>
Excavation	Excavation, hydraulic digger/RER U	227 648	205 258	1890	15 170	5330	m <sup>3</sup>
Sable et gravier	Sand, gravel and stone, extracted for use	53 564	46 714	0	5069	1781	Tonnes
Béton	Concrete, exacting, at plant/Qc U	795	423	341	0	31	m <sup>3</sup>
Acier inoxydable	Chromium steel 18/8, at plant/RER U	42	41,8	0	0	0,2	Tonnes
Acier	Reinforcing steel, at plant/RER U	52	37	14	0	1	Tonnes
Fonte	Cast iron, at plant/RER U	24	8	12	0	4	Tonnes
Cuivre	Copper, at regional storage/RER U	1,6	1,0	0,6	0,0	0,0	Tonnes
CPV	Polyvinylchloride, bulk polymerised, at plant/RER U	1430	341	0	673	416	Tonnes
PEHD	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	34	34	0	0	0	Tonnes
Diesel utilisé par la machinerie de construction des bâtiments	Diesel, burned in building machine/GLO U	96 200	85 400	10 800	0	0	MJ
Transport	Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	4,9E+06	3,7E+06	5,0E+04	7,3E+05	4,1E+05	Tonnes *km

#### 4.4.1.11 Évaluation de la cohérence des données

La cohérence des données de l'inventaire de construction de la STEP de Sainte-Marie est vérifiée en comparant les données recueillies avec les données d'inventaires provenant de deux autres STEPs. La première est tirée du processus "Wastewater treatment plant, class 4/CH/I U" de la base de données Ecoinvent (Doka, 2009) tandis que la seconde est tirée et de la thèse de Gagnon (2012). Le Tableau 19 présente la capacité des trois STEPs comparées ainsi que les principaux éléments du contenu de leurs inventaires.

Tableau 19. Comparaisons du contenu des inventaires de construction de trois STEPs

Type de procédé d'épuration	Étangs aérés	Étangs aérés	Boues activées	Unités
Source de données	Sainte-Marie	(Gagnon 2012)	Ecoinvent (Doka 2009)	
Paramètre, élément d'inventaire				
Capacité	10 200	4726	5321	p.e.
Débit moyen traité	8047 <sup>a</sup>	1618	2932	m <sup>3</sup> /d
Charge journalière moyenne en DCO	3641 <sup>a</sup>	538	1338	kg/d
Superficie totale du site	110 000	40 000	5250	m <sup>2</sup>
Excavation	205 258	34 544	29 900	m <sup>3</sup>
Argile (impermeabilisation)	32 666	8455	0	m <sup>3</sup>
Gravier (étangs)	20 370	664	0	m <sup>3</sup>
Béton	423	Inconnu	8590	m <sup>3</sup>
Acier inoxydable	41,8		53,5	Tonnes
Acier	37		668	
Fonte	8		0	
PEHD	34		21	
CPV	341		0	
Cuivre	1		0	7,9
Diesel utilisé par la machinerie de construction des bâtiments	85 400	Non considéré	Non considéré	MJ
Transport par camion	4,9E+06	1,6E+06	4,2E+05	Tonnes*km
Transport par train	0	0	5,0E+05	

a : Valeurs moyennes estimées sur la période de 2007 à 2011

Il est à noter que parmi l'ensemble des processus de l'inventaire de la STEP de la base de données d'Ecoinvent, seuls les processus communs avec l'inventaire de la STEP de Sainte-Marie ont été retenus ainsi que ceux contribuant à 5 % et plus de l'impact total de la STEP pour au moins une des catégories d'impact de la méthode ReCiPe. La comparaison des impacts environnementaux de ces deux STEPs est d'ailleurs présentée dans la section portant sur l'ACVI.

La comparaison des capacités des STEPs du Tableau 19 permet de constater que la STEP de Sainte-Marie dessert un nombre de p.e. environ deux fois supérieurs aux deux autres stations et traite un débit moyen journalier de trois à cinq fois supérieur. La STEP de Sainte-Marie traite une charge organique journalière moyenne de trois à près de sept fois supérieure. Le débit moyen élevé par rapport à la population équivalente de la STEP de Sainte-Marie s'explique par l'infiltration importante à l'intérieur du réseau d'égout tandis que la valeur élevée de la charge organique s'explique par la présence de deux industries alimentaires. Ces particularités de la STEP de Sainte-Marie se répercutent sur le volume des étangs nécessaires pour le maintien d'un temps de rétention de l'eau adéquat qui sont, par comparaison avec la STEP de la thèse de Gagnon (2012), plus élevés que la différence de proportion des p.e. desservies. Il est également à noter que les quantités de matériel d'imperméabilisation (gravier, argile), sont difficilement comparables d'un site à l'autre, puisque la quantité de matériel nécessaire dépend en grande partie des conditions géologiques locales du site. À ce titre, le site de la STEP de Sainte-Marie requiert un système de drainage tandis que la STEP étudié par Gagnon (2012) n'en possède pas. Cette particularité indique que le drainage naturel du site de Sainte-Marie est faible et nécessite donc davantage de gravier pour assurer l'écoulement des eaux souterraines sous les étangs.

En ce qui a trait à la comparaison entre le processus de type étangs aérés de Sainte-Marie et celui de type boues activées de la base de données Ecoinvent, les différences les plus marquées se retrouvent au niveau des quantités d'acier et de béton qui sont de loin supérieures pour le processus de type boues activées. Cette différence s'explique par le fait que le système à boues activées est constitué de plusieurs bassins en béton armé pour contenir les eaux usées, tandis que les eaux usées des étangs aérées sont contenues dans des bassins imperméabilisés par de l'argile. Les systèmes de type étangs aérés requièrent par contre une superficie au sol beaucoup plus importante qui se répercute sur la longueur de

conduites de CPV nécessaires pour acheminer les eaux usées entre les étangs. En ce qui a trait à la différence de quantité de cuivre, comme ce matériau a été estimé de manière grossière, il est difficile de se prononcer sur la quantité exacte requise au système de type étangs aérés. La faible superficie du bâtiment de service ainsi que le nombre limité d'équipements électriques donnent par contre à penser que la quantité de cuivre requise pour une STEP de type étangs aérés est moindre que pour une STEP de type boues activées.

#### 4.4.1.12 Estimation de l'incertitude des données

L'estimation des données d'inventaire est empreinte d'une part d'incertitude qui est difficile à évaluer étant donné les sources multiples qui la cause. Le Tableau 20 présente pour chacun des éléments de l'inventaire l'incertitude relative estimée à partir d'un jugement personnel de la qualité des données. Le Tableau 20 présente une brève explication des raisons sous-tendant les valeurs d'incertitudes retenues.

Tableau 20. Incertitude relative des données de l'inventaire

Élément de l'inventaire	Incertitude relative	Commentaire
Superficie convertie, sable et gravier	10 %	Éléments en majeure partie estimés directement à partir des plans et devis
Excavation, matériel de déblai	25 %	Incertitude importante associée à la prise en compte de l'élévation du site avant et après excavation
Béton, acier, diesel	15 %	Éléments estimés à partir des plans et devis et du logiciel <i>Athena</i>
Matériaux entrant principalement dans la fabrication de conduites : (acier inoxydable, fonte, CPV, PEHD)	20 %	Incertitude importante associée à l'évaluation de la masse de matériaux, car l'épaisseur des conduites installées n'est pas connue
Cuivre	50 %	Incertitude importante, car l'estimation n'est pas fondée sur des données, mais sur une hypothèse
Transport	30 %	Incertitude importante découlant principalement de l'incertitude quant à l'estimation de la masse de matériel de déblai ainsi que de l'évaluation des distances de transport et du mode de transport



Les incertitudes relatives sur les données d'inventaire sont employées afin d'évaluer l'incertitude sur les résultats de l'ACVI. La section 4.6 présente à cet égard, la méthodologie employée pour l'évaluation de l'incertitude. Les valeurs d'incertitudes relatives y sont alors employées afin de déterminer des bornes minimales et maximales de valeurs délimitant des distributions triangulaires employées pour évaluer l'incertitude.

#### 4.4.1.13 Mise en relation de l'inventaire par rapport à l'unité fonctionnelle

L'estimation de la contribution relative des diverses phases du cycle de vie requiert la mise en relation des éléments de l'inventaire par rapport à l'unité fonctionnelle. Dans le cas de la phase de construction, la mise en relation avec l'UF retenue qui est le 1 m<sup>3</sup> d'eaux usées acheminé à la STEP requiert d'estimer le volume d'eau usée acheminé et traité sur la durée de vie du système d'épuration. Le volume épuré sur la durée de vie du système est estimé en évaluant le volume annuel moyen épuré par la STEP. L'estimation du volume annuel moyen est fondée sur les données compilées sur la période de 2000 à 2011 présentées au Tableau 21. Ces données proviennent des rapports annuels d'exploitation de la station d'épuration ainsi que d'un rapport complémentaire d'analyse des débits (Sauvageau et Veilleux, 2006).

Tableau 21. Volume d'eau usée traité sur la durée de vie du système

Année	Volume annuel	Année	Volume annuel
	m <sup>3</sup>		m <sup>3</sup>
2000	3 122 883	2006	3 033 280
2001	2 976 900	2007	2 910 914
2002	2 964 465	2008	2 721 442
2003	3 306 857	2009	2 996 812
2004	3 368 181	2010	2 851 058
2005	2 583 466	2011	3 028 268
Volume moyen		(m <sup>3</sup> )	2,99E+06
Écart-type		(m <sup>3</sup> )	1,5E+05
C.V. : Écart-type/Moyenne		(%)	5
Volume d'eau usée traitée sur la durée de vie du système (40 ans)		(m <sup>3</sup> )	1,20E+08
Incertitude		(m <sup>3</sup> )	6E+06

Le volume d'eau usée de  $1,20E+08 \text{ m}^3$  est donc employé pour estimer la contribution relative de la phase de construction du système à l'impact global du système lors de l'étape ACVI. Cette valeur comporte une incertitude estimée par un coefficient de variation (C.V.) de 5 % sur la base d'un suivi des volumes épurés sur une période de 12 des 40 années de la durée de vie escomptée du système. L'impact de cette incertitude sur la contribution relative de la phase de construction sera évalué lors de la réalisation de l'ACVI.

## 4.4.2 Inventaire de la phase d'opération

### 4.4.2.1 Introduction et application de la méthodologie du BEN

La mise en application du concept de BEN, requiert de compiler un inventaire d'opération qui couvre à la fois les émissions directes de polluants de l'affluent, de l'effluent et de la STEP en plus des intrants et des émissions indirectes associées au fonctionnement du système. Les frontières des éléments couverts par l'inventaire d'opération selon le concept de BEN sont présentées à la Figure 12.

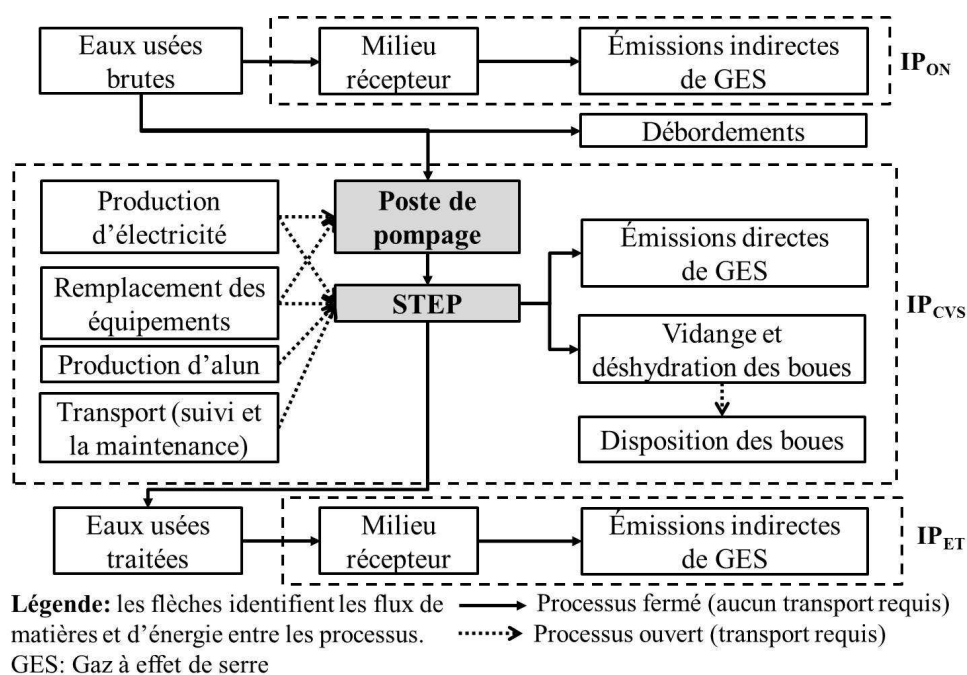


Figure 12. Frontières de l'inventaire d'opération selon le concept de BEN

Comme mentionné à la section 4.3.9, la Figure 12 indique que les débordements du réseau d'égout sont exclus de l'étude. La caractérisation de l'opération du système, dans le cadre d'une ACV attributionnelle, requiert de déterminer les valeurs représentatives de l'opération moyenne. Pour tenter de caractériser les flux de référence représentatifs de l'opération moyenne, les données de l'inventaire sont compilées autant que possible en considérant une période d'opération de 5 années s'étalant de 2007-2011.

La méthodologie mise de l'avant pour caractériser l'inventaire d'opération est représentée schématiquement à la Figure 13.

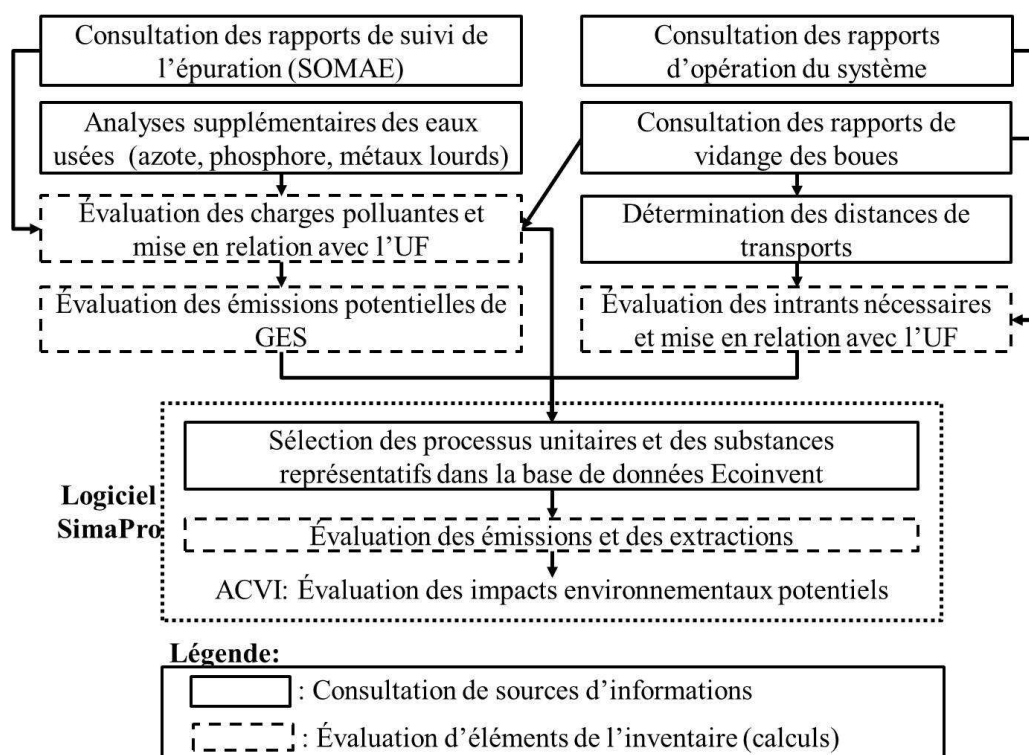


Figure 13. Méthodologie de réalisation de l'inventaire de la phase d'opération

Comme il est possible de le constater à l'observation de la Figure 13, plusieurs sources d'information ont été consultées pour caractériser les émissions directes vers l'eau, le sol et l'air. Il est également à mentionner que dans le cadre de l'application du concept de BEN, une attention particulière a été apportée au respect des bilans de masse des polluants associés aux divers termes du BEN afin d'éviter de biaiser l'analyse. Le Tableau 22

présente une synthèse des sources d'information consultées relativement aux paramètres de qualité de l'eau et des boues ainsi que la fréquence de suivi et la période couverte par les données consultées.

Comme l'indique le Tableau 22, quatre sources de données ont été mises à contribution afin de caractériser les émissions directes, dont les données compilées dans le cadre du programme de suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE) (MAMROT, 2006) pour la période de référence (2007-2011). Le SOMAE dicte le choix des paramètres et la fréquence de suivi selon le type et la taille du système d'épuration ainsi qu'en fonction de la sensibilité du milieu récepteur. Le Tableau 22 présente, à cet égard, les paramètres et les fréquences de suivi exigées dans le cas de la STEP de Sainte-Marie. L'ensemble des paramètres du SOMAE n'est par contre pas pris en compte par l'ACVI. Ainsi, bien que l'impact potentiel des débordements du réseau du poste de pompage soit hors des frontières de l'étude, les données de compilation des durées mensuelles de débordements du SOMAE sur la période de 2007 à 2011 sont présentées au Tableau B 1.

Comme présentés à la section 4.6, les paramètres du SOMAE pris en compte par l'ACVI sont ceux relatifs à la caractérisation du contenu des eaux usées en matière organique, en phosphore et en azote. Il est donc à noter que les MeS ne sont pas prises en compte de manière directe par l'ACVI, mais indirectement par la caractérisation de leur contenu en matière organique, phosphore et azote puisque les analyses sont réalisées sur des échantillons d'eaux usées non filtrés. Dans le but d'évaluer l'impact potentiel global des eaux usées, les paramètres retenus pour l'ACVI doivent autant que possible englober l'ensemble des charges en azote, en phosphore et en matière organique sans toutefois qu'il y ait de chevauchement entre les charges évaluées par les paramètres. La caractérisation de l'impact potentiel des rejets de matière organique est donc évaluée à partir de la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène après 5 jours (DBO<sub>5</sub>). Le suivi du phosphore total (P<sub>tot</sub>) permet d'englober l'ensemble des charges en phosphore.

Tableau 22. Sources et fréquences de suivi des paramètres de qualité de l'eau et des boues

Paramètre	Source de données (période couverte)	Fréquence de suivi, nombre d'analyses	Point de mesure	Utilisation des données pour l'ACVI
DCO	SOMAE (2007-2011)	1 fois par deux semaines	Affluent-Effluent	Oui
DBO <sub>5</sub>				Non
MES				Oui
Phosphore total (Ptot) (mai à novembre)		Journalière	Affluent	Oui
Débit		Mensuelle	Poste de pompage	Non
Durée de débordements		1 fois par deux semaines	Effluent	Non
Azote ammoniacal total (NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )				Non
Coliformes fécaux (juin à septembre)				Non
Température				
Oxygène dissout				
Orthophosphate (O-PO <sub>4</sub> )				
pH		Journalière	Site de la STEP	
Météo (pluie, fonte)				
Azote total Kjeldahl (NTK)	Analyses supplémentaires (2011)	19 analyses	Affluent-Effluent	Oui
Azote ammoniacal total (NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )				Oui
Nitrite (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )		18 analyses		Oui
Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )				Oui
Phosphore total (Ptot)				Oui
Métaux lourds (Ag, Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Tl, V, Zn)	Analyses supplémentaires (2011)	4 analyses	Affluent-Effluent	Oui
Métaux lourds (Al, As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn)	Analyses des boues (2005)	1 analyse	Boues	Oui
Azote total Kjeldahl (NTK)				Oui
Azote ammoniacal total (NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )				Oui
Phosphore total (Ptot)				Non
Potasse (K <sub>2</sub> O), Phosphate (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )				Non

En ce qui a trait au suivi de l'azote, seul l'azote ammoniacal total ( $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ ) est suivi et ce seulement à l'effluent dans le cadre du SOMAE. L'estimation des charges en azote à l'entrée et à la sortie de la STEP a été complétée en ayant recours aux données des analyses supplémentaires réalisées en parallèle du suivi requis par le SOMAE tant sur l'affluent que l'effluent au cours de l'année 2011 (Tableau 22). Les analyses réalisées ont porté sur les formes d'azote suivantes : l'azote total Kjeldahl (NTK), l'azote ammoniacal total ( $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ ), les ions nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). L'agrégation de ces paramètres permet de couvrir l'ensemble du contenu en azote ( $N_{\text{tot}}$ ) des eaux usées de l'affluent et de l'effluent, puisque l'azote total Kjeldahl correspond à la somme de l'azote ammoniacal total et de l'azote organique ( $N_{\text{org}}$ ). Le contenu total en azote des eaux usées correspond alors à la somme des paramètres suivants :

$$N_{\text{tot}} = \text{NH}_3\text{-NH}_4^+ + N_{\text{org}} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$$

où :

$$N_{\text{org}} = \text{NTK} - \text{NH}_3\text{-NH}_4^+$$

et où toutes les concentrations sont exprimées en mg N/L.

Il est également à noter que puisque le suivi du phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) est généralement réalisé uniquement de mai à novembre dans le cadre du SOMAE (Tableau 22), son suivi a été étendu à l'ensemble de l'année 2011 dans le cadre des analyses supplémentaires de caractérisation de l'azote.

Comme mentionnées dans la revue de littérature sur les ACVs portant sur des STEPs, des disparités importantes existent relativement au bilan des métaux lourds. En effet, plusieurs études considèrent les charges en métaux lourds des boues sans pour autant considérer le contenu en métaux lourds des eaux usées d'où proviennent pourtant ces métaux (Emmerson et coll., 1995, Hospido et coll., 2004, Gallego et coll., 2008, Foley et coll., 2010). Afin de pallier ces disparités de l'inventaire, une campagne d'échantillonnage a été menée au cours de l'année 2011. Cette campagne a comporté quatre échantillons de l'affluent et de l'effluent de la STEP. Les prélèvements de ces échantillons ont été, autant que possible, répartis sur l'ensemble de l'année afin de tenir compte des variations saisonnières des charges en métaux et ont été effectués lors de journées présentant un débit journalier se rapprochant du débit moyen journalier. Les dates et les débits journaliers lors des

échantillonnages ainsi que l'ensemble des résultats obtenus sont présentés au Tableau 33. Le choix des conditions d'échantillonnage est important puisque le débit à l'entrée de la STEP fluctue beaucoup selon les conditions météorologiques. En effet, l'infiltration de volumes d'eau importants dans le réseau provoque une dilution des eaux usées qui risque de mener à l'obtention d'échantillons dont les concentrations en métaux lourds se trouvent sous la limite de détection de la méthode analytique. À cet égard, compte tenu des concentrations faibles en métaux lourds appréhendées, les échantillons ont été envoyés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) qui a réalisé les analyses des métaux extractibles à l'aide de la méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon MA. 200 - Mét 1.2 (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, CEAEQ, 2011). Cette méthode d'analyse des métaux lourds permet de détecter des concentrations en métaux de l'ordre du microgramme par litre ( $\mu\text{g/L}$ ). Les métaux mesurés par cette méthode d'analyse sont les métaux solubles à l'acide et ceux qui sont associés aux particules en suspension sans toutefois détruire le réseau silicaté (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, CEAEQ, 2010). L'analyse des métaux extractibles constitue le type d'analyse des métaux qui est généralement utilisé dans le domaine de la toxicologie environnementale par opposition à l'analyse des métaux totaux qui est en général employée dans le domaine de la géochimie pour réaliser des bilans massiques (eau, sédiments, particules) sur de grandes distances. (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, CEAEQ, 2010).

L'ensemble des échantillons recueillis afin de caractériser les émissions directes dans l'eau, dans le cadre du suivi requis par le SOMAE et dans le cadre des analyses supplémentaires, ont été prélevés suivant le même protocole. Les échantillons de l'affluent sont prélevés directement dans la conduite de refoulement au poste de pompage principal à l'aide d'un échantillonneur prélevant des échantillons proportionnels au débit sur une période de 24 heures (Beaumont et Ruel, 1996). Les échantillons de l'effluent sont prélevés ponctuellement près du déversoir de l'effluent des étangs aérés qui se trouve au sous-sol du bâtiment de service. Les échantillons ponctuels de l'effluent sont considérés comme représentatifs des concentrations moyennes journalières de l'effluent. Cette hypothèse est justifiée par l'important temps de rétention des étangs (environ 22 jours) et par l'important

mélange des eaux usées grâce à l'aération intensive des trois premiers bassins comprenant respectivement 595, 336 et 217 aérateurs statiques (Nadeau et coll., 1995b).

L'inventaire des émissions directes vers le sol associées à la disposition des boues est déterminé à partir de la compilation des masses de boues vidangées sur une période de trois années (2005 à 2007) ainsi que les données de la caractérisation chimique du contenu en polluants et en nutriments permettent d'évaluer les flux de référence des boues.

Tel que présenté à la Figure 12, les émissions potentielles directes de gaz à effet de serre (GES) provenant de la dégradation anaérobie des boues en fond d'étang ainsi que les émissions potentielles indirectes provenant de la dégradation anaérobie des rejets d'eaux usées au milieu récepteur sont considérés. L'inclusion des émissions potentielles de GES fait suite à l'étude de Foley et coll. (2010), qui dénote que les émissions indirectes de GES peuvent être potentiellement importantes lorsque de grandes quantités de matière organique sont rejetées au milieu récepteur comme c'est le cas pour l'option nulle du BEN. Les GES considérés sont le méthane ( $\text{CH}_4$ ) et le dioxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et leur évaluation est réalisée à partir des charges moyennes en matière organique et en azote en considérant les facteurs d'émission développés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Doorn et coll., 2006).

La caractérisation des intrants nécessaires à l'opération du système (électricité, alun) est réalisée à partir des rapports annuels d'opération du système d'épuration produits par Aquatech pour le compte de la ville de Sainte-Marie (rapports de 2007 à 2011 inclusivement) (Veilleux, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011b). L'ensemble des données des rapports annuels est compilé sur une base mensuelle. Les rapports annuels d'exploitation présentent la consommation globale d'électricité du bâtiment de service des étangs incluant majoritairement l'énergie nécessaire pour l'aération des étangs ainsi que l'électricité consommée par les pompes du poste de pompage principal pour le relèvement des eaux jusqu'à la STEP. La masse d'alun employée mensuellement pour la déphosphatation y est également compilée. Les flux de référence sont déterminés en considérant l'opération du système sur la période de 2007 à 2011 comme pour la caractérisation des eaux usées. La distance de transport de l'alun est déterminée à partir de la localisation du fournisseur qui se situe près de Montréal, tandis que le transport des employés pour le suivi et la



maintenance du système est évalué selon les informations sur les fréquences de suivi fournies verbalement par M. Michel Veilleux d'Aquatech (Veilleux, 2011a). L'énergie nécessaire à la vidange est également estimée à partir des données provenant de l'entrepreneur. Les inventaires des scénarios de dispositions des boues incluant le transport de la STEP jusqu'au lieu de disposition font quant à eux l'objet de la sous-section 4.4.3.

Les sous-sections suivantes présentent le détail des éléments couverts par l'inventaire de l'opération du système.

#### **4.4.2.2 Caractérisations des charges des eaux usées (DCO, DBO<sub>5</sub>, MeS, Ptot, azote)**

Le sommaire de l'analyse des données (i.e. : valeurs moyennes, minimales et maximales) des débits, des concentrations et des charges journalières mesurés dans le cadre du SOMAE sur la période de 2007 à 2011 est présenté aux Tableaux B 2 et B 3 de l'Annexe B. Les charges journalières sont calculées en multipliant les concentrations analysées par le débit journalier lors des échantillonnages. Pour chacune des 5 années couvertes par l'inventaire, la moyenne des charges journalières lors des journées d'échantillonnages est calculée (Tableaux B 2 et B 3). Le Tableau B 2 permet de constater une baisse progressive du contenu (concentration et charge) moyen en DCO et en DBO<sub>5</sub> à l'affluent au cours de la période de 5 années. Par contre cette baisse ne semble pas présenter d'effet significatif sur la qualité de l'effluent de la station, puisque les concentrations et les charges journalières en DCO et DBO<sub>5</sub> y demeurent stables sur la même période (Tableau B 3).

Dans le cas de la DCO, le flux de référence doit être calculé pour réaliser l'ACVI. Afin d'évaluer la distribution des données permettant de réaliser l'analyse d'incertitude des résultats, des histogrammes de la distribution des données de suivi du SOMAE sur la période de 5 années sont produits. Les Figures B 1 et B 2 de l'annexe B présentent les distributions des charges journalières de DCO de l'affluent et de l'effluent et permettent de constater que la distribution des charges de l'affluent se rapproche d'une distribution normale tandis que la distribution des charges de l'effluent s'approche davantage d'une distribution lognormale. La moyenne arithmétique des données de DCO de l'affluent est donc retenue pour l'évaluation de la charge moyenne, tandis que la moyenne géométrique est retenue pour évaluer la charge moyenne en DCO de l'effluent. L'évaluation de l'incertitude lors de l'ACVI est alors réalisée à partir de l'écart-type dans le cas d'une

distribution normale et de l'écart-type géométrique dans le cas de la distribution log-normale.

L'estimation du flux de référence en DCO est réalisée en considérant que la charge journalière en DCO est constante sur la période de 5 ans et égale à la charge moyenne calculée à partir des analyses du SOMAE. Le flux de référence correspond alors à la charge totale estimée sur des 5 années divisée par le volume d'eau usée traité sur cette période. L'écart-type associé à la moyenne arithmétique subit alors la même opération algébrique que la moyenne arithmétique tandis que l'écart-type géométrique demeure identique.

Le sommaire de l'analyse des données des concentrations et des charges journalières de phosphore total (P<sub>tot</sub>) à l'entrée et à la sortie de la STEP ainsi qu'en azote ammoniacal total (NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) de l'effluent mesuré dans le cadre du SOMAE sur la période de 2007 à 2011 est présenté au Tableau B 4. Il est à noter que les concentrations et les charges journalières du phosphore présentées pour l'année 2011 incluent les données d'échantillonnages supplémentaires. À cet égard, il est possible de constater à l'observation du Tableau B 4 que la charge journalière moyenne en phosphore total de l'année 2011 (kg/d) est très près de la moyenne des 5 années tant à l'affluent qu'à l'effluent, même si les charges moyennes en phosphore pour 2011 ont été établies à partir de données couvrant l'ensemble de l'année plutôt que seulement la période de mai à novembre. Les concentrations et charges journalières en azote ammoniacal total ne semblent pas présenter de tendance au cours des 5 années de suivi.

Les Figures B 3, B 4 et B 5 présentent respectivement les histogrammes de distribution des charges journalières en phosphore total à l'affluent et à l'effluent ainsi que celles d'azote ammoniacal total à l'effluent sur les 5 années de suivi (2007 à 2011). À l'observation de ces figures, des distributions lognormales ont été adoptées pour l'évaluation de l'incertitude liée à l'estimation des flux de référence et ceux-ci ont été calculés de manière analogue à ceux de la DCO. Le Tableau 23 présente les charges journalières ainsi que les flux de référence évalués à partir des données du SOMAE ainsi que les distributions retenues pour l'analyse d'incertitude.

Il est à noter que le Tableau B 5 présente, à titre indicatif, la synthèse des données de suivi du pH, de la température et de la concentration en oxygène dissous réalisés dans le cadre du SOMAE.

Tableau 23. Charges journalières et flux de référence (DCO, Ptot, NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> à l'effluent)

Paramètre		Nombre de données compilées	Dist.	Charge journalière		Flux de référence	
				kg/d		g/m <sup>3</sup>	-
				Moy. géo.	Écart-type géo.	Moy. Géo.	Écart-type géo.
DCO	Affluent	289	N <sup>a</sup>	3641 <sup>a</sup>	897 <sup>a</sup>	458 <sup>a</sup>	113 <sup>a</sup>
	Effluent	289	LN	419	1,61	53	1,61
Phosphore total	Affluent	174	LN	19,4	1,57	2,4	1,57
	Effluent	178	LN	4,0	1,83	0,5	1,83
Azote ammoniacal total	Effluent	284	LN	59	1,83	7,4	1,83

Dist. : Distribution; Moy. géo.: moyenne géométrique; Écart.-type géo. : écart-type géométrique.  
a : dans le cas de la distribution normale, la moyenne et l'écart-type arithmétiques sont présentés

#### 4.4.2.3 Charges et flux de référence des eaux usées (azote)

Les résultats des analyses supplémentaires réalisées sur l'affluent et l'effluent de la STEP en 2011 sont respectivement présentés aux Tableaux B 6 et B 7. Le Tableau B 6 permet de constater que le contenu en nitrite et nitrate de l'affluent est très faible et que dans la plupart des cas leurs concentrations se trouvent près ou sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique qui est de 0,02 mg N/L pour ces deux paramètres. De manière conservatrice, la limite de détection a été utilisée lorsque nécessaire afin d'évaluer la charge journalière. Compte tenu du peu de données disponibles, les charges journalières moyennes ont été calculées à partir des mesures de concentrations des analyses supplémentaires disponibles et une distribution triangulaire de l'incertitude délimitée par les valeurs minimales et maximales mesurées est considérée. Les charges journalières et les flux de référence estimés à partir des analyses de l'azote réalisées en 2011 (Tableaux B 6 et B7) sont présentés au Tableau 24.

Tableau 24. Charges et flux de référence en azote estimés à partir des analyses supplémentaires

Paramètres	Unité	Affluent			Effluent		
		Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Azote total Kjeldahl (NTK)	kg N/d	132	57	184	92	31	155
	g N/m <sup>3</sup>	15,9	6,9	22,2	11,1	3,8	18,7
Azote ammoniacal total (NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	kg N/d	58	7	92	72	15	115
	g N/m <sup>3</sup>	7,0	0,8	11,1	8,7	1,8	13,8
	g NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	9,0	1,1	14,3	11,2	2,4	17,8
Azote organique (Norg) <sup>a</sup>	kg N/d	74	20	151	20	0,0	67
	g N/m <sup>3</sup>	8,9	2,4	18,2	2,4	0,0	8,1
Nitrite (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	kg N/d	0,2	0,1	0,5	3,1	0,1	14,4
	g N/m <sup>3</sup>	0,02	0,02	0,1	0,4	0,02	1,7
	g NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,08	0,05	0,20	1,2	0,1	5,7
Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	kg N/j	0,5	0,1	1,3	19	0,2	120
	g N/m <sup>3</sup>	0,06	0,02	0,16	2,3	0,02	14
	g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,25	0,08	0,71	10,2	0,09	64,2
Volume d'eau usée	m <sup>3</sup> /an	3 028 268					

a : valeurs calculées : Norg=NTK-(NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Afin de vérifier la validité des données de caractérisation des charges en azote et phosphore de l'affluent, les charges journalières théoriques calculées à partir des charges unitaires proposées par la Direction des politiques du secteur municipal du gouvernement du Québec (Bernier, 2010a) et de la population desservie sont présentées au Tableau 25.

Tableau 25. Charges journalières en azote théoriques de l'affluent (azote, phosphore)

Paramètre		Unité	Valeur	Source
Charges unitaires théoriques	NTK	g N/personne/d	10	(Bernier, 2010a)
	Azote ammoniacal total		5	
	Azote organique (Ntot)		5	
	Phosphore total (Ptot)		2	
Population desservie (2010)		Personnes	10 500	(Rochette-Charbonneau, 2010)
Charges journalières théoriques	NTK	kg N/d	105	Calculé
	Azote ammoniacal total		52,5	
	Azote organique (Ntot)		52,5	
	Phosphore total (Ptot)		21	

La comparaison des charges théoriques et des charges estimées à partir des données de suivi sont présentées au Tableau 26.

Tableau 26. Charges journalières en azote théoriques et estimées à partir des données

Charges journalières	Unité	Source de l'estimation				
		Théorique <sup>a</sup>	Données du SOMAE (2007-2011) <sup>b</sup>	Écart	Données d'analyses supplémentaires (2011) <sup>c</sup>	Écart
NTK	kg N/d	105	-	-	132	26 %
Azote ammoniacal total		52,5	59	12 %	58	10 %
Azote organique (Ntot)		52,5	-	-	74	41 %
Phosphore total	kg P/d	21	19,4	-8 %	19,3	-8%

a : Tableau 25; b :Tableau 23; c :Tableau 24.

La comparaison des charges journalières théoriques et mesurées du Tableau 26 montre une charge moyenne inférieure à la charge théorique uniquement pour le phosphore total, tandis que les charges en azote de l'affluent sont toutes supérieures malgré la présence de débordements (Tableau B 1). Dans le cas des charges en azote ammoniacal total et en phosphore total qui sont estimées à partir des données du SOMAE (2007-2011) ainsi qu'à partir des données des analyses supplémentaires (2011), les résultats présentent entre eux, des écarts inférieurs ou égaux à 2%. Cette dernière remarque semble démontrer que les résultats des analyses supplémentaires sont représentatifs des charges de l'affluent sur la période d'étude (2007-2011). Malgré la plus grande représentativité des données du SOMAE, la valeur obtenue à partir des échantillonnages est retenue pour l'ACVI afin de maintenir la cohérence du bilan d'azote calculé à partir des données des analyses supplémentaires de 2011 et présenté plus loin au Tableau 30.

Afin d'approfondir l'interprétation des données de suivi de l'azote, la Figure 14 illustre la comparaison des charges en azote total Kjeldahl et en azote total organique théoriques et mesurées ainsi que la DCO mesurée lors des analyses supplémentaires de 2011. Il est à noter que les lignes pointillées reliant les points de mesures sont ajoutées afin de faciliter la lecture de la figure et n'indiquent pas de tendance réelle.

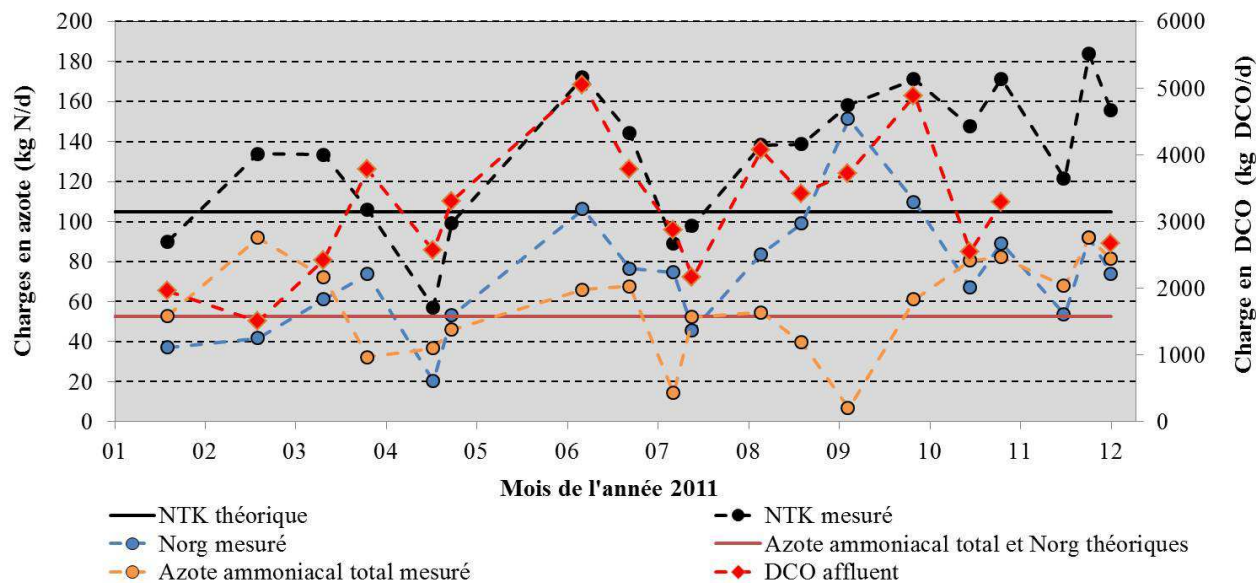


Figure 14. Comparaison des charges en NTK, en azote ammoniacal total et en DCO de l'affluent

La Figure 14 permet de constater la grande variabilité du contenu en azote de l'affluent. Les charges en NTK mesurées à l'affluent sont supérieures ou très près de la charge moyenne théorique sur l'ensemble de la période de suivi à l'exception de la donnée du début du mois de mai. La baisse du contenu en azote peut alors s'expliquer par le débordement printanier de durée prolongée causée par la fonte et le haut niveau de la rivière Chaudière qui a lieu en avril et en mai pour l'ensemble des années de suivi (2007-2011) tel qu'il est possible de le constater au Tableau B 1.

En comparant la charge de l'affluent en DCO avec celle en azote organique, il est possible de dénoter une certaine corrélation entre ces deux paramètres qui amène à supposer que l'importante charge en azote organique provient de sources industrielles, puisque la charge en matière organique de l'affluent est constituée pour une très grande part des industries alimentaires (Tableau 13). La charge journalière en azote ammoniacal total est quant à elle beaucoup plus près de la charge théorique escomptée et fluctue autour de cette moyenne théorique.

Dans le contexte de la caractérisation des flux de référence de l'ICV, les flux de référence moyens ainsi que les bornes des distributions triangulaires (Tableau 24) permettant de tenir

compte de l'incertitude permettent de couvrir l'écart entre les charges moyennes théoriques et estimées à partir des analyses de l'affluent.

La Figure 15 illustre le suivi des charges journalières en NTK et en azote organique total de l'affluent et de l'effluent.

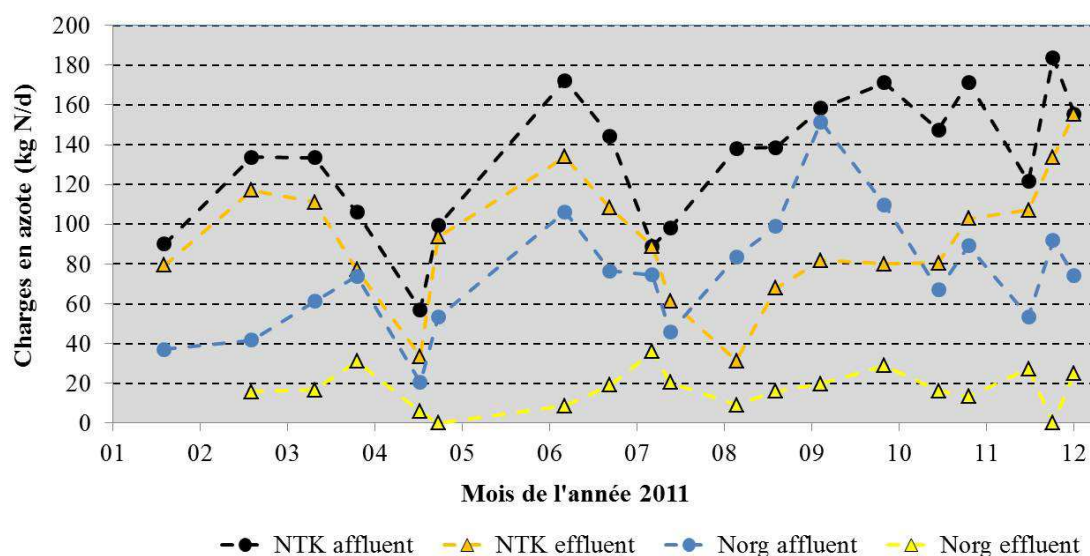


Figure 15. Charges en NTK et Norg des eaux usées

À l'observation de la Figure 15, il est possible de constater des fluctuations de la charge en azote organique de l'effluent de juillet à novembre. La cause de ces fluctuations pourrait être causée par le développement d'algues au cours de cette période qui fixant de l'azote atmosphérique et se retrouvant dans l'effluent des étangs puisque difficilement décantables.

La Figure 16 présente les charges en NTK de l'affluent et de l'effluent ainsi que les charges en nitrite et nitrate de l'effluent. La Figure 16 permet d'observer une nitrification active à l'intérieur des étangs s'étalant du début du mois de juillet au début du mois de novembre environ. La concentration en nitrite de l'effluent demeure quant à elle faible même durant la période de nitrification, ce qui indique que la quantité d'oxygène à l'intérieur des étangs semble suffisante pour la réalisation de la nitrification. Il est également à noter que la présence d'un écart entre la charge entre le NTK de l'affluent et la charge combinée du

NTK et de l'azote organique de l'effluent, principalement de septembre à octobre, semble dénoter de la présence de dénitrification.

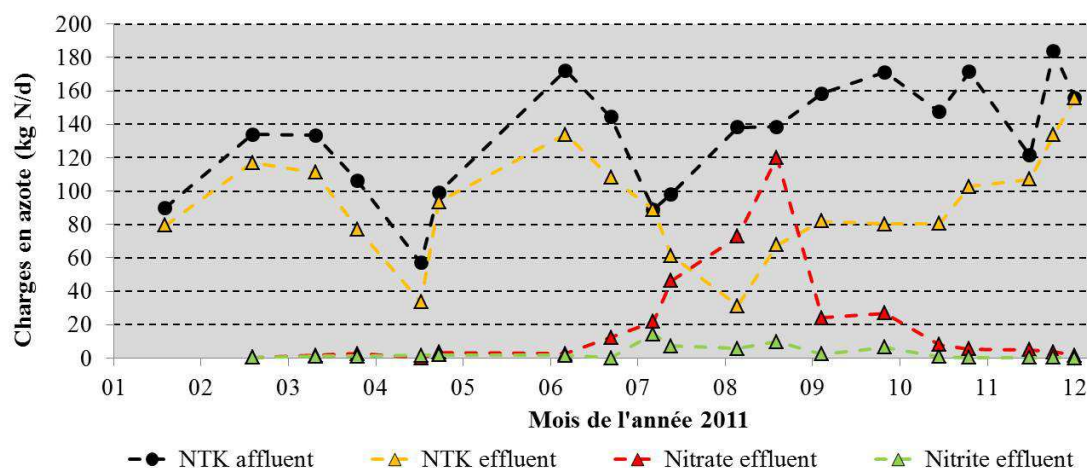


Figure 16. Charges en NTK et en nitrite et nitrate de l'effluent

#### 4.4.2.4 Charges et flux de référence des nutriments des boues (phosphore, azote)

L'évaluation des flux de référence des nutriments contenus dans les boues vidangées requiert dans un premier temps d'évaluer les masses de boues vidangées. Tel que présenté au Tableau 22, une mesure du volume et un échantillonnage des boues ont été réalisés le 7 juillet 2005, préalablement à la vidange effectuée de 2005 à 2007. La mesure préalable des boues et leur échantillonnage pour l'analyse de leurs siccités et de leurs contenus en nutriments et polluants visent à estimer la quantité de boues à vidanger ainsi que leur potentiel de valorisation. Ces informations ont permis alors de déterminer les modes de dispositions envisageables et les coûts associés à la vidange et à la disposition. Les résultats des mesures de volumes ayant permis d'estimer les masses de boues sèches (b.s.) à partir des analyses de siccité sont présentés au Tableau B 8, tandis que les mesures des masses de boues réellement vidangées et leur siccité moyenne sont présentées au Tableau B 9. Il est à noter, que compte tenu de restrictions budgétaires, la masse de boues vidangée a été limitée à un total de 1441 tonnes de boues sèches sur la période de 2005 à 2007 malgré le fait qu'une quantité de boues plus importante aurait pu être vidangée. Cette valeur est tout de



même supérieure à la quantité de boues estimées en 2005 de 1280 tonnes de matière sèche (Tableau B 8).

Plusieurs hypothèses doivent être posées afin d'estimer les flux de référence liés aux boues. Dans un premier temps, il est nécessaire d'estimer le volume d'eau usée traitée sur la période d'accumulation des boues. Le début de la période d'accumulation des boues est considérée coïncider avec la remise en fonction de la station en octobre 1995, suite au remplacement du système d'aération qui a requis une vidange complète des boues des étangs (Beaumont et Ruel, 1996). La fin de la période d'accumulation est plus incertaine, puisque la vidange des boues s'est étalée sur une période de trois années (2005 à 2007). La période d'accumulation considérée a été fixée à 10 années (octobre 1995 à octobre 2005) compte tenu du fait que l'estimation des masses de boues et que la vidange a débuté en 2005.

Afin de tenir compte de manière simultanée de l'incertitude relative au volume d'eau usée épurée sur la période d'accumulation des boues et de l'incertitude relative à la masse de boues produites, une incertitude relative de 20 % a été appliquée au flux de référence des boues calculé à partir des quantités réellement vidangées. Cette incertitude englobe l'écart d'environ 10 % existant entre la masse de boues mesurées (avant vidange) et la masse de boues vidangées (Tableaux B 8 et B 9), ainsi qu'une incertitude estimée à 10 % sur le volume d'eau usée traitée sur la période de 10 années. Ce volume d'eau usée est estimé à partir du volume moyen annuel présenté au Tableau 21.

La synthèse des données de caractérisation des masses de boues vidangées ainsi que les résultats d'analyse de la caractérisation chimique des nutriments utilisés pour le calcul des flux de références en nutriments des boues sont présentés au Tableau 41.

La gamme de flux de référence de masses de boues vidangées ainsi que l'estimation des contenus en nutriments sont présentées au Tableau 27. Les flux de référence ( $\text{g/m}^3$ ) des contenus en nutriments des boues y sont estimés en multipliant les flux de référence de masses de boues sèches (i.e. moyenne, minimum, maximum) par les concentrations en nutriment ( $\text{g/kg b.s.}$ ).

Tableau 27. Flux de référence des masses de boues vidangées et de leur contenu en nutriments

Paramètres	Unités	Valeur		
Masse totale des boues mesurées (7 juillet 2005)	Tonnes b.s.	1280		
Masse totale des boues vidangées (2005 à 2007)	Tonnes b.h.	6149		
Siccité moyenne des boues vidangées	%	23,4		
Masse totale des boues vidangées (2005 à 2007)	Tonnes b.s.	1441		
Volume d'eau usée traité sur la période d'accumulation des boues	m <sup>3</sup>	3,0E+07		
Incertitude relative sur les masses de boues vidangées	%	15		
Phosphore total (Ptot)	g P/kg de b.s	10,9		
Azote total Kjeldahl (NTK)	g N/kg de b.s	10		
Azote ammoniacal total	g N/kg de b.s	2,9		
Flux de référence associés à la vidange des boues	Unités	Valeur	Min.	Max.
Masse de boues transportées	kg b.h./m <sup>3</sup>	0,21	0,17	0,24
Masse sèche des boues vidangées	kg b.s/m <sup>3</sup>	0,048	0,036	0,045
Phosphore total (Ptot)	g P/m <sup>3</sup>	0,53	0,39	0,49
Azote total Kjeldahl (NTK)	g N/m <sup>3</sup>	0,48	0,36	0,45
Azote ammoniacal total	g N/m <sup>3</sup>	0,14	0,10	0,13

b.h. : boues humides; b.s. : boues sèches;

#### 4.4.2.5 Caractérisation des flux de référence des émissions de GES

Tel que mentionné à la sous-section 4.4.2.1, les flux de référence des émissions potentielles de gaz à effet de serre (GES), à savoir de méthane (CH<sub>4</sub>) et de dioxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) sont évalués à partir des flux de référence de DCO et d'azote en considérant les facteurs d'émission développés par le GIEC (Doorn et coll., 2006). Le Tableau 28 présente les facteurs d'émission de GES du GIEC et les flux de référence des émissions calculées. Les émissions de GES présentées au Tableau 28 sont calculées à partir des facteurs d'émissions développés par le GIEC en considérant que les émissions de méthane biogénique sont

causées par la dégradation anaérobie de la DCO tandis que les émissions de dioxyde d'azote proviennent de la dégradation du contenu en azote des eaux usées.

Tableau 28. Facteurs d'émission de GES et flux de référence des émissions calculées

Sources d'émissions de CH <sub>4</sub>	Facteurs d'émission de CH <sub>4</sub> du GIEC			Émissions de CH <sub>4</sub> estimées	
	Unités	Gamme de valeurs	Valeur recommandée	Gamme de valeurs	Valeur recommandée
				g CH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	
Rejets d'eaux usées non traitées (option nulle)	kg CH <sub>4</sub> par kg DCO rejetée	0 à 0,050	0,025	0 à 22	11
Rejets d'eaux usées traitées				0 à 3	1,5
Opération de la STEP	kg CH <sub>4</sub> par kg DCO traitée	0 à 0,025	0,00125	0 à 10	5
Sources d'émissions de N <sub>2</sub> O	Facteurs d'émission de N <sub>2</sub> O du GIEC			Émissions de N <sub>2</sub> O estimées	
	Unités	Gamme de valeurs	Valeur recommandée	Gamme de valeurs	Valeur recommandée
				g N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>	
Rejets d'eaux usées non traitées (option nulle)	kg N <sub>2</sub> O-N par kg N rejeté	0,0005 à 0,25	0,005	0,01 à 6,3	0,13
Rejets d'eaux usées traitées				0,01 à 5,4	0,11
Opération de la STEP (dégradation anaérobie)	g N <sub>2</sub> O par personne par an	2 à 8	3,2	0,01 à 0,03	0,01

Tel qu'il est possible de le constater au Tableau 28, les émissions de N<sub>2</sub>O provenant de l'opération de la STEP sont calculées à partir de la population desservie (10 500 personnes) puisque le facteur d'émission de N<sub>2</sub>O du GIEC pour cet élément est exprimé sur la base d'une personne par an. Il est à noter que les émissions considérées incluent uniquement les émissions générées par la dégradation anaérobie à l'intérieur des boues. Il est également important de préciser que les émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) d'origine biogénique sont exclues de l'évaluation du potentiel de contributions aux changements climatiques de la STEP selon la pratique instaurée par les lignes directrices du GIEC (Doorn et coll., 2006). Les gammes de facteurs d'émission de CH<sub>4</sub> sous-tendent l'hypothèse que de 0 à

10 % de la DCO est dégradée de manière anaérobie en fond des étangs tandis que de 0 à 20 % de la DCO rejetée au milieu récepteur est supposée dégradée de manière anaérobie. Le ratio théorique de production de méthane de 0,25 kg de CH<sub>4</sub> par kg de DCO est appliqué pour calculer les émissions potentielles du Tableau 28.

À l'égard de l'évaluation de l'impact des émissions de DCO au milieu récepteur, la fraction de la DCO qui est supposée dégradée de manière anaérobie est soustraite de la quantité totale de DCO rejetée afin d'éviter de compter en double l'impact potentiel des rejets de DCO. En ce qui a trait aux émissions de N<sub>2</sub>O, la large gamme des valeurs recommandées par le GIEC pour l'évaluation des émissions potentielles permet la prise en compte de l'incertitude importante associée à l'estimation de ces émissions. Il est à noter que des distributions triangulaires bornées par les valeurs minimales et maximales du Tableau 28 sont employées lors de l'évaluation de l'incertitude.

#### 4.4.2.6 Bilan des émissions directes du système (Matière organique, P<sub>tot</sub>, azote)

La synthèse des flux de référence en matière organique, phosphore et azote du système présenté aux sections précédentes est exposée au Tableau 29.

Tableau 29. Synthèse des flux de référence en matière organique, phosphore et azote

Paramètres	Unités	Flux de référence moyens			Source
		Affluent	Effluent	Boues	
P <sub>tot</sub>	g P/m <sup>3</sup>	2,4	0,5	1,9	Tableau 23
DCO totale	g COD/m <sup>3</sup>	458	53	-	
DCO dégradée aérobie	g COD/m <sup>3</sup>	412	48	-	
Potentiel d'émissions de CH <sub>4</sub>	g CH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	11	1,5	5	Tableau 28
Potentiel d'émissions de N <sub>2</sub> O	g N-N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>	0,13	0,11	0,01	
NTK	g N/m <sup>3</sup>	15,9	11,1	0,48	Tableau 24
NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	g N-NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	7,0	8,7	0,15	
Norg	g N/m <sup>3</sup>	8,9	2,4	0,33	
Nitrite	g N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,02	0,4	0,0	
Nitrate	g N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,06	2,3	0,0	
N <sub>tot</sub> (NTK+nitrite+nitrate)	g N/m <sup>3</sup>	16,0	13,8	0,48	

Le flux de référence de la DCO dégradée de manière aérobie du Tableau 29 représente 90 % du contenu total en DCO. Cette hypothèse provient de l'estimation des émissions potentielles en CH<sub>4</sub> supposant que 10 % de la DCO est dégradée de manière anaérobie après rejet au milieu récepteur (Tableau 28). Il est également à noter que le bilan de DCO est réalisé de manière globale sans égard au milieu où la matière organique est dégradée. L'estimation du contenu en DCO des boues n'est donc pas réalisée ni requis pour l'évaluation du BEN.

La différence de flux de référence entre l'affluent et l'effluent du Tableau 23 est retenue pour évaluer la quantité de phosphore total présent dans les boues et ainsi obtenir un bilan du phosphore cohérent. La quantité de phosphore total des boues estimées à partir de la différence des charges de l'affluent et de l'effluent (1,9 g P/m<sup>3</sup>) est de loin supérieure à la quantité estimée à partir de l'analyse des boues (0,53 g P/m<sup>3</sup>) (Tableau 27). Puisque l'enlèvement du phosphore dépend du dosage d'alun, les valeurs représentatives de la période de suivi de 2007 à 2011 sont préférées aux valeurs provenant de l'analyse des boues qui représente les conditions d'opération de la station de 1995 à 2005.

Les flux de référence en azote du Tableau 29 sont présentés sur une base relative par rapport au contenu total en azote de l'affluent au Tableau 30 afin de faciliter l'interprétation des résultats. Les valeurs provenant de calculs y sont présentées en gras-italique. Le bilan d'azote du Tableau 30 peut être comparé aux bilans théoriques des formes d'azote retrouvées dans une autre STEP de type étangs aérés implanté au Québec (Gagnon, 2012). Les bilans d'azote de Gagnon (2012) se fondent sur deux scénarios dont l'un présente une nitrification active sur l'ensemble de l'année à l'intérieur des étangs et un autre suppose une absence complète de nitrification. Les résultats des bilans d'azotes des scénarios de Gagnon (2012) sont reproduits au Tableau 31.

En comparant les bilans, il est possible de constater que le bilan d'azote de Sainte-Marie présente une proportion d'azote organique de 15 % supérieure par rapport aux bilans de Gagnon (2012) tant à l'affluent qu'à l'effluent. Cet écart entre les bilans quant aux charges en azote organique total confirme les valeurs supérieures aux valeurs attendues par la théorie du Tableau 26. L'analyse du contenu des boues montre une quantité d'azote plus

important que Gagnon (2012) qui suppose une absence d'azote sous forme ammoniacale à l'intérieur des boues.

Tableau 30. Bilan relatif des formes d'azote

Formes d'azote	% par rapport au contenu total de l'affluent			
	Affluent	Effluent	Boues	Atmosphère (N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> )
N-NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	43,8 %	54 %	0,9 %	<b>11 %</b>
N-Norg	<b>55,7 %</b>	<b>15 %</b>	<b>2,1 %</b>	
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,1 %	2,5 %	0 %	
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,4 %	14,4 %	0 %	
N-N <sub>2</sub> O	-	-	<b>0,02 %</b>	
Total	100 %	86 %	3 %	11 %

Tableau 31. Bilans d'azote théoriques avec et sans nitrification (Adapté de Gagnon, 2012)

Formes d'azote	Bilan sans nitrification				Bilan avec nitrification			
	Affluent	Effluent	Boues	Atm.	Affluent	Effluent	Boues	Atm.
N-NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	60 %	78,2 %	0 %	17,6 %	60 %	19,2 %	0 %	20,1 %
N-Norg	40 %	3,0 %	1,2 %	0 %	40 %	3,0 %	1,2 %	
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	36,5 %	0 %	
N-N <sub>2</sub> O	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0,06 %
N-N <sub>2</sub>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	20,1 %
Total	100 %	81,2 %	1,2 %	18 %	100 %	58,7 %	1,2 %	40,3 %

Atm. : Atmosphère

En ce qui a trait à l'estimation des émissions de N<sub>2</sub>O, les deux bilans présentent des valeurs très proches. Le bilan du Tableau 30 a été bouclé en considérant que la différence de contenu en azote de l'affluent et de l'effluent doit se retrouver sous forme atmosphérique. Gagnon (2012) émet la même hypothèse et considère dans le cas du scénario sans nitrification que l'ensemble des émissions atmosphériques est sous forme ammoniacale tandis que la moitié de celles-ci sont sous forme ammoniacale et l'autre moitié sous forme de dioxyde d'azote (N<sub>2</sub>) dans le cas du scénario avec nitrification.

Dans le contexte de ce mémoire, pour boucler le bilan d'azote, il est considéré que 50 % des émissions atmosphériques sont de type ammoniacal et une distribution triangulaire

bornée par des valeurs correspondant à 0 à 100 % des émissions de type ammoniacal est employée afin de prendre en compte l'importante incertitude entourant cette hypothèse.

Globalement, en comparant les bilans de Gagnon (2012), au bilan réalisé dans le cadre de ce mémoire, il semble que le bilan réalisé soit cohérent, puisque les valeurs obtenues se situent la plupart du temps entre les valeurs extrêmes des scénarios avec et sans nitrification, ce qui dénote du fait que la nitrification n'a lieu que sur une courte période de l'année, tel que semble le démontrer la Figure 14 présentant le suivi annuel des charges journalières en nitrate de l'effluent.

#### **4.4.2.7 Caractérisation des flux de référence des métaux lourds des eaux usées**

Comme présenté au Tableau 22, quatre analyses supplémentaires des métaux lourds des eaux usées de l'affluent et de l'effluent ont été réalisées en 2011. Le choix des métaux lourds retenus pour l'analyse est effectué en considérant les listes de métaux du règlement type relatif au rejet à l'égout réalisé dans le cadre de la Stratégie pancanadienne de gestion des effluents des eaux usées municipales du CCME (Marbek, Resource consultants Ltd., Marbek, 2009). Ce règlement comporte une liste de métaux faisant l'objet d'une limite de concentration et une liste de métaux dont la présence pourrait être possiblement préoccupante. La liste des métaux faisant l'objet des suivis dans les STEPs de l'*Environmental Protection Agency* (EPA) a également été consultée (Minear et coll., 1981). La présence de facteurs d'impacts environnementaux pour les métaux contenus dans ces listes a été vérifiée en considérant la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe utilisée dans le cadre de ce mémoire. Cette vérification a été réalisée en vérifiant le contenu de la méthode ReCiPe implantée dans le logiciel SimaPro. L'ensemble du contenu des listes de métaux ainsi que l'absence de facteurs d'impact dans la méthode ReCiPe sont présentés au Tableau 32 avec la liste des métaux retenus.

Tel que présenté au Tableau 32, l'ensemble des métaux contenus dans les listes combinées du règlement type relatif au rejet à l'égout et de l'EPA ont été retenus à l'exception des métaux ne possédant pas de facteurs d'impact dans ReCiPe. Il est à noter que, bien que l'aluminium ne possède pas de facteur d'impact, celui-ci a été tout de même été retenu pour l'analyse puisqu'il se retrouve en grande quantité dans les eaux et les boues des étangs étant donné que l'enlèvement du phosphore est réalisé avec de l'alun. Parmi les quatre métaux

lourds exclus de l'analyse, seuls le bore et le fer figurent dans la liste des métaux du règlement type relatif au rejet à l'égout, mais ne font pas l'objet d'une limite de concentration.

Tableau 32. Comparaison du contenu des listes des métaux lourds consultées

Liste des métaux	Règlement type relatif au rejet à l'égout	Métaux suivis par l'EPA	Métaux sans facteur d'impact lors d'émissions dans l'eau (ReCiPe)	Métaux retenus pour analyse
Argent (Ag)	L	X		X
Aluminium (Al)	P	X	O	X
Arsenic (As)	L	X		X
Bore (B)	P	X	O	
Baryum (Ba)		X		X
Béryllium (Be)		X		X
Cadmium (Cd)	L	X		X
Cobalt (Co)	L	X		X
Chrome (Cr)	L	X		X
Cuivre (Cu)	L	X		X
Fer (Fe)	P	X	O	
Mercuré (Hg)	L	X		X
Manganèse (Mn)		X		X
Molybdène (Mo)	L	X		X
Nickel (Ni)	L	X		X
Plomb (Pb)	L	X		X
Antimoine (Sb)		X		X
Sélénium (Se)	L	X		X
Étain (Sn)	P	X		X
Strontium (Sr)		X	O	
Thallium (Tl)	P			X
Titane (Ti)		X	O	
Vanadium (V)		X		X
Zinc (Zn)	P	X		X

L : métaux faisant l'objet d'une norme en terme de concentration maximale ;

P : métaux dont la présence dans le réseau d'égout pourrait être jugée préoccupante;

X : métaux présents dans la liste considérée;

O : métaux sans facteur d'impact dans ReCiPe.

Les concentrations obtenues suite aux analyses des métaux lourds retenus ainsi que les débits journaliers lors des échantillonnages sont présentés au Tableau 33. Tel qu'il est possible de le constater à l'observation du Tableau 33 un nombre important des mesures de concentrations des métaux se situent sous la limite de détection (LD) de la méthode



analytique utilisée, compliquant ainsi l'évaluation des flux référence. Il est également à noter que certains métaux (i.e. argent, molybdène, antimoine, étain, thallium, vanadium) n'ont été détectés dans aucun des 4 échantillons.

Tableau 33. Résultats des analyses de métaux lourds réalisées en 2011

Localisation		Affluent				Effluent			
Date		20	16	13	15	20	16	13	15
Mois		janv.	juin	oct.	déc.	janv.	juin	oct.	déc.
Débit journalier		6675	9136	9004	7404	6675	9136	9004	7404
Débit moyen journalier (2011)		8297							
Métaux	LD	Concentrations mesurées				Concentrations mesurées			
	µg/L	µg/L				µg/L			
Argent (Ag)	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Aluminium (Al)	5	-	5400	7500	6200	-	1600	360	270
Arsenic (As)	0,2	3,7	4,0	1,7	<0,2	3,3	2,0	1,2	<0,2
Baryum (Ba)	7	50	70	58	82	33	39	29	37
Béryllium (Be)	0,2	0,6	<0,2	<0,2	0,2	0,2	<0,2	<0,2	0,2
Cadmium (Cd)	0,2	<0,2	0,3	<0,2	<0,2	<0,2	0,5	<0,2	<0,2
Cobalt (Co)	0,5	1,1	1,4	0,5	1,0	0,7	0,6	<0,5	0,6
Chrome (Cr)	0,5	2,8	1,3	<0,5	1,3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cuivre (Cu)	1	29	23	20	26	3	2	<1	2
Mercure (Hg)	0,2	0,3	0,5	0,3	0,4	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Manganèse (Mn)	1	160	300	200	250	200	210	190	230
Molybdène (Mo)	5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Nickel (Ni)	1	4	5	2	3	<1	3	<1	3
Plomb (Pb)	1	3	4	<1	5	<1	<1	<1	2
Antimoine (Sb)	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sélénium (Se)	1	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Étain (Sn)	5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Thallium (Tl)	10-0,5 <sup>a</sup>	<10	<10	<0,5	<0,5	<10	<10	<0,5	<0,5
Vanadium (V)	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Zinc (Zn)	5	69	71	45	74	13	7	<5	10

LD : limite de détection

a : la limite de détection de la méthode d'analyse est passée de 10 à 0,5 µg/L

L'évaluation des charges en métaux des eaux usées lors des échantillonnages est d'abord effectuée en multipliant les concentrations mesurées par le débit lors de l'échantillonnage. Dans le cas des métaux présentant des mesures de concentration sous la limite de détection, la concentration utilisée pour le calcul de la charge est considérée de manière conservatrice égale à la limite de détection (LD). Compte tenu du nombre variable de mesures sous la LD, une méthode d'estimation des charges journalières moyennes a été développée afin de tirer le plus d'information possible des mesures de concentrations réalisées. La méthode de calcul des charges minimales, maximales et moyennes déterminées selon le nombre de données sous la LD sont présentées au Tableau 34.

Tableau 34. Méthode de calcul des charges en métaux lourds des eaux usées

Nombre de valeurs sous la LD	Méthode de calcul des charges :		
	minimales	maximales	moyennes
0 (aucune) ou 1	Charge minimale calculée	Charge maximale calculée	Moyenne des charges calculées
2 ou 3			(Charge minimale + Charge maximale)/2
4 (toutes)	Considérée égale à 0	[LD] x (Débit journalier minimum d'échantillonnage)	

Tel que présenté au Tableau 34, la charge minimale est estimée égale à zéro dans le cas des métaux pour lesquels l'ensemble des mesures se situe sous la LD, tandis que la charge maximale est estimée égale au produit de la concentration correspondant à la LD par le débit journalier minimum ayant mené à une absence de détection. En ce qui a trait au calcul des charges moyennes, l'ensemble des charges obtenues est considéré lorsqu'il y a jusqu'à une donnée sous la LD tandis que la charge moyenne correspond à la moyenne des charges minimales et maximales lorsque deux mesures ou plus sont au-dessous de la LD. Cette méthode de calcul de la moyenne permet la prise en compte du plus de mesures possibles tout en évitant de donner trop d'importance à la concentration représentative de la LD pour les métaux peu ou pas détectés.

L'évaluation des gammes de flux de référence est finalement réalisée en divisant les charges journalières obtenues par le débit journalier moyen de l'année 2011. Les flux de

référence des métaux lourds évalués selon la méthodologie exposée sont présentés au Tableau 35 de même que le nombre de mesures de concentration sous la LD de chacun d'eux.

L'incertitude sur les flux de référence des métaux est exprimée par une distribution triangulaire bornée par les valeurs minimales et maximales. Cette distribution a été retenue compte tenu de l'importante incertitude associée au faible nombre de mesures réalisées ainsi qu'à l'omniprésence de non-détection parmi les échantillons prélevés.

Tableau 35. Flux de référence en métaux lourds des eaux usées

Métaux lourds	Affluent				Effluent				
	Nombre de valeurs sous la LD	Flux de référence			Nombre de valeurs sous la LD	Flux de référence			
		Moy.	Min.	Max.		Moy.	Min.	Max.	
		mg/m <sup>3</sup>					mg/m <sup>3</sup>		
Argent (Ag)	4	0,2	0,0	0,4	4	0,2	0,0	0,4	
Aluminium (Al)	0	6539	5533	8139	0	798	241	1762	
Arsenic (As)	1	2,4	0,2	4,4	1	1,6	0,2	2,7	
Baryum (Ba)	0	63	40	77	0	33	27	43	
Béryllium (Be)	2	0,3	0,2	0,5	2	0,17	0,16	0,18	
Cadmium (Cd)	3	0,25	0,16	0,33	3	0,36	0,16	0,55	
Cobalt (Co)	0	1,0	0,5	1,5	1	0,6	0,5	0,7	
Chrome (Cr)	1	1,3	0,5	2,3	4	0,2	0	0,4	
Cuivre (Cu)	0	23	22	25	1	2	1	2	
Mercure (Hg)	0	0,4	0,2	0,6	4	0,1	0,0	0,2	
Manganèse (Mn)	0	225	129	330	0	201	161	231	
Molybdène (Mo)	4	2	0	4	4	2	0	4	
Nickel (Ni)	0	3,4	2,2	5,5	2	2,1	0,8	3,3	
Plomb (Pb)	1	3,1	1,1	4,5	3	1,3	0,8	1,8	
Antimoine (Sb)	4	0,4	0,0	0,8	4	0,4	0,0	0,8	
Sélénium (Se)	3	1,7	0,9	2,4	4	0,4	0,0	0,8	
Étain (Sn)	4	2	0	4	4	2	0	4	
Thallium (Tl)	4	0,2	0,0	0,4	4	0,2	0,0	0,4	
Vanadium (V)	4	0,2	0,0	0,4	4	0,2	0,0	0,4	
Zinc (Zn)	0	62	49	78	1	8	5	10	

LD : limite de détection

#### **4.4.2.8 Caractérisation des flux de référence des métaux lourds des boues**

Les résultats de la caractérisation chimique des boues réalisée préalablement à la vidange de 2005 à 2007 sont présentés au Tableau 36 sur la base de la concentration en élément chimique par kg de boues sèches. Les résultats de caractérisation des boues de la STEP de Sainte-Marie y sont comparés à la moyenne des concentrations mesurées dans 68 STEPs de type étangs aérés au Québec (Vincent et Hébert, 2007a, b) ainsi qu'aux concentrations provenant du règlement sur la valorisation des matières fertilisantes au Québec (MDDEP, 2012).

Comme montré au Tableau 36, les concentrations en polluants et en nutriments des boues de Sainte-Marie se situent sous les moyennes des concentrations des boues des étangs aérés du Québec rapportées par le MDDEP (2012), et ce, pour l'ensemble des éléments. Les boues de Sainte-Marie dépassent par contre la limite de concentration C1 dans le cas du mercure et du molybdène.

Tout comme pour les flux de référence des nutriments des boues (Tableau 27), les flux de référence des métaux lourds des boues sont estimés en multipliant les flux de référence de masses de boues sèches (i.e. moyenne, minimum, maximum) du Tableau 27 ( $\text{kg b.s./m}^3$ ) par les concentrations du Tableau 36 ( $\text{mg/kg b.s.}$ ). Le Tableau 37 présente les flux de référence des métaux obtenus à partir des masses de boues des analyses de caractérisation des boues.

Tableau 36. Caractérisation des boues et comparaison par rapport aux normes et aux moyennes québécoises

Paramètres	Concentrations mesurées dans les boues de Sainte-Marie	Concentrations moyennes des boues de 68 étangs aérées au Québec <sup>a</sup>	Concentrations limites légales <sup>b</sup>	
			Catégorie C1 <sup>c</sup>	Catégorie C2 <sup>c</sup>
(mg/kg de b.s.)				
Matière organique	-	420 000	-	-
Potasse (K <sub>2</sub> O)	1200	2000	-	-
Phosphate (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	25 000	45 000	-	-
Azote total Kjeldahl	10 000	22 000	-	-
Azote ammoniacal total	2900	2860	-	-
Calcium (Ca)	9300	27 000	-	-
Magnésium (Mg)	3000	6000	-	-
Aluminium (Al)	14 000	37 600	-	-
Arsenic (As)	6,5	7,2	13	41
Bore (B)	2	-	-	-
Cadmium (Cd)	1	3,3	3	10
Cobalt (Co)	6	10,5	34	150
Chrome (Cr)	46	55	210	1060
Cuivre (Cu)	170	680	400	1000
Fer (Fe)	32 000	21 500	-	-
Mercure (Hg)	2,5	1,2	0,8	4
Manganèse (Mn)	1100	-	-	-
Molybdène (Mo)	6	9,6	5	20
Nickel (Ni)	29	36	62	180
Plomb (Pb)	46	61	150	300
Sélénium (Se)	0,7	2,5	2	14
Zinc (Zn)	320	689	700	1850

b.s. : boues sèches;

a : (Vincent et Hébert, 2007a, b); b : (MDDEP, 2012);

c : Pour être considérées de catégorie C1, tous les paramètres doivent respecter les critères C1. Pour être considérées de catégorie C2, tous les paramètres doivent respecter les critères C2 et au moins un paramètre doit excéder le critère C1 (MDDEP, 2012).

Tableau 37. Flux de référence des métaux lourds des boues vidangées

Métal	Flux de référence des boues (kg b.s./m <sup>3</sup> )	0,048	0,036	0,045
	Analyse des boues	Flux de référence (mg/m <sup>3</sup> )		
	(mg/kg de b.s.)	valeur	min	max
Aluminium (Al)	14 000	675	506	633
Arsenic (As)	6,5	0,3	0,2	0,3
Cadmium (Cd)	1	0,05	0,04	0,05
Cobalt (Co)	6	0,3	0,2	0,3
Chrome (Cr)	46	2,2	1,7	2,1
Cuivre (Cu)	170	8,2	6,1	7,7
Mercure (Hg)	2,5	0,12	0,09	0,11
Manganèse (Mn)	1100	53	40	50
Molybdène (Mo)	6	0,29	0,22	0,27
Nickel (Ni)	29	1,4	1,0	1,3
Plomb (Pb)	46	2,2	1,7	2,1
Sélénium (Se)	0,7	0,03	0,03	0,03
Zinc (Zn)	320	15	11,6	14,5

#### 4.4.2.9 Bilan massique des flux de référence des métaux lourds

Dans le cadre de la mise en application du concept de BEN, des bilans massiques des métaux lourds sont développés en tentant de tirer le maximum d'information des données disponibles tout en étant conscient des limitations entourant le développement des bilans de masse à partir de ces données. Ainsi, les bilans massiques développés dans cette section constituent davantage une estimation de l'ordre de grandeur des bilans de charge en métaux lourds. Comme les métaux analysés dans les boues se sont accumulés sur une période antérieure (1995-2005) à la période d'analyse de l'opération du système (2007-2011) et que ces analyses ne couvrent pas l'ensemble des métaux couverts par les analyses des eaux usées présentées au Tableau 33, l'utilisation des flux de référence calculés à partir des analyses des eaux usées est priorisée pour la réalisation des bilans de masse des métaux. La méthodologie retenue afin de réaliser le bilan de masse des métaux est présentée au Tableau 38.

Tableau 38. Méthodologie utilisée pour estimer le bilan de masse flux des métaux

Cas	Élément	Méthode d'estimation :		
		flux de référence de l'affluent	flux de référence de l'effluent	flux de référence des boues
1	Élément mesuré et détecté dans les eaux usées	Valeur du flux de référence de l'affluent	Valeur du flux de référence de l'effluent	Valeur égale à la différence de flux entre l'affluent et l'effluent
2	Élément mesuré et non détecté dans les eaux usées	Valeur du flux de référence de l'affluent (LD)	Valeur égale à la moitié du flux de référence de l'affluent (LD)	Valeur égale à la moitié du flux de référence de l'affluent (LD)
3	Cadmium (valeur négative de la différence de flux de référence entre l'affluent et l'effluent)	Valeur du flux de référence de l'affluent	Valeur égale à la différence de flux entre l'affluent et les boues	Valeur égale au flux de référence des boues

De manière générale, l'évaluation du bilan des métaux lourds est réalisée à partir des gammes de flux de référence des eaux usées en considérant que le contenu potentiel des boues correspond à la différence entre le contenu de l'affluent et de l'effluent pour un métal donné. Dans le cas des métaux lourds des eaux usées se situant sous la limite de détection (LD), l'ordre de grandeur du bilan de masse est estimé en considérant un enlèvement de 50 % du métal considéré. Les flux de référence de métaux de l'effluent et de boues correspondent donc à la moitié de la valeur du flux de référence de l'affluent estimé à partir de la LD. Dans le cas du cadmium, la différence de flux de référence entre l'affluent et l'effluent donne une valeur négative. Pour cette raison, le flux de référence de l'effluent a été estimé à partir de la différence de flux entre l'affluent et celui des boues. Le Tableau 39 présente les bilans de masse des flux de référence des métaux ainsi qu'une comparaison des estimations des bilans des métaux des boues par rapport aux flux de référence moyens provenant des analyses des boues (Tableau 37).

Tableau 39. Bilans de masse des flux de référence des métaux

Métaux lourds	Cas	Flux de référence du bilan									
		Affluent			Effluent			Boues			Estimation des boues
		Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	
		mg/m <sup>3</sup>			mg/m <sup>3</sup>			mg/m <sup>3</sup>			mg/m <sup>3</sup>
Argent (Ag)	2	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2	-
Aluminium (Al)	1	6539	5533	8139	798	241	1762	5741	5292	6377	700
Arsenic (As)	1	2,4	0,2	4,4	1,6	0,2	2,7	0,8	0,0	1,7	0,3
Baryum (Ba)	1	63	40	77	33	27	43	30	14	34	-
Béryllium (Be)	1	0,33	0,18	0,48	0,17	0,16	0,18	0,2	0,0	0,3	-
Cadmium (Cd)	3	0,25	0,16	0,33	0,20	0,12	0,29	0,04	0,04	0,05	0,05
Cobalt (Co)	1	1,0	0,5	1,5	0,6	0,5	0,7	0,4	0,0	0,9	0,3
Chrome (Cr)	1	1,3	0,5	2,3	0,2	0	0,4	1,1	0,5	1,9	2,3
Cuivre (Cu)	1	23	22	25	2	1	2	22	21	23	9
Mercure (Hg)	1	0,4	0,2	0,6	0,1	0,0	0,2	0,3	0,2	0,4	0,1
Manganèse (Mn)	1	225	129	330	201	161	231	24	0	99	55
Molybdène (Mo)	1	2	0	4	1	0	2	1	0	2	0,3
Nickel (Ni)	1	3,4	2,2	5,5	2,1	0,8	3,3	1,3	1,3	2,2	1,4
Plomb (Pb)	1	3,1	1,1	4,5	1,3	0,8	1,8	1,8	0,3	2,7	2,3
Antimoine (Sb)	2	0,4	0,0	0,8	0,2	0,0	0,4	0,2	0,0	0,4	-
Sélénium (Se)	1	1,7	0,9	2,4	0,4	0,0	0,8	1,3	0,9	1,6	0,04
Étain (Sn)	2	2	0	4	1	0	2	1,0	0,0	2,0	-
Thallium (Tl)	2	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2	-
Vanadium (V)	2	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,2	-
Zinc (Zn)	1	62	49	78	8	5	10	54	43	68	16

Il est important de mentionner que l'estimation des flux de référence des boues faite à partir de la différence entre le contenu de l'affluent et de l'effluent (Tableau 39) constitue une appréciation de l'ordre de grandeur des métaux présents. En effet, compte tenu du temps de rétention des étangs et du fait que les échantillons des eaux pour l'analyse des métaux ont été prélevés le même jour, il est impossible d'affirmer que la différence de charges estimées correspond à l'enlèvement des métaux se retrouvant dans les boues. C'est d'ailleurs pour cette raison que dans le cas du cadmium, la différence de charge entre l'affluent et l'effluent mène à une valeur négative. Dans le contexte des données disponibles,



l'estimation des flux de référence des métaux, constitue donc une évaluation de l'ordre de grandeur des bilans de masse des métaux de la STEP.

Le Tableau 39 permet de constater que les flux de référence des boues estimés à partir de la méthodologie du Tableau 38 sont en général du même ordre de grandeur que les flux de référence estimés à partir des analyses des boues Tableau 37. Cette remarque semble confirmer que les flux de référence du Tableau 39 permettent une évaluation cohérente de l'ordre de grandeur du bilan des métaux.

#### **4.4.2.10 Caractérisation des flux de référence des intrants du système**

La caractérisation des flux de référence des intrants de la STEP est réalisée à partir des rapports annuels d'opération du système d'épuration. Les données de suivi de consommation électrique de la STEP et du poste de pompage compilées sur une base mensuelle ainsi que les flux de référence calculés à partir de ces données sont présentées aux Tableaux B 10 et B 11. Les flux de référence de l'opération sont calculés en divisant la consommation totale annuelle par le volume annuel traité pour chacune des années de suivi.

La compilation des masses sèches (m.s.) d'alun  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$  employée mensuellement pour la déphosphatation ainsi que des flux de référence calculées sont quant à eux présentés au Tableau B 12. Tel qu'il est possible de le constater à l'observation du Tableau B 12, l'alun est employé majoritairement de mai à novembre lorsque l'enlèvement du phosphore est requis par les normes. De plus, l'ajout d'alun vise uniquement à atteindre un enlèvement moyen de 80 % du phosphore total sur la période du 15 mai au 15 novembre (Tableau 12). Ainsi, les dosages d'alun de la fin de la période visent uniquement à l'atteinte de cet enlèvement sur la période. Une distribution triangulaire est retenue pour l'évaluation des flux de référence des intrants étant donné le peu de données disponibles. Les valeurs minimales et maximales des flux de référence sur la période de suivi de 5 ans sont alors employées comme bornes de la distribution triangulaire.

Afin d'évaluer l'impact du transport de l'alun, sa distance de transport est évaluée à partir de la localisation de l'usine la plus proche du fournisseur de la ville (*Kemira Water Solutions Canada, Inc.*) se situant à Varenne dont la distance de Sainte-Marie est d'environ 270 km selon le logiciel Google Earth. Il est à noter que la masse transportée est considérée

comme deux fois supérieure aux masses sèches employées, puisque l'alun utilisé est en général hydraté à 50 % sur une base massique.

Le transport des employés pour le suivi et la maintenance du système est également considéré. La distance et la fréquence des déplacements des employés pour le suivi et la maintenance sont estimées selon les informations fournies par verbalement par M. Michel Veilleux d'Aquatech (Veilleux, 2011a). Selon ces informations, les employés doivent se rendre en moyenne trois fois par semaine au poste de pompage principal et à la STEP qui se situent sur le même trajet. Les employés doivent alors parcourir une distance totale de 14 km pour l'aller-retour qui les mènent de leur bureau se situant à l'usine d'eau potable de la ville de Sainte-Marie jusqu'à la STEP en passant par le poste de pompage principal. L'incertitude relative associée aux distances de transport de l'alun et de déplacements des employés a été fixée à 10 % pour évaluer la gamme de valeurs minimales et maximales employées lors des calculs de l'incertitude en ayant recours à une distribution triangulaire.

Le remplacement des équipements mentionnés par l'inventaire de construction est également considéré en incluant les matériaux nécessaires à la fabrication des équipements (Tableau A 16) et en supposant une durée de vie de 20 ans des équipements.

Le Tableau B 13 présente le sommaire des données employées pour le calcul des flux de référence associés au transport ainsi qu'aux matériaux pour le remplacement des équipements. L'ensemble des flux de référence des intrants nécessaires à l'opération de la STEP sont quant à eux présentés au Tableau 40.

Les gammes de valeurs (minimales et maximales) de masses de matériaux des équipements du Tableau 40 et de transport de ceux-ci ont été estimées à partir des incertitudes relatives du Tableau 20 de la section portant sur l'inventaire de construction.

Le flux de référence moyen de la consommation électrique de la STEP de Sainte-Marie ( $0,742 \text{ kWh/m}^3$ ) se compare avantageusement à la consommation énergétique de la STEP présentée par Gagnon (2012) ( $0,46 \text{ kWh/m}^3$ ) puisque la charge journalière en DCO à l'entrée de la STEP de Sainte-Marie est plus de quatre fois supérieure à la charge de la STEP présentée de Gagnon (Tableau 19).

Tableau 40. Flux de référence des intrants et du transport liés à l'opération du système

Éléments de l'inventaire	Unité	Flux de référence		
		Moy.	Min.	Max.
Consommation électrique totale de la STEP	kWh/m <sup>3</sup>	0,742	0,671	0,887
Consommation électrique totale du poste de pompage		0,203	0,178	0,221
Consommation d'alun (Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·14H <sub>2</sub> O)	kg m.s./m <sup>3</sup>	0,0179	0,0120	0,0234
Transport de l'alun	kg*km/m <sup>3</sup>	9,7	5,9	13,9
Transport pour le suivi et la maintenance	personne*km/m <sup>3</sup>	0,00075	0,00068	0,00083
Masse d'acier des équipements remplacés	g/m <sup>3</sup>	0,11	0,087	0,131
Masse de cuivre des équipements remplacés		0,03	0,014	0,041
Masse de fonte des équipements remplacés		0,2	0,167	0,251
Transport des équipements remplacés	kg*km/m <sup>3</sup>	0,10	0,06	0,16

#### 4.4.2.11 Caractérisation des flux de référence des intrants nécessaires à la vidange des boues

La vidange des boues a été effectuée à l'aide d'une drague flottante (Figure 17) se déplaçant sur les étangs en soutirant les boues. Les boues soutirées sont ensuite déshydratées par une centrifugeuse électrique alimentée par une génératrice (Figure 18) et sont chargées dans des camions pour leur transport jusqu'au lieu de disposition.



Figure 17. Drague flottante en fonction lors de la vidange

(Source : Bruno Gilbert)



Figure 18. Centrifugeuse électrique pour la déshydratation des boues

(Source : Bruno Gilbert)

Le flux de référence de la consommation de carburant associée à la déshydratation des boues a été évalué par M. Alexandre Bonton à partir de données fournies par l'entrepreneur des travaux tel que présenté au Tableau 41.

Tableau 41. Estimation du flux de référence du carburant utilisé pour la vidange des boues

Paramètres		Unité		Valeur	
Consommation de diesel pour la génératrice alimentant la centrifugeuse électrique		Gallon US diesel/h		7	
Taux de production de boues sèches		Tonne b.s./h		3	
Conversion diesel		L/Gallon US		3,8	
Masse volumique		kg/L		0,832	
Consommation de carburant de la génératrice		kg diesel/Tonne b.s.		7,3	
Masse de boues vidangées		Tonne b.s.		1441	
Incertitude relative de la consommation totale de carburant		%		50	
Flux de référence associés à la vidange des boues		Unités	Valeur	Min.	Max.
Masse sèche des boues vidangées		kg b.s./m <sup>3</sup>	0,048	0,036	0,045
Consommation de carburant pour la vidange		kg diesel/m <sup>3</sup>	0,00035	0,00013	0,00050

b.s. : boues sèches;

En l'absence d'information sur la consommation de carburant de la drague, celle-ci a été estimée égale à la consommation de la génératrice alimentant la centrifugeuse. Afin de tenir compte de l'impact de cette hypothèse simplificatrice, une incertitude relative de 50 % est appliquée à la consommation totale de carburant nécessaire à la vidange des boues (Tableau 41).

#### **4.4.2.12 Choix des processus de la base de données Ecoivent**

La réalisation de l'ACVI requiert de compiler les émissions directes de l'affluent et de l'effluent dans le logiciel SimaPro en choisissant les substances représentatives de la base de données Ecoivent. Le sommaire des inventaires de caractérisation de l'IP<sub>ON</sub> et de l'IP<sub>ET</sub> incluant les distributions représentant l'incertitude des données ainsi que les processus d'Ecoivent retenus sont présentés au Tableau 42. Les processus Ecoivent représentatifs des métaux sont déterminés à partir des formes chimiques considérées par l'inventaire de Doka portant sur l'opération d'une STEP (Doka, 2009).

Le Tableau 43 présente quant à lui l'inventaire d'opération du système tel que compilé dans le logiciel SimaPro ainsi que l'ensemble des valeurs des bornes des distributions triangulaires employées pour l'évaluation de l'incertitude. En plus des processus de la base de données d'Ecoivent, les processus représentatifs de la production d'électricité au Québec ainsi que de la production d'alun ont été compilés dans SimaPro. Le processus de production d'électricité du Québec fourni par le CIRAIIG (Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services) est présenté au Tableau B 14, tandis que le processus représentatif de la production de l'alun compilé par madame Aurore Lopez, dans le cadre d'un stage sous la direction de M. Christian Bouchard est présenté au Tableau B 15 (Lopez, 2010).

Tableau 42. Inventaire des émissions de l'affluent et l'effluent entré dans SimaPro

Élément de l'inventaire	Éléments Ecoinvent	Unités	Affluent (IP <sub>ON</sub> )			Effluent (IP <sub>ET</sub> )			Dist.
			Valeur	Écart-type géométrique		Valeur	Écart-type géométrique		
DCO dégradée aérobie	COD	g/m <sup>3</sup>	412	102 <sup>a</sup>		-	-		N
			-	-		48	1,61		LN
Phosphore total	Phosphorus, total		2,4	1,57		0,5	1,83		LN
		Unités	Valeur	Min	Max	Valeur	Min	Max	Dist.
Méthane	Methane, biogenic	g/m <sup>3</sup>	11	0	22	1,5	0	3	T
Dioxyde d'azote	Dinitrogen monoxide		0,13	0,01	6,3	0,11	0,01	5,4	
Azote ammoniacal total	Ammonium, ion		9,0	1,1	14,3	11,2	2,4	17,8	
Azote organique	Nitrogen, organic bound		8,9	2,4	18,2	2,4	0,0	8,1	
Nitrite	Nitrite		0,08	0,05	0,20	1,2	0,05	5,7	
Nitrate	Nitrate		0,25	0,08	0,71	10	0,09	64	
Argent (Ag)	Silver, ion		mg/m <sup>3</sup>	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	
Aluminium (Al)	Aluminium	6539		5533	8139	798	241	1762	
Arsenic (As)	Arsenic, ion	2,4		0,2	4,4	1,6	0,2	2,7	
Baryum (Ba)	Baryum	63		40	77	33	27	43	
Béryllium (Be)	Beryllium	0,33		0,18	0,48	0,17	0,16	0,18	
Cadmium (Cd)	Cadmium, ion	0,25		0,16	0,33	0,20	0,12	0,29	
Cobalt (Co)	Cobalt	1,0		0,5	1,5	0,6	0,5	0,7	
Chrome (Cr)	Chromium VI	1,3		0,5	2,3	0,2	0,0	0,4	
Cuivre (Cu)	Copper	23		22	25	1,7	1,1	2,4	
Mercure (Hg)	Mercury	0,4		0,2	0,6	0,1	0,0	0,2	
Manganèse (Mn)	Manganese	225		129	330	201	161	231	
Molybdène (Mo)	Molydenum	2		0	4	1	0	2	
Nickel (Ni)	Nickel, ion	3,4		2,2	5,5	2,1	0,8	3,3	
Plomb (Pb)	Lead	3,1		1,1	4,5	1,3	0,8	1,8	
Antimoine (Sb)	Antimony	0,4		0,0	0,8	0,2	0,0	0,4	
Sélénium (Se)	Selenium	1,7		0,9	2,4	0,4	0,0	0,8	
Étain (Sn)	Tin, ion	2		0	4	1	0	2	
Thallium (Tl)	Thallium	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	0,2		
Vanadium (V)	Vanadium	0,2	0,0	0,4	0,1	0,0	0,2		
Zinc (Zn)	Zinc, ion	62	49	78	8	5	10		

a : écart-type arithmétique considéré dans le cas de la distribution normale

Dist. : Distribution; N : distribution normale; LN distribution log-normale T : distribution triangulaire

Tableau 43. Inventaire de l'opération du système entré dans SimaPro

Élément de l'inventaire	Processus de la base de données Ecoinvent	Unité	Valeur	Bornes distributions triangulaires	
				Min	Max
Consommation électrique totale de la STEP	Electricity mix/Qc U	kWh/m <sup>3</sup>	0,742	0,671	0,887
Consommation électrique totale du poste de pompage			0,203	0,178	0,221
Consommation d'alun (Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·14H <sub>2</sub> O)	Alun (4,33 % Al) Qc	kg/m <sup>3</sup>	0,0179	0,0120	0,0234
Transport de l'alun	Transport, lorry >16 t, fleet average/RER U	kg*km/m <sup>3</sup>	9,7	5,9	13,9
Transport d'employés pour le suivi et la maintenance	Transport, passenger car, petrol, fleet average/RER U	personne*km/m <sup>3</sup>	0,00075	0,00068	0,00083
Consommation de carburant pour la vidange des boues	Diesel, at regional storage/RER U	kg diesel /m <sup>3</sup>	0,0007	0,0004	0,0011
Masse d'acier des équipements remplacés	Reinforcing steel, at plant/ RER U	g/m <sup>3</sup>	0,11	0,09	0,13
Masse de cuivre des équipements remplacés	Copper, at regional storage/RER U		0,03	0,01	0,04
Masse de fonte des équipements remplacés	Cast iron, at plant/RER U		0,21	0,17	0,25
Transport des équipements remplacés	Transport, lorry >16 t, fleet average/RER U	kg*km/m <sup>3</sup>	0,27	0,13	0,40
Émissions directes de CH <sub>4</sub>	Methane, biogenic	g CH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	5	0	10
Émissions directes de N <sub>2</sub> O	Dinitrogen monoxide	gN <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>	0,01	0,01	0,03
Émissions directes de NH <sub>3</sub>	Ammonia	NH <sub>3</sub> g/m <sup>3</sup>	1,1	0,0	2,1

### **4.4.3 Inventaires des scénarios de disposition des boues**

Les inventaires des scénarios de disposition des boues couvrent le transport des boues du site des étangs jusqu'au lieu de disposition ou de valorisation ainsi que les émissions directes et les intrants requis. Les scénarios sont développés en appliquant le principe d'allocation selon lequel les boues d'épuration sont considérées comme des déchets (Tableau 9). Cette méthodologie évite d'avoir à élargir les frontières du système afin de tenir compte de fonctions secondaires et permet de comparer uniquement les impacts environnementaux potentiels des scénarios. Cette méthode d'allocation semble appropriée au contexte québécois puisque les boues d'épuration ne possèdent jusqu'à maintenant aucune valeur économique pouvant servir à fixer une allocation entre la STEP et le système récepteur des boues valorisées.

Il est à noter que les scénarios de disposition partagent le même procédé de vidange et de déshydratation dont l'inventaire est développé à la section 4.4.2.11. La méthodologie utilisée pour développer les scénarios de disposition ainsi que le détail du contenu des inventaires est présenté aux sous-sections suivantes.

#### **4.4.3.1 Méthodologie de développement des scénarios de valorisation par épandage**

Les processus et les émissions couverts par les scénarios d'épandage des biosolides sont présentés à la Figure 19. Les scénarios de disposition des boues par épandage sur des sols agricoles et forestiers présentent essentiellement les mêmes processus de disposition, mais se distinguent au niveau du milieu récepteur des boues. Cette distinction permet d'évaluer l'impact environnemental potentiel du choix du milieu récepteur relativement à l'évaluation des catégories d'impact associées à la toxicité.



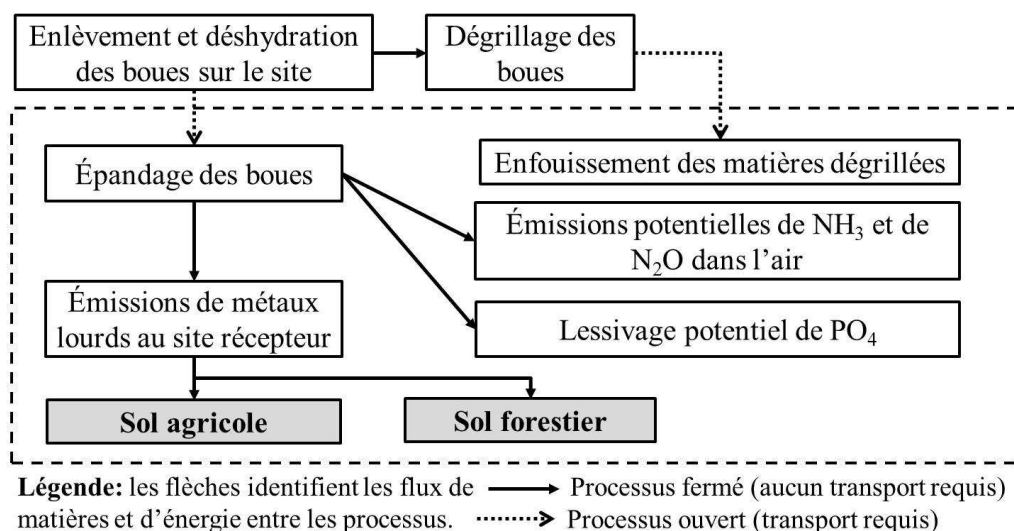


Figure 19. Frontières des scénarios de disposition par épandage

Comme mentionnée à la sous-section 4.3.8, la disposition des boues par épandage requiert leur dégrillage afin d'enlever les déchets qui y sont présents. L'évaluation de la quantité de déchets possiblement présente est réalisée à partir des données de l'étude de Gagnon (Gagnon, 2012). La transposition de l'évaluation de la masse annuelle de déchets par an de la STEP de Gagnon à la STEP de Sainte-Marie est réalisée sur la base du ratio de la population équivalente desservie par chaque système. Le Tableau 44 présente l'estimation de la masse de déchets potentiellement dégrillée.

Tableau 44. Estimation de la masse potentielle de déchets dégrillés

Paramètre	Unité	Valeur	Source
Masse de déchets potentielle à dégriller	kg/an	846	(Gagnon, 2012)
Personnes desservies par la STEP de Gagnon	p.e.	4726	
Personnes desservies par la STEP à Sainte-Marie	p.e.	10200	Tableau 19
Masse de déchets potentielle à dégriller à Sainte-Marie	kg/an	1826	Calculée
Volume d'eau usée épurée (2007-2011)	m <sup>3</sup> /an	2901699	Tableau 21
Flux de référence de déchets potentiels à dégriller	kg/m <sup>3</sup>	0,00063	Calculé
Incertitude considérée	%	25	Estimation

Une incertitude de 25% est considérée, compte tenu que la masse de déchets estimée par Gagnon est dégrillée en continu, tandis qu'une partie des déchets potentiellement contenus dans les boues peut se dégrader en fond d'étang avant le dégrillage de celles-ci. La nature des émissions liées à la disposition des déchets tamisés est évaluée en considérant le processus de traitement des eaux usées de la base de données Ecoinvent "*Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 4/CH U*". Il s'agit du processus représentant la phase d'opération de la STEP dont l'inventaire de la phase de construction est comparé à la sous-section 4.4.1.11. La matière dégrillée en continu lors de l'opération de la STEP de ce processus est supposée être constituée de papier et de plastique. Dans le cas de la STEP de Sainte-Marie, il est considéré que seul le plastique devrait être tamisé, puisque le papier est dégradé en fond d'étang compte tenu du long temps de rétention des boues. Comme l'indique la frontière du système illustré à la Figure 19, l'énergie nécessaire au dégrillage est de plus négligée.

La distance de transport des déchets enlevés par dégrillage jusqu'au lieu d'enfouissement sanitaire le plus près localisé à Frampton (MDDEP, 2005) est estimée à environ 30 km à l'aide du logiciel *Google Earth*. Puisque la ville de Sainte-Marie est localisée en milieu agricole et également près de sites forestiers (Figure 6), une distance de 30 km a été retenue pour l'évaluation de l'impact du transport des boues. Une incertitude relative de 20 % est appliquée à ces distances pour l'évaluation d'une gamme de valeurs permettant de réaliser l'analyse d'incertitude de l'ACVI. La gamme de flux de référence des masses de boues vidangées est également considérée pour l'évaluation de l'incertitude (Tableau 27).

Les intrants (i.e. : machinerie, énergie) et les émissions indirectes liées à l'épandage sont pris en compte en utilisant le processus d'épandage de lisier par camion réservoir "*Slurry spreading, by vacuum tanker/CH U*" de la base de données Ecoinvent. Ce processus employé par Doka (2009), pour l'évaluation de l'impact de l'épandage requiert d'exprimer les quantités de boues en termes de volume épandu. Un facteur de conversion des masses de boues en volumes épandus de 1030 kg/m<sup>3</sup> b.h. est alors recommandé par Doka.

Il est à noter que l'épandage des boues sur des sols forestiers est en général plus difficile d'un point de vue opérationnel étant donné que les sites forestiers sont souvent accidentés et plus difficiles d'accès que les sites agricoles. De plus, les intrants nécessaires à

l'épandage varient en fonction de la quantité de boues épandues par hectare. Ces particularités ne sont pas prises en compte par le processus d'épandage retenu qui permet la prise en compte des intrants de manière globale sans égard aux conditions locales d'épandage.

Indépendamment du site d'épandage, les émissions potentielles de  $\text{NH}_3$  et de  $\text{N}_2\text{O}$  ainsi que le lessivage potentiel du phosphore vers les eaux de surface et les eaux souterraines sont estimés à partir des facteurs d'émissions globaux indépendants des conditions locales (Doka, 2009). Les incertitudes liées à l'absence de prise en compte des conditions locales par les facteurs d'émissions y sont représentées par des distributions lognormales. Le calcul des flux de référence de ces émissions est réalisé à partir du contenu total en azote et en phosphore des boues (Tableau 29). Les facteurs d'émissions ainsi que les flux de référence calculés sont présentés au Tableau 45.

Tableau 45. Facteurs d'émission et flux de référence des émissions potentielles de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et du lessivage du phosphore.

Paramètres	Unité	Valeur	Dist.	Écart-type géométrique
Facteur d'émissions potentielles de $\text{NH}_3\text{-N}$	kg/kg N	0,258	LN	1,732
Facteur d'émissions potentielles de $\text{N}_2\text{O-N}$	kg/kg N	0,0118	LN	1,732
Flux de référence de l'azote des boues	g N/m <sup>3</sup>	0,5	-	-
Flux de référence des émissions potentielles de $\text{NH}_3$	g N- $\text{NH}_3$ /m <sup>3</sup>	0,129	LN	1,732
	g $\text{NH}_3$ /m <sup>3</sup>	0,157		
Flux de référence des émissions potentielles de $\text{N}_2\text{O}$	g N- $\text{N}_2\text{O}$ /m <sup>3</sup>	0,0059	LN	1,732
	g $\text{N}_2\text{O}$ /m <sup>3</sup>	0,0093		
Facteur d'émissions potentielles de lessivage de $\text{PO}_4\text{-P}$ vers les eaux de surface	kg $\text{PO}_4\text{-P}$ /kg P	0,0020	LN	1,249
Facteur d'émissions potentielles de lessivage de $\text{PO}_4\text{-P}$ vers les eaux souterraines		0,0057		
Flux de référence du phosphore des boues	g P/m <sup>3</sup>	1,9	-	-
Flux de référence des émissions potentielles liées au lessivage de $\text{PO}_4\text{-P}$ vers les eaux de surface	g $\text{PO}_4\text{-P}$ /m <sup>3</sup>	0,0038	LN	1,249
	g $\text{PO}_4$ /m <sup>3</sup>	0,012		
Flux de référence des émissions potentielles liées au lessivage de $\text{PO}_4\text{-P}$ vers les eaux souterraines	g $\text{PO}_4\text{-P}$ /m <sup>3</sup>	0,011	LN	1,249
	g $\text{PO}_4$ /m <sup>3</sup>	0,033		

Dist. : Distribution, LN : lognormale

Il est à noter que l'incertitude associée aux flux de référence du Tableau 45 est évaluée en considérant uniquement l'écart-type géométrique des facteurs d'émissions. Les flux de référence des métaux lourds du Tableau 39 sont finalement utilisés afin d'évaluer l'impact sur les catégories liées à la toxicité lors de l'ACVI.

#### 4.4.3.2 Processus de la base de données Ecoivent

Le Tableau 46 présente le sommaire de l'inventaire des scénarios de disposition compilés dans Ecoivent.

Tableau 46. Inventaire des processus de disposition entré dans SimaPro

Élément de l'inventaire	Processus de la base de données Ecoivent	Unité	Valeur	Écart-type géométrique	
Émissions potentielles de NH <sub>3</sub>	Ammonia	g NH <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	0,157	1,732	
Émissions potentielles de N <sub>2</sub> O	Dinitrogen monoxide	g N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>	0,0093	1,732	
Émissions potentielles liées au lessivage de PO <sub>4</sub> -P (eaux de surface)	Phosphate (to river)	g PO <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	0,012	1,249	
Émissions potentielles liées au lessivage de PO <sub>4</sub> -P (eaux souterraines)	Phosphate (to groundwater)		0,033		
Élément de l'inventaire	Processus de la base de données Ecoivent	Unité	Valeur	Bornes des distributions triangulaires	
Masse de boues vidangées	-	kg b.h./m <sup>3</sup>	0,21	0,17	0,24
Enfouissement des matières dégrillées	Disposal, plastics, mixture, 15.3% water, to sanitary landfill/CHU	kg/m <sup>3</sup>	0,0006	0,0005	0,0008
Transport des déchets enlevés par dégrillage	Transport, lorry >28t, fleet average/RER U	kg*km/m <sup>3</sup>	0,02	0,01	0,03
Transport des boues pour épandage		kg*km/m <sup>3</sup>	6,2	3,9	8,9
Épandage des boues	Slurry spreading, by vacuum tanker/CH U	m <sup>3</sup> b.h. /m <sup>3</sup>	0,00020	0,00017	0,00023

Seuls les flux de référence des métaux lourds des boues du Tableau 39 n'y sont pas présentés. L'ensemble des métaux lourds des boues du Tableau 39 est compilé dans Ecoinvent en considérant que les métaux lourds des boues se trouvent sous forme non ionique. Il s'agit d'ailleurs de la seule forme disponible pour les métaux lourds lorsque des émissions vers le sol sont compilées dans SimaPro.

#### 4.4.4 Inventaire du cycle des coûts (ICC)

L'inventaire réalisé dans le cadre de l'ACC est présenté dans cette section. Celui-ci partage les mêmes frontières que l'ICV (Figure 9) bien que le niveau de détails entourant la description des éléments couverts varie d'un inventaire à l'autre. Il est également à noter que l'inventaire de l'ACC ne prend pas en compte les rejets d'eaux usées puisqu'aucune valeur ou coût économique (i.e. taxe, amende, redevance) ne leur est attribué. Cette section présente la compilation des coûts réalisée. Bien que l'actualisation des flux d'argent soit généralement présentée lors de l'analyse (section 2.3.3), celle-ci est plutôt incluse dans cette section compte tenu de la brièveté de l'analyse économique et afin de faciliter les rapprochements avec les résultats de l'ICC.

##### 4.4.4.1. Introduction et méthodologie

Les frontières ainsi que le niveau de détail des éléments couverts par l'inventaire économique sont présentés à la Figure 20.

Traitement du déchet (IP <sub>CVS</sub> )													
Construction du système	Coûts globaux de construction Coûts d'emprunt												
Opération du système	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Frais d'exploitation</th> <th>Frais d'entretien</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Électricité (STEP et poste de pompage)</td> <td>Matériaux de rénovation de la STEP</td> </tr> <tr> <td>Alun</td> <td>Matériaux de rénovation du poste de pompage</td> </tr> <tr> <td>Main d'œuvre pour le suivi</td> <td>Entretien de la STEP</td> </tr> <tr> <td>Analyses pour le suivi (SOMAE)</td> <td>Entretien du poste de pompage</td> </tr> <tr> <td>Vidange et disposition des boues</td> <td>Nettoyage du poste de pompage</td> </tr> </tbody> </table>	Frais d'exploitation	Frais d'entretien	Électricité (STEP et poste de pompage)	Matériaux de rénovation de la STEP	Alun	Matériaux de rénovation du poste de pompage	Main d'œuvre pour le suivi	Entretien de la STEP	Analyses pour le suivi (SOMAE)	Entretien du poste de pompage	Vidange et disposition des boues	Nettoyage du poste de pompage
	Frais d'exploitation	Frais d'entretien											
Électricité (STEP et poste de pompage)	Matériaux de rénovation de la STEP												
Alun	Matériaux de rénovation du poste de pompage												
Main d'œuvre pour le suivi	Entretien de la STEP												
Analyses pour le suivi (SOMAE)	Entretien du poste de pompage												
Vidange et disposition des boues	Nettoyage du poste de pompage												

Figure 20. Frontières et éléments couverts par l'ACC

Tel qu'il est possible de le constater à la Figure 20, le niveau de détail de l'inventaire de l'ICC diffère de l'inventaire de l'ACV (Figure 9). Les coûts de construction du système sont considérés de manière globale et une estimation des coûts d'emprunt est réalisée. Les frais d'exploitation couvrent : les intrants (i.e. : électricité et alun), la main-d'œuvre pour l'exploitation, les analyses pour le suivi (SOMAE) ainsi que les coûts de vidange et de disposition des boues.

L'ICC de la phase d'opération couvre également les frais d'entretien de la STEP et du poste de pompage. Les frais d'entretien pris en compte correspondent aux coûts des matériaux de rénovation du bâtiment de la STEP et du poste de pompes ainsi qu'aux coûts d'entretien associés au remplacement et à la réparation d'équipements. Finalement, les coûts de nettoyage du puits des pompes du poste principal sont considérés.

Dans le contexte de l'étude, l'ensemble des coûts sont évalués en dollars constants de l'année 2009 correspondant à l'année se situant au milieu de la période de compilation des données d'inventaire (2007-2011). Trois taux d'actualisation sont employés afin d'évaluer la sensibilité des résultats au choix de ce taux tel que recommandé par (Hunkeler et coll., 2008). Ainsi, un taux de 3% proposé par (Rushing et Lippiatt, 2008) et un taux de 6% proposé par (Montmarquette et Scott, 2007), ainsi qu'un taux intermédiaire de 4,5% sont considérés. Il s'agit de la même gamme de taux d'actualisation employée par (Gagnon, 2012).

Les éléments des ICCs couverts par les frontières du système (Figure 20) ainsi que l'actualisation des flux monétaires en dollars constants de 2009 sont exposés aux sous-sections suivantes.

#### **4.4.4.2. ICC de la phase de construction**

Les données permettant de caractériser les coûts de construction sont très limitées et proviennent du Cahier des exigences environnementales de la ville de Sainte-Marie (Beaumont et Ruel, 1996). L'état des coûts en date du 15 juillet 1998 y est présenté, ce qui porte à croire que les coûts de mise à niveau du système d'aération de la STEP réalisée en 1995 devaient y être inclus (section 4.3.4). Puisqu'aucune information relative au règlement d'emprunt n'est disponible, l'estimation des coûts d'emprunt est réalisée à l'aide de la feuille de calcul de remboursement d'emprunt produite par le MAMROT (MAMROT,

2011). Une période d'amortissement de 25 ans débutant en 1984 lors de la construction du système (Beaumont et Ruel, 1996) et un taux d'intérêt moyen de 4% sont appliqués pour l'évaluation des coûts d'emprunts. Le Tableau 47 présente l'estimation des coûts de construction et d'emprunts, l'actualisation réalisée en dollars constants de 2009 ainsi que la gamme de flux de référence correspondant aux différents taux d'actualisation.

Tableau 47. Estimation des coûts d'emprunts et de construction

Description	Unité	Valeur
Coûts du système d'épuration	M\$	7,6
Taux d'intérêt	%	4
Période d'amortissement	année	25
Sommes déboursées en intérêts	M\$	4,6
Coûts totaux (avec intérêts)	M\$	12,2
Volume épuré sur la durée de vie du système	m <sup>3</sup>	1,2E+08
Taux annuel d'actualisation	Coûts totaux actualisés <sup>a</sup>	Flux de référence <sup>a</sup>
%	M\$	\$/m <sup>3</sup>
3	18,2	0,152
4,5	22,6	0,189
6	28,2	0,236

a : coûts exprimés en dollars contant de 2009

#### 4.4.4.3. ICC de la phase d'opération

Les frais d'exploitation non actualisés du système sont présentés au Tableau 48 tandis que les frais d'entretien non actualisés sont présentés au Tableau 49. Ces données ont été fournies par M. Bruno Gilbert (Gilbert, 2012).

Les coûts liés à la consommation électrique de la STEP et du poste de pompage ainsi que ceux découlant de la consommation d'alun sont présentés sur la base des quantités consommées (coûts unitaires) compilées aux Tableaux B 10 à B 12 ainsi que par rapport à l'unité fonctionnelle.

À l'observation du Tableau 48, il est possible de constater que les flux de référence non actualisés liés à la consommation d'électricité sont assez stables sur la période d'analyse (2007-2011). Il est également possible de constater que les coûts unitaires de l'électricité

sont également stables dans le cas de la STEP tandis qu'ils varient de manière importante dans le cas du poste de pompage. Cela peut s'expliquer par le fait que la capacité des pompes du poste de pompage a été augmentée au cours de l'année 2009 (Rochette-Charbonneau, 2010) et que la tarification d'Hydro-Québec dépend de la puissance requise (Hydro-Québec, 1996-2012). Ainsi, des pompes dont la puissance est plus élevée coûtent plus cher à opérer.

Tableau 48. Inventaire des frais d'exploitation (non actualisés)

Paramètres		Unité	Année				
			2007	2008	2009	2010	2011
Volume annuel traité		m <sup>3</sup> /an	2,9E+06	2,7E+06	3,0E+06	2,9E+06	3,0E+06
Consommation électrique totale de la STEP	Quantité	kWh/an	2184220	2414273	2112068	1913602	2102400
	Coût total	\$/an	149095	172659	156185	139053	150688
	Coût unitaire	\$/kWh	0,068	0,072	0,074	0,073	0,072
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,051	0,063	0,052	0,049	0,050
Consommation électrique du poste de pompage	Quantité	kWh/an	643390	570300	636912	507840	583200
	Coût total	\$/an	56748	54105	57932	62033	66966
	Coût unitaire	\$/kWh	0,088	0,095	0,091	0,122	0,115
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,019	0,020	0,019	0,022	0,022
Consommation d'alun de la STEP	Quantité	kg m.s.	68176	58764	50098	45443	36467
	Coût total	\$/an	20693	20064	21034	20314	11937
	Coût unitaire	\$/kg/m.s.	0,30	0,34	0,42	0,45	0,33
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0071	0,0074	0,0070	0,0071	0,0039
Main d'œuvre pour l'opération	Coût total	\$/an	83410	98923	100984	106331	130732
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,03	0,04	0,03	0,04	0,04
Analyse des eaux usées (SOMAE)	Coût total	\$/an	4529	4822	7080	7114	9624
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003

Le coût unitaire non actualisé de l'alun est assez variable d'une année à l'autre sur la période de suivi sans toutefois présenter de tendance claire. Il est par contre possible de constater une diminution importante du flux de référence du coût de l'alun pour l'année 2011. Cela peut s'expliquer par la mise en fonction, au cours de l'année 2010, d'une usine d'eau potable à Sainte-Marie qui rejette ses eaux de lavage contenant de l'hydroxyde d'aluminium provenant de l'ajout d'alun directement à l'égout. La hausse des apports



d'aluminium aux étangs est d'ailleurs observée en comparant l'estimation du contenu en aluminium des boues réalisée à partir des analyses des boues vidangées à l'estimation du contenu réalisée à partir des analyses supplémentaires des eaux usées (Tableau 39). À cet égard, le Tableau 39 permet de constater que le flux de référence d'aluminium des boues estimé à partir des analyses d'eau usée est de près d'un ordre de grandeur supérieur au flux estimé à partir de l'analyse des boues. Il semble que l'apport d'aluminium provenant des eaux de lavage de l'usine d'eau potable favorise la coagulation du phosphore dans les étangs. Comme l'alun ajouté aux étangs vise uniquement l'enlèvement du phosphore en vue de l'atteinte de la norme (Tableau 12), le dosage d'alun a été diminué par les opérateurs de la STEP afin de réaliser des économies (Veilleux, 2011a). Le Tableau 48 permet de constater que cette économie est de l'ordre de 45 % par rapport à l'unité fonctionnelle.

L'inventaire des coûts non actualisés liés à l'entretien du poste de pompage et de la STEP sont présentés au Tableau 49.

Tableau 49. Inventaire des coûts de maintenance (non actualisés)

Paramètre		Unité	Année				
			2007	2008	2009	2010	2011
Volume annuel traité		m <sup>3</sup> /an	2,9E+06	2,7E+06	3,0E+06	2,9E+06	3,0E+06
Matériaux de rénovation de la STEP	Coût total	\$/an	5449	3982	4334	5779	2939
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0019	0,0015	0,0014	0,0020	0,0010
Entretien de la STEP	Coût total	\$/an	14 292	16 548	5609	10 072	13 997
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0049	0,0061	0,0019	0,0035	0,0046
Matériaux de rénovation du poste de pompage	Coût total	\$/an	24 285	2511	1685	8940	5350
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0083	0,0009	0,0006	0,0031	0,0018
Entretien du poste de pompage	Coût total	\$/an	12 148	2926	5686	2802	21 570
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0042	0,0011	0,0019	0,0010	0,0071
Nettoyage du poste de pompage	Coût total	\$/an	3337	3417	2605	3773	7877
	Flux	\$/m <sup>3</sup>	0,0011	0,0013	0,0009	0,0013	0,0026
Coûts totaux de maintenance		\$/an	59 511	29 384	19 919	31 366	51 733
Flux total des coûts de maintenance		\$/m <sup>3</sup>	0,020	0,011	0,007	0,011	0,017

Tel qu'il est possible de le constater à l'observation du Tableau 49, les coûts d'entretien sont assez variables d'une année à l'autre selon les besoins encourus. L'estimation des

coûts d'entretien est par contre très partielle puisqu'elle ne couvre que cinq des quarante années d'opération de la durée de vie escomptée de la STEP.

#### 4.4.4.4. ICC de la vidange et de la disposition des boues

Les coûts de vidange et de disposition des boues correspondant à la vidange réalisée de 2005 à 2007 ont été fournis par M. Bruno Gilbert (Gilbert, 2012) et sont présentés au Tableau 50. Le détail des coûts fournis inclut les coûts de transport des équipements de vidange, les coûts unitaires de vidange facturés sur la base de la masse sèche de boues vidangées ainsi que les taxes applicables. Il est possible de constater qu'il existe une différence de 5 tonnes entre la quantité de boues réellement vidangées (Tableau 27) et la quantité de boues facturées (Tableau 50).

Tableau 50. Inventaire des coûts de vidange et de disposition des boues (non actualisés)

Paramètre	Unité	Valeurs			Total
		2005	2006	2007	
Année de vidange	-	2005	2006	2007	
Montant facturé	\$	330600	179126	193643	703370
Taxes	\$	43184	23398	25294	91877
Coût du transport des équipements de vidange	\$	5860	5860	6840	18560
Quantité facturée	Tonnes b.s.	711	362	373	1446
Coût unitaire	\$/Tonne b.s.	396	414	433	-

Les flux de référence des coûts de vidange et de disposition des boues sont calculés pour chacune des années de vidange à partir de l'estimation du flux de référence moyen de boues produites (Tableau 27) en considérant le coût unitaire total de vidange de chacune des années ainsi que la quantité de boues vidangées au cours de l'année (Tableau 50). Le Tableau 51 présente les éléments du calcul des flux de référence non actualisés des coûts de vidange et de disposition.

Tableau 51. Flux de référence des coûts de vidange et de disposition (non actualisés)

Paramètre	Unité	Valeurs			Total
		2005	2006	2007	
Année de vidange	-	2005	2006	2007	
Quantité facturée (vidangée)	Tonnes b.s.	711	362	373	1446
Proportion du total des boues vidangées	%	49%	25%	26%	100%
Masse sèche des boues vidangées	kg b.s/m <sup>3</sup>	0,024	0,012	0,012	0,048
Coût unitaire total	\$/Tonne b.s.	465	495	519	-
Flux de référence des coûts de vidange et disposition des boues	\$/m <sup>3</sup>	0,011	0,006	0,006	0,023

#### 4.4.4.5 Actualisation des données de l'ICC

L'actualisation des flux de référence des ICCs, en dollars constants de 2009, selon les trois taux d'actualisation retenus (3%, 4,5%, 6%), est présentée au Tableau 52.

Tableau 52. Flux de référence moyens actualisés (dollars constants de 2009)

Flux de référence	Taux d'actualisation				Source
	Non actualisé	3%	4,5%	6%	
	Flux de référence moyens (\$/m <sup>3</sup> )				
Construction (coûts totaux)	0,102	0,152	0,189	0,236	Tableau 47
Consommation électrique totale de la STEP	0,053	0,053	0,054	0,055	Tableau 48
Consommation électrique du poste de pompage	0,021	0,021	0,021	0,021	
Consommation d'alun de la STEP	0,0065	0,0066	0,0067	0,0069	
Main d'œuvre pour l'opération	0,036	0,036	0,036	0,036	
Analyse des eaux usées (SOMAE)	0,0023	0,0023	0,0023	0,0024	
Entretien (coûts totaux)	0,013	0,013	0,014	0,014	Tableau 49
Vidange et disposition des boues	0,023	0,026	0,030	0,036	Tableau 51

Tel qu'il est possible de le constater au Tableau 52, le taux d'actualisation génère peu d'impacts sur les flux de référence moyens liés à l'opération et à l'entretien puisque l'année retenue pour réaliser l'actualisation (2009) correspond à la médiane de la période de compilation des données (2007-2011). Le taux d'actualisation des coûts de construction, et

dans une moindre mesure des coûts de vidange et de disposition des boues, a quant à lui un impact important étant donné la période relativement longue de temps écoulée depuis le déboursement des coûts.

## **4.5 Méthode d'évaluation des impacts environnementaux**

L'ACVI est réalisée en employant la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe (Goedkoop et coll., 2009). Cette méthode offre la possibilité d'agréger les résultats de l'inventaire selon une caractérisation intermédiaire des impacts (*midpoint impact*) ou encore de pousser davantage l'agrégation en réalisant une caractérisation au niveau des dommages (*endpoint impact*). La méthode ReCiPe est née de l'harmonisation de la méthode de caractérisation intermédiaire CML et de la méthode de caractérisation des dommages Eco-Indicator 99 (Goedkoop et coll., 2009). Dans le cadre de ce mémoire, une caractérisation intermédiaire des impacts est réalisée afin d'être en mesure d'évaluer le compromis environnemental de la STEP en mettant de l'avant la méthodologie du BEN. Dans ce contexte, seule la caractérisation intermédiaire de la méthode est présentée dans les sous-sections qui suivent

### **4.5.1 Contenu de la méthode**

Le Tableau 53 présente les noms, les abréviations, les unités de mesure (basées pour la plupart sur des contaminants de référence) ainsi qu'une traduction en français des 18 catégories d'impacts intermédiaires que comprend la méthode ReCiPe. De manière générale, les impacts environnementaux intermédiaires couverts par la méthode ReCiPe peuvent être classés en cinq catégories présentées à la Figure 21. Comme il est possible de le constater à la Figure 21, la méthode ReCiPe permet la prise en compte d'impacts atmosphériques globaux et d'impacts sur la qualité de l'air, de l'eutrophisation et de l'acidification, de la toxicité humaine et de l'écotoxicité des milieux aquatiques et terrestres, de l'occupation et de la transformation de territoires ainsi que de la diminution des ressources.

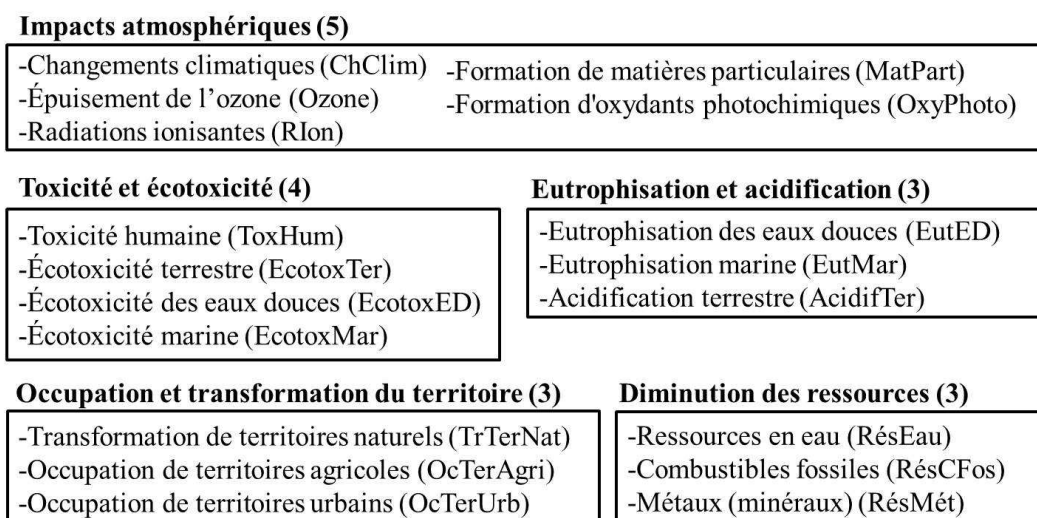


Figure 21. Classement des 18 catégories d’impacts intermédiaires de ReCiPe

Tableau 53. Catégories d’impacts environnementaux de la méthode ReCiPe

Catégories d'impact intermédiaire			
Nom anglais	Unités	Traduction du nom en français	Abrev.
<i>Climate change</i>	kg CO <sub>2</sub> eq	Changements climatiques	ChClim
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC-11 eq	Épuisement de l'ozone	Ozone
<i>Human toxicity</i>	kg 1,4-DB eq	Toxicité humaine	ToxHum
<i>Photochemical oxidant formation</i>	kg NMVOC	Formation d'oxydants photochimiques	OxyPhoto
<i>Particulate matter formation</i>	kg PM10 eq	Formation de matières particulaires	MatPart
<i>Ionising radiation</i>	kg U235 eq	Radiations ionisantes	RIon
<i>Terrestrial acidification</i>	kg SO <sub>2</sub> eq	Acidification terrestre	AcidifTer
<i>Freshwater eutrophication</i>	kg P eq	Eutrophisation des eaux douces	EutED
<i>Marine eutrophication</i>	kg N eq	Eutrophisation marine	EutMar
<i>Terrestrial ecotoxicity</i>	kg 1,4-DB eq	Écotoxicité terrestre	EcotoxTer
<i>Freshwater ecotoxicity</i>	kg 1,4-DB eq	Écotoxicité des eaux douces	EcotoxED
<i>Marine ecotoxicity</i>	kg 1,4-DB eq	Écotoxicité marine	EcotoxMar
<i>Agricultural land occupation</i>	m <sup>2</sup> a	Occupation de territoires agricoles	OcTerAgri
<i>Urban land occupation</i>	m <sup>2</sup> a	Occupation de territoires urbains	OcTerUrb
<i>Natural land transformation</i>	m <sup>2</sup>	Transformation de territoires naturels	TrTerNat
<i>Water depletion</i>	m <sup>3</sup>	Diminution des réserves d'eau	RésEau
<i>Metal depletion</i>	kg Fe eq	Diminution des réserves de métaux	RésMét
<i>Fossil depletion</i>	kg oil eq	Diminution des combustibles fossiles	RésCFos

CFC-11 : Chlorofluorocarbène;

1,4-DB : 1,4 dichlorobenzène;

NMVOC : “*Non Methane Volatile Organic Carbon compound*” composés organiques volatils autres que le méthane;

PM10 : Matières particulaires fines de diamètre inférieur à 10 µm (pollution atmosphérique)

### 4.5.2 Description générale des principes de modélisation

Comme toute méthode d'ACVI, ReCiPe est constituée de facteurs d'impacts liant les émissions et les extractions de l'inventaire aux catégories d'impacts intermédiaires du Tableau 53. Ces facteurs d'impacts se fondent sur une modélisation des mécanismes environnementaux qui lient les émissions anthropiques à certains effets sur l'environnement. Bien que l'ACV vise l'évaluation d'impacts environnementaux potentiels à l'échelle globale, un bon nombre de catégories d'impacts fait intervenir des mécanismes environnementaux qui dépendent en partie des conditions locales. Parmi ces mécanismes figurent l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité et l'utilisation du territoire. Compte tenu du fait que la méthode ReCiPe a été développée dans un contexte européen, celle-ci est considérée représentative des mécanismes environnementaux ayant cours dans des pays développés de régions tempérées (Goedkoop et coll., 2009).

Afin de permettre une certaine prise en compte de différentes sources d'incertitude, la méthode ReCiPe offre la possibilité de réaliser l'ACVI selon trois perspectives basées sur la théorie culturelle de Thompson (Goedkoop et coll., 2009). Ces perspectives : individualiste (I), hiérarchiste (H) et égalitaire (E), modifient différents paramètres de modélisation des impacts tels que l'horizon de temps sur lequel les impacts environnementaux potentiels des émissions sont agrégés ainsi que les voies d'exposition aux polluants. Le Tableau 54 résume les implications des trois perspectives sur les catégories d'impacts environnementaux dont l'impact potentiel des émissions varie selon l'horizon de temps choisi pour l'agrégation des résultats.

Tableau 54. Horizon de temps des catégories intermédiaires selon la perspective  
(Adapté de Goedkoop et coll., (2009))

Perspectives	Individualiste (I)	Hiérarchiste (H)	Égalitaire (E)
Catégories d'impact intermédiaire	Horizon de temps (années)		
Changements climatiques (ChClim)	20	100	500
Acidification terrestre (AcidifTer)			
Toxicité humaine (ToxHum)	100	infini	infini
Écotoxicité terrestre (EcotoxTer)			
Écotoxicité des eaux douces (EcotoxED)			
Écotoxicité marine (EcotoxMar)	100	100 000	100 000
Radiations ionisantes (RIon)			

### **4.5.3 Application de la méthode ReCiPe à l'étude de cas**

L'évaluation du BEN réalisée dans le cadre de ce mémoire réalise une agrégation des impacts au niveau intermédiaire afin d'être en mesure de caractériser les compromis environnementaux associés au système. Les catégories d'impacts intermédiaires permettent d'évaluer les impacts de l'occupation du territoire, de la consommation des ressources du cycle de vie du système d'épuration et de la disposition des eaux usées et des biosolides ainsi que le potentiel de contribution aux changements climatiques. Il est à noter que la catégorie d'impact de diminution des réserves en eau (RésEau) est calculée dans le cadre de ce mémoire, mais ne fait l'objet d'aucune interprétation, puisqu'il ne s'agit pas d'une catégorie d'impact à proprement parler. Cette catégorie correspond uniquement à la comptabilisation de l'eau consommée sans égard à sa qualité ni au fait que l'eau peut parfois être rejetée et redevenir disponible après utilisation (Goedkoop et coll., 2009). La perspective hiérarchiste est retenue puisqu'il s'agit de la plus utilisée dans la pratique et qu'elle est couverte par la norme ISO 14044 (Goedkoop et coll., 2009).

Concernant les catégories d'impact liées à l'eutrophisation qui présentent une grande importance dans le cas de système d'épuration des eaux usées, la méthode ReCiPe considère deux types d'eutrophisation soit celle des milieux d'eaux douces et des milieux marins. L'évaluation de l'eutrophisation dans le cadre de l'ACVI se fonde sur le concept de nutriment limitant. Ainsi, seul le nutriment limitant la croissance de la biomasse dans le milieu récepteur est considéré contribuer à l'eutrophisation. Selon ce concept, l'azote limite la croissance de la biomasse dans les milieux marins, tandis que le phosphore limite celle-ci dans les milieux d'eaux douces. La conversion du contenu en phosphore ou azote d'une substance en potentiel d'eutrophisation se fonde sur la composition moléculaire moyenne d'algues (C-N-P), selon la méthodologie développée par (Heijungs et coll., 1992). Suivant cette méthodologie, la méthode ReCiPe a été modifiée afin de prendre également en compte l'impact potentiel de la matière organique sur la limitation de l'oxygène dans le milieu récepteur en incluant cet élément à l'eutrophisation des eaux douces sur la base de la composition moléculaire des algues. Les facteurs d'impact de la méthode ReCiPe permettant l'estimation du potentiel d'eutrophisation à partir des émissions ainsi que la modification apportée pour tenir compte des rejets de matière organique sont présentés au Tableau 55.

Tableau 55. Facteurs d'impact pour l'évaluation de l'eutrophisation

Eutrophisation des eaux douces		Eutrophisation marine	
Substances	Facteurs d'impact	Substances	Facteurs d'impact
	kg P eq/kg		kg N eq/kg
DCO	0,022 <sup>a</sup>	Azote ammoniacal (NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	1,00
Phosphate	0,33	Azote organique (Norg-N)	1,00
Phosphore total	1,00	Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,23
		Nitrite (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0,30

a : facteur d'impact ajouté (Heijungs et coll., 1992)

Il est à noter que bien que les eaux usées de la STEP de Sainte-Marie soient rejetées dans un milieu récepteur d'eau douce, l'impact potentiel sur l'eutrophisation des milieux marins est tout de même considéré puisque la rivière Chaudière est un affluent du fleuve Saint-Laurent dont l'estuaire est un milieu marin (section 4.3.2.).

## 4.6 Analyses de contribution et d'incertitude





Dans le cadre de ce mémoire, en tenant compte des normes ISO (ISO, 2006b), l'analyse des résultats est réalisée en trois temps. L'ensemble des résultats est d'abord analysé en considérant uniquement les valeurs moyennes des flux de référence des ICVs entrés dans SimaPro (Tableaux 18, 42, 43, 46). Ainsi, une analyse de la contribution relative des processus et des émissions est réalisée afin de déterminer les processus et les émissions les plus importants selon les catégories d'impacts environnementaux de la méthode ReCiPe. Cette analyse indique également la sensibilité des paramètres de l'inventaire aux variations, puisque les éléments des ICVs sont liés de manière linéaire aux résultats de l'ACVI. Ainsi, une contribution de 30% d'un paramètre à une catégorie d'impact permet de conclure qu'une modification de 10% de la valeur de ce paramètre entrainera une variation de 3% de l'impact environnemental de cette catégorie d'impact. Il est à noter que les analyses de contribution et de sensibilité peuvent uniquement être réalisées à partir de valeurs moyennes, car la méthodologie d'évaluation de l'incertitude présentée à la sous-section suivante permet uniquement d'obtenir des résultats globaux sans fournir de résultats détaillés pour chacun des éléments des ICVs.



### 4.6.1 Méthodologie de l'analyse d'incertitude

L'analyse d'incertitude est réalisée de manière globale en considérant à la fois l'incertitude associée aux données compilées dans SimaPro ainsi que l'incertitude associée aux processus de la base de données Ecoinvent employés. Comme mentionnée à la section 4.4.1.10, la version unitaire de la base de données est employée dans le cadre de ce mémoire, car elle comprend une spécification de l'incertitude pour la quasi-totalité des données des processus représentée par des distributions lognormales (Goedkoop et coll., 2010). En ce qui a trait aux paramètres de l'inventaire, Ecoinvent offre un choix de quatre types de distribution afin de représenter l'incertitude des données. Ces distributions de même que l'information requise à leur caractérisation sont représentées au Tableau 56.

Tableau 56. Types de distributions d'incertitude de la base de données Ecoinvent  
(tiré de Goedkoop et coll., 2010)

Type de distribution	Données requises	Représentation graphique
Étendue ( <i>range</i> )	Minimum, maximum et moyenne	
Triangulaire		
Distribution normale	Écart-type, moyenne	
Distribution lognormale	Écart-type géométrique au carré, moyenne	

Les distributions d'incertitude pour les processus de la base de données Ecoinvent ainsi que celles des paramètres de l'inventaire permettent de réaliser des analyses numériques de l'incertitude à l'aide de la méthode de Monte-Carlo qui fournit une distribution d'incertitude des résultats de l'ACVI. Les distributions d'incertitude retenues et présentées aux sections de l'inventaire sont donc employées afin d'évaluer l'incertitude lors de l'ACVI dont les résultats de la section 5.1.4. Le logiciel SimaPro fournit alors une évaluation statistique des distributions produites comprenant les indicateurs suivants : moyenne, médiane, écart-type, coefficient de variation (CV), bornes de l'intervalle de confiance selon l'intervalle de confiance entré par l'utilisateur. Il est important de mentionner que les valeurs moyennes des distributions produites peuvent différer des valeurs moyennes des flux de référence produites en considérant uniquement les valeurs des ICVs sans

distribution, puisque la valeur moyenne des flux de référence représente dans certain cas la valeur jugée la plus vraisemblable, et non la moyenne de la distribution de l'incertitude.

## 5. Résultats et discussion

La présente section expose les résultats des ACVIs produits à partir des données des ICVs de la section 4 ainsi que l'interprétation de l'analyse du cycle de coûts. Les résultats des ACVIs estimés en considérant uniquement les valeurs moyennes des flux de référence y sont présentés dans un premier temps de manière globale en mettant de l'avant la méthodologie du BEN et en comparant ces résultats avec ceux fournis par une ACV pouvant être qualifiée de conventionnelle dans le domaine de l'épuration des eaux usées. Par la suite, les résultats sont analysés en considérant séparément chacun des termes de l'équation du BEN (Équation 1). L'analyse couvre dans un premier temps les impacts environnementaux potentiels évités par le traitement des eaux usées et ensuite les impacts induits par le cycle de vie du système. Ces derniers sont divisés en trois composantes : les impacts potentiels de la phase de construction, de l'opération du système et finalement ceux des scénarios de disposition des boues. Les résultats de l'analyse d'incertitude (section 4.6.1) sont ensuite présentés et suivis par l'interprétation des résultats de l'ACC et de la mise en relation de ces résultats avec ceux fournis par l'ACV du cycle de vie du système. Finalement, les limites et la portée des résultats présentés sont discutées.

### 5.1 Résultats de l'ACVI selon le concept de BEN

La comparaison des résultats des ACVIs selon les méthodologies du BEN et d'une ACV conventionnelle sont présentés au Tableau 57. Les résultats présentés incluent l'évaluation de BEN du système selon les deux scénarios de disposition des boues présentés à la section 4.3.8.

Globalement, la méthodologie du BEN permet d'exprimer le compromis environnemental entre les impacts évités par l'épuration des eaux et les impacts induits par le cycle de vie du système. À cet égard, selon la convention de signe de l'Équation 1, les valeurs positives du BEN correspondent à un bénéfice environnemental potentiel, tandis que les valeurs négatives dénotent un impact environnemental potentiel.

Les résultats fournis par l'ACV conventionnelle englobent en un seul terme les impacts potentiels des rejets des eaux usées traitées ( $IP_{ET}$ ) ainsi que les impacts potentiels induits par le cycle de vie du système ( $IP_{CVS}$ ) menant ainsi à associer les impacts

environnementaux potentiels des rejets d'eaux usées traitées au système d'épuration même s'il ne génère pas ces impacts.

L'analyse des résultats de l'étude de cas selon le concept de BEN (Tableau 57) permet de constater que le système génère des bénéfices environnementaux potentiels pour les catégories d'impact suivantes : changements climatiques (ChClim), potentiel d'eutrophisation des eaux douces (EutED) et d'eutrophisation des milieux marins (EutMar), écotoxicité des eaux douces (EcotoxED) et écotoxicité des milieux marins (EcotoxMar). En ce qui a trait à la toxicité humaine (ToxHum), le scénario de disposition forestière (DF) des biosolides mène à un bénéfice environnemental net tandis que le scénario de disposition agricole (DA) induit un impact potentiel.

Les catégories d'impacts liées aux impacts atmosphériques globaux et aux impacts sur la qualité de l'air (Figure 21) (épauement de l'ozone (Ozone), formation d'oxydants photochimiques (OxyPhoto), formation de matières particulaires (MatPart), radiations ionisantes (RIon)), ainsi que les catégories liées à l'occupation (occupation de territoires agricoles (OcTerAgri), occupation de territoires urbains (OcTerUrb)) et à la transformation du territoire (transformation de territoires naturels (TrTerNat)) ainsi qu'à la diminution des ressources (diminution des réserves d'eau (RésEau), diminution des réserves de métaux (RésMét), diminution des combustibles fossiles (RésCFos)) et l'acidification terrestre (AcidifTer) indiquent toutes des impacts nets induits par le système.

Tableau 57. Comparaison des résultats de l'ACVI selon les méthodologies du BEN et de l'ACV conventionnelle

Catégorie d'impact (ReCiPe V. 1.06)	Unité	IP <sub>ON</sub>	IP <sub>ET</sub>	Impacts évités	IP <sub>Cvs</sub>		BEN (DA)	BEN (DF)	ACV conv. (DA)	ACV conv. (DF)
		Affluent	Effluent		Impacts induits					
					(DA)	(DF)				
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	2,8E-01	6,6E-02	2,1E-01	1,8E-01	1,8E-01	3,9E-02	3,9E-02	2,4E-01	2,4E-01
Ozone	kg CFC-11 eq	0	0	0	3,9E-09	3,9E-09	-3,9E-09	-3,9E-09	3,9E-09	3,9E-09
ToxHum	kg 1,4-DB eq	2,5E-01	1,9E-01	6,6E-02	6,9E-02	2,4E-02	-2,1E-03	4,3E-02	2,6E-01	2,1E-01
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-04	1,5E-05	9,6E-05	3,1E-04	3,1E-04	-2,1E-04	-2,1E-04	3,2E-04	3,2E-04
MatPart	kg PM10 eq	0	0	0	5,1E-04	5,1E-04	-5,1E-04	-5,1E-04	5,1E-04	5,1E-04
RIon	kg U235 eq	0	0	0	3,3E-02	3,3E-02	-3,3E-02	-3,3E-02	3,3E-02	3,3E-02
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	0	0	0	3,3E-03	3,3E-03	-3,3E-03	-3,3E-03	3,3E-03	3,3E-03
EutED	kg P eq	1,1E-02	1,6E-03	9,9E-03	3,0E-05	3,0E-05	9,9E-03	9,9E-03	1,6E-03	1,6E-03
EutMar	kg N eq	1,6E-02	1,4E-02	2,2E-03	1,3E-04	1,3E-04	2,1E-03	2,1E-03	1,4E-02	1,4E-02
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	2,6E-07	6,4E-08	1,9E-07	4,8E-04	9,8E-04	-4,7E-04	-9,8E-04	4,8E-04	9,8E-04
EcotoxED		5,2E-03	1,7E-03	3,5E-03	5,0E-04	4,4E-04	3,0E-03	3,1E-03	2,2E-03	2,1E-03
EcotoxMar		4,6E-03	1,6E-03	3,1E-03	4,9E-04	4,5E-04	2,6E-03	2,6E-03	2,1E-03	2,0E-03
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	0	0	0	5,3E-04	5,3E-04	-5,3E-04	-5,3E-04	5,3E-04	5,3E-04
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	0	0	0	2,5E-04	2,5E-04	-2,5E-04	-2,5E-04	2,5E-04	2,5E-04
TrTerNat	m <sup>2</sup>	0	0	0	9,5E-04	9,5E-04	-9,5E-04	-9,5E-04	9,5E-04	9,5E-04
RésEau	m <sup>3</sup>	0	0	0	7,7E-04	7,7E-04	-7,7E-04	-7,7E-04	7,7E-04	7,7E-04
RésMét	kg Fe eq	0	0	0	9,8E-03	9,8E-03	-9,8E-03	-9,8E-03	9,8E-03	9,8E-03
RésCFos	kg oil eq	0	0	0	2,3E-02	2,3E-02	-2,3E-02	-2,3E-02	2,3E-02	2,3E-02

DA : Scénario de disposition agricole des biosolides;

DF : scénario de disposition forestière des biosolides;

ACV conv. : ACV conventionnelle.

Les sous-sections suivantes présentent des analyses des contributions des éléments des ICVs aux catégories d'impacts des ACVIs de chacun des termes du BEN et de l'ensemble des composantes du cycle de vie du système.

### 5.1.1 ACVI : impacts évités

Les impacts évités correspondent à la différence d'impacts potentiels entre le rejet direct des eaux usées brutes (IP<sub>ON</sub>) et le rejet des eaux usées traitées (IP<sub>ET</sub>). Comme il est possible de le constater au Tableau 57, les émissions directes de l'ICV (Tableau 42) des rejets d'eau usée n'induisent pas des impacts potentiels pour l'ensemble des catégories intermédiaires couvertes par la méthode ReCiPe. À cet égard, l'analyse de la contribution de la matière organique, du phosphore et de l'azote aux impacts potentiels des rejets de l'affluent, de l'effluent ainsi qu'aux impacts évités est présentée au Tableau 58.

Tableau 58. Analyse de la contribution de la matière organique, du phosphore et de l'azote aux impacts évités

Catégorie d'impact	Unité	Élément de l'inventaire	Affluent (IP <sub>ON</sub> )		Effluent (IP <sub>ET</sub> )		Impacts évités	
			VA	VR	VA	VR	VA	VR
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	Total	2,8E-01	100 %	6,6E-02	100 %	2,2E-01	100 %
		CH <sub>4</sub>	2,4E-01	86 %	3,3E-02	50 %	2,1E-01	97 %
		N <sub>2</sub> O	3,9E-02	14 %	3,3E-02	50 %	5,9E-03	3 %
OxyPhoto	kg NMVOC	CH <sub>4</sub>	1,1E-04	100 %	1,5E-05	100 %	9,6E-05	100 %
EutED	kg P eq	Total	1,2E-02	100 %	1,6E-03	100 %	9,9E-03	100 %
		DCO	9,1E-03	79 %	1,1E-03	68 %	8,0E-03	80 %
		Ptot	2,4E-03	21 %	5,0E-04	32 %	1,9E-03	20 %
EutMar	kg N eq	Total	1,6E-02	100 %	1,4E-02	100 %	2,2E-03	100 %
		Norg	8,9E-03	56 %	2,4E-03	17 %	6,5E-03	295 %
		NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	7,0E-03	44 %	8,7E-03	63 %	-1,7E-03	-78 %
		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	5,8E-05	0 %	2,3E-03	17%	-2,2E-03	-102%
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2,4E-05	0%	3,6E-04	3%	-3,4E-04	-15%

VA : valeur absolue;

VR : valeur relative;

Les impacts potentiels évités des catégories d'impacts des ChClim et d'OxyPhoto sont associés presque exclusivement à l'enlèvement de la DCO qui limite les émissions

potentielles de méthane. En ce qui a trait à l'EutED, l'ajout du facteur d'impact de la DCO (Tableau 55) amène à lui attribuer 80% du BEN de cette catégorie. La réduction de l'impact potentiel d'EutMar est presque entièrement liée à conversion de l'azote organique sous d'autres formes d'azote (nitrite, nitrate) présentant un potentiel plus faible d'eutrophisation (Tableau 55).

L'analyse de la contribution des métaux lourds aux impacts potentiels de l'affluent, de l'effluent ainsi qu'aux impacts évités est présentée au Tableau 59. Plutôt que de présenter l'ensemble des métaux lourds, le Tableau 59 présente la liste des métaux lourds, par ordre d'importance, contribuant minimalement à 90% des impacts évités pour chacune des quatre catégories d'impact de toxicité potentielle.

On peut constater au Tableau 59 que, selon les catégories considérées, il est possible de couvrir 90% de l'impact potentiel évité en considérant d'un à six métaux lourds parmi les vingt métaux lourds de l'ICV (Tableau 42). Dans le cas de l'écotoxicité terrestre (EcotoxTer), l'ensemble de l'impact potentiel est causé par le mercure, puisque l'impact potentiel des autres métaux lourds dans cette catégorie d'impact est de plusieurs ordres de grandeur inférieurs. Parmi les vingt métaux lourds analysés (Tableau 35), neuf d'entre eux se retrouvent parmi ceux contribuant à 90% des impacts évités en incluant les quatre catégories d'impact du Tableau 59. Les plus importants contributeurs sont le cuivre, le manganèse, le zinc et le baryum ainsi que le mercure pour la catégorie de l'EcotoxTer. Il est possible de constater à l'observation du Tableau 35 que les plus grands contributeurs (Cu, Mn, Zn, Ba) aux impacts potentiels évités sont également parmi les métaux qui se retrouvent en plus grande concentration dans les eaux usées. Il est également important de souligner que bien que l'aluminium soit présent en très grande concentration (Tableau 35), il ne présente aucun facteur d'impact à l'intérieur de la méthode ReCiPe et n'est donc pas considéré dans l'évaluation des impacts potentiels.

Tableau 59. Analyse de la contribution des métaux lourds aux impacts évités

Catégorie d'impact	Unité	Élément de l'inventaire	Affluent (IP <sub>ON</sub> )		Effluent (IP <sub>ET</sub> )			Impacts évités			
			Valeur absolue	Valeur relative	Valeur absolue	Valeur relative		Valeur absolue	Valeur relative		
ToxHum	kg 1,4-DB eq	Total	2,5E-01	100%		1,9E-01	100%		6,6E-02	100%	
		Manganèse (Mn)	1,6E-01	62%	97%	1,4E-01	75%	99%	1,6E-02	24%	93%
		Arsenic (As)	3,6E-02	14%		2,4E-02	13%		1,2E-02	18%	
		Baryum (Ba)	2,6E-02	10%		1,4E-02	7%		1,2E-02	19%	
		Sélénium (Se)	1,8E-02	7%		4,2E-03	2%		1,4E-02	21%	
		Mercure (Hg)	1,0E-02	4%		2,5E-03	1%		7,5E-03	11%	
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	Total	2,6E-07	100%		6,4E-08	100%		1,9E-07	100%	
		Mercure (Hg)	2,6E-07	100%	100%	6,4E-08	100%	100%	1,9E-07	100%	100%
EcotoxED	kg 1,4-DB eq	Total	5,2E-03	100%		1,7E-03	100%		3,5E-03	100%	
		Cuivre (Cu)	2,7E-03	52%	90%	2,0E-04	12%	86%	2,5E-03	71%	91%
		Manganèse (Mn)	9,9E-04	19%		8,9E-04	53%		1,1E-04	3%	
		Zinc (Zn)	4,7E-04	9%		6,0E-05	4%		4,1E-04	11%	
		Nickel (Ni)	3,4E-04	6%		2,1E-04	12%		1,3E-04	4%	
		Baryum (Ba)	1,7E-04	3%		8,9E-05	5%		8,0E-05	2%	
		Béryllium (Be)	1,4E-04	3%		7,4E-05	4%		7,0E-05	2%	
EcotoxMar	kg 1,4-DB eq	Total	4,6E-03	100%		1,6E-03	100%		3,1E-03	100%	
		Cuivre (Cu)	2,3E-03	50%	89%	1,7E-04	11%	86%	2,1E-03	70%	90%
		Manganèse (Mn)	9,3E-04	20%		8,3E-04	53%		9,9E-05	3%	
		Zinc (Zn)	3,7E-04	8%		4,8E-05	3%		3,2E-04	11%	
		Nickel (Ni)	3,3E-04	7%		2,0E-04	13%		1,3E-04	4%	
		Baryum (Ba)	1,8E-04	4%		9,1E-05	6%		8,4E-05	3%	



### 5.1.2 ACVI : impacts induits

L'évaluation des impacts induits par le cycle de vie du système ( $IP_{CVS}$ ) est réalisée en considérant trois composantes : la construction du système, l'opération du système ainsi que les scénarios de disposition des boues qui, bien qu'ils fassent partie de l'opération du système, sont analysés de manière séparée afin d'évaluer l'effet d'une modification du mode de disposition des boues. L'analyse globale de la contribution relative aux impacts potentiels induits des trois composantes du cycle de vie du système est présentée au Tableau 60. Il est à noter que le Tableau 60 présente uniquement le mode de disposition agricole des boues, l'effet environnemental potentiel du choix des scénarios de disposition étant discuté à la section 5.1.2.3.

Comme présenté au Tableau 60, la moyenne des contributions relatives aux impacts potentiels induits pour les 18 catégories d'impact de ReCiPe indique que la phase de construction contribue en moyenne pour 27% des impacts, tandis que la phase d'opération contribue pour 83% dont 18% est associé à la vidange et la disposition des boues. Au-delà de ces moyennes, les contributions relatives des composantes du cycle de vie varient de manière importante d'une catégorie d'impact à l'autre. Ainsi, la phase de construction du système domine quatre catégories d'impact (OxyPhoto, TrTerNat, RésMét, RésCFos), la vidange et disposition des boues domine trois catégories (ToxHum, EutED, EcotoxTer) tandis que l'opération est dominante pour le reste des onze catégories. Afin d'expliquer la cause de ces dominances pour chacune des catégories d'impact intermédiaire, les sous-sections suivantes présentent l'ACVI et l'analyse de dominance propre à chacune des composantes du cycle de vie du système.

Tableau 60. Contribution relative des éléments du système aux impacts induits

Catégorie d'impact	Unité	Impacts induits (IP <sub>CVS</sub> )						Total CVS
		Construction		Opération				
		VA	VR	Système		DA		
				VA	VR	VA	VR	
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-02	18%	1,4E-01	<b>80%</b>	3,9E-03	2%	1,8E-01
Ozone	kg CFC-11 eq	4,6E-10	12%	3,2E-09	<b>84%</b>	1,7E-10	5%	3,9E-09
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,9E-03	9%	1,0E-02	15%	5,3E-02	<b>77%</b>	6,9E-02
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	<b>50%</b>	1,4E-04	47%	1,1E-05	4%	3,1E-04
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-05	8%	4,1E-04	<b>81%</b>	5,3E-05	10%	5,1E-04
RIon	kg U235 eq	8,3E-04	3%	3,2E-02	<b>97%</b>	1,1E-04	0%	3,3E-02
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	9,0E-05	3%	2,8E-03	<b>86%</b>	3,9E-04	12%	3,3E-03
EutED	kg P eq	4,6E-06	15%	8,1E-06	27%	1,7E-05	<b>58%</b>	3,0E-05
EutMar	kg N eq	5,2E-06	4%	1,1E-04	<b>82%</b>	1,8E-05	14%	1,3E-04
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,5E-06	0%	1,9E-06	0%	4,7E-04	<b>99%</b>	4,8E-04
EcotoxED		1,9E-04	38%	2,1E-04	<b>41%</b>	1,0E-04	21%	5,0E-04
EcotoxMar		1,9E-04	39%	2,2E-04	<b>45%</b>	7,9E-05	16%	4,9E-04
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	8,7E-05	16%	4,2E-04	<b>79%</b>	2,7E-05	5%	5,3E-04
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	5,9E-05	24%	1,8E-04	<b>70%</b>	1,6E-05	6%	2,5E-04
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,2E-04	<b>97%</b>	2,3E-05	2%	3,6E-07	0%	9,5E-04
RésEau	m <sup>3</sup>	1,8E-04	23%	5,9E-04	<b>76%</b>	4,7E-06	1%	7,7E-04
RésMét	kg Fe eq	6,0E-03	<b>61%</b>	3,7E-03	38%	9,2E-05	1%	9,8E-03
RésCFos	kg oil eq	1,6E-02	<b>69%</b>	6,8E-03	30%	4,2E-04	2%	2,3E-02
Contribution relative moyenne			27%		<b>54%</b>		18%	
Contribution relative maximale			97%		<b>97%</b>		99%	

Note : Les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution pour une catégorie d'impact

DA : disposition agricole des biosolides;

VA: valeur absolue; VR: valeur relative;

CVS : cycle de vie du système

### 5.1.2.1 ACVI de la phase de construction

Le détail des résultats de l'ACVI des éléments de l'ICV (Tableau 18) de la phase de construction dont la contribution relative moyenne est de 5 % et plus est présenté au Tableau C 1 de l'Annexe C. Il est à noter que le Tableau C 1 présente les résultats de l'ACVI du système avant la mise en relation par rapport à l'unité fonctionnelle. Le Tableau 61 présente la contribution relative moyenne des éléments de l'ICV du système de Sainte-Marie (i.e. : STEP, poste de pompage, conduite de refoulement et émissaire) (Tableau C 1)

ainsi qu'une comparaison par rapport à la contribution relative des processus dominants de l'ICV de la STEP de la base de données Ecoinvent (Tableau 19).

Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 61, bien que l'inventaire de construction de la STEP de type boues activées de la base de données d'Ecoinvent considère davantage de processus (31) que l'inventaire réalisé sur le système de Sainte-Marie, 90% de la contribution relative moyenne est couverte en considérant uniquement quatre éléments de l'inventaire (béton, acier, acier inoxydable, cuivre).

Tableau 61. Comparaison de la contribution relative moyenne des éléments des ICVs de la phase de construction

Élément de l'inventaire	Contribution relative moyenne aux 18 catégories d'impact de ReCiPe	
	Système de Sainte-Marie	STEP Ecoinvent
CPV	37%	Aucune
Acier inoxydable	26%	17%
Béton	7%	28%
Acier	6%	33%
Transport des matériaux	5%	3%
Excavation	5%	1%
Cuivre	5%	14%
Total	91%	96%

Les éléments dominant la contribution relative de l'ICV de la phase de construction du système de Sainte-Marie sont la fabrication du CVP et de l'acier inoxydable. Le CPV se retrouve dans la fabrication de la conduite de refoulement ainsi que dans les conduites d'eau usée de la STEP, tandis que l'acier inoxydable se retrouve dans la fabrication des conduites d'aération principales de la STEP. Il est à noter que le PEHD constituant les aérateurs statiques et les conduites d'aération en fond d'étang contribue en moyenne pour seulement 1% de l'impact environnemental potentiel.

En mettant en relation les résultats de l'évaluation du BEN du Tableau 57 avec les résultats de l'ACVI de la phase de construction du Tableau C 1, il est possible d'expliquer la contribution dominante de la phase de construction aux catégories d'impact d'OxyPhoto et

de RésCFos par la fabrication du CPV tandis que la contribution dominante à la diminution des réserves de métaux (RésMét) et importante à l'EcotoxED et l'EcotoxMar est causée par l'acier inoxydable. Il est à noter que malgré la faible quantité de cuivre considérée, celui-ci contribue tout de même en moyenne à 5% des impacts environnementaux potentiels (Tableau 61). Cela est causé en grande partie par son importante contribution relative à l'impact sur la toxicité humaine (ToxHum), (Tableau C 1). La contribution relative de la phase de construction à la transformation de territoires naturels (TrTerNat) (97%) (Tableau 57), est quant à elle causée par la transformation de la superficie du site nécessaire à l'aménagement de la STEP.

#### 5.1.2.2 ACVI de la phase d'opération

Le détail des résultats de l'ACVI des éléments de l'ICV de la phase d'opération dont la contribution relative moyenne est de 5% et plus est présenté au Tableau C 2. Le résumé de la contribution relative moyenne des éléments de l'ICV de l'opération (Tableau 43) est présenté au Tableau 62.

Tableau 62. Contribution relative moyenne des éléments de l'ICV de la phase d'opération

Élément de l'inventaire	Contribution relative moyenne aux 18 catégories d'impact de ReCiPe
Production de l'électricité utilisée par la STEP et par le poste de pompage	51%
Émissions potentielles directes (CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> )	22%
Production de l'alun	12%
Production du cuivre (remplacement des équipements)	7%
Diesel nécessaire à la vidange et la déshydratation des boues	3%
Transport de l'alun	3%

La consommation de l'électricité compte pour la moitié de la contribution moyenne relative de la phase d'opération. Cet élément est suivi par l'impact des émissions potentielles directes. À ce titre, de manière analogue à l'analyse des contributions aux impacts potentiels évités du Tableau 58, les émissions potentielles de méthane produisent les impacts potentiels des catégories des ChClim et d'OxyPhoto. Les émissions potentielles

d'ammoniaque estimées à partir du bilan d'azote (Tableau 30) sont quant à elle la cause des impacts de la MatPart et de l'EutMar. Tout comme pour l'ACVI de la phase de construction, malgré la faible quantité de cuivre considérée pour le remplacement des équipements, celui-ci contribue tout de même en moyenne à 7% des impacts environnementaux potentiels (Tableau C 2) devançant ainsi l'impact potentiel provoqué par le transport de l'alun ainsi que par le carburant nécessaire à la vidange des boues. Il est également à noter que l'impact potentiel lié au transport des employés pour la maintenance contribue de manière négligeable à l'impact de la phase d'opération.

### 5.1.2.3 ACVI des scénarios de disposition des boues

Le détail des résultats de l'analyse d'impact des éléments de l'inventaire de la disposition agricole des boues (DA) dont la contribution relative moyenne est de 5% et plus est présenté au Tableau C 3 tandis que les résultats de la disposition forestière (DF) sont présentés au Tableau C 4. Comme présenté à la Figure 19, les deux scénarios de disposition des boues se distinguent uniquement en ce qui a trait à l'impact des émissions directes de métaux lourds qui divergent par rapport au milieu d'épandage des boues. La comparaison de la contribution relative moyenne aux impacts potentiels des éléments de l'ICV des deux scénarios de disposition des boues (Tableau C 3, Tableau C 4) est présentée au Tableau 63.

Tableau 63. Comparaison de la contribution relative moyenne des éléments des ICVs des scénarios de disposition des boues

Élément de l'inventaire	Contribution relative moyenne aux 18 catégories d'impact de ReCiPe	
	Scénario de disposition agricole des boues (DA)	Scénario de disposition forestière des boues (DF)
Épandage des boues (émissions directes)	47%	45%
Transport boues	31%	31%
Épandage des boues	17%	18%
Enfouissement des matières dégrillées	5%	6%
Transport des matières dégrillées	0%	0%
<b>Total</b>	100%	100%

Comme l'ensemble des ICVs des deux scénarios de disposition est identique à l'exception du milieu recevant les émissions directes de métaux lors de l'épandage des boues, il est possible de constater au Tableau 63 que le scénario de disposition forestière présente un impact potentiel des émissions directes plus faible que le scénario de disposition agricole.

Afin de pousser l'analyse de la contribution des émissions directes qui dominent les impacts potentiels de la disposition des boues, le Tableau 64 présente la contribution relative des émissions potentielles de phosphore et d'azote qui est commune aux deux scénarios de disposition. Tout comme pour la phase d'opération, il est possible de constater que les émissions potentielles d'ammoniaque estimées à partir du bilan d'azote (Tableau 30) génèrent l'essentiel des impacts de la MatPart et de l'EutMar auquel s'ajoute l'AcidifTer. Le lessivage potentiel du phosphore est quant à lui responsable de l'EutED.

Tableau 64. Analyse de la contribution des émissions potentielles de phosphore et d'azote

Catégorie d'impact	Unité	Élément de l'inventaire	Valeur absolue	Impact total des processus de disposition	Valeur relative <sup>a</sup>
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	Émissions potentielles de N <sub>2</sub> O dans l'air	2,8E-03	3,9E-03	71%
MatPart	kg PM10 eq	Émissions potentielles de NH <sub>3</sub>	5,0E-05	5,3E-05	94%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq		3,8E-04	3,9E-04	98%
EutMar	kg N eq		1,4E-05	1,8E-05	78%
EutED	kg P eq	Lessivage du phosphate	1,5E-05	1,7E-05	85%

a : par rapport à l'impact potentiel total des processus de disposition

La comparaison des scénarios de disposition des boues en ce qui a trait aux catégories d'impact liées à la toxicité est présentée au Tableau 65. Le Tableau 65 permet de constater que le choix du scénario d'épandage forestier permet de réduire les impacts potentiels des catégories d'impacts d'EcotoxMar, d'EcotoxED ainsi que de ToxHum de 58% à 86% par rapport aux impacts induits par le scénario de disposition agricole, tandis qu'il génère des impacts potentiels de plus du double pour l'EcotoxTer.

Tableau 65. Comparaison des scénarios de disposition des boues relativement aux catégories d'impact liées à la toxicité

Catégorie d'impact	Unité	Disposition agricole (DA)	Disposition forestière (DF)	Écart (DA-DF)	Écart relatif <sup>a</sup>
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,2E-02	7,5E-03	4,5E-02	86%
EcotoxTer		4,7E-04	9,8E-04	-5,0E-04	-107%
EcotoxED		8,9E-05	3,2E-05	5,8E-05	64%
EutMar		6,6E-05	2,7E-05	3,8E-05	58%

a : l'écart relatif est évalué par rapport au scénario de disposition agricole des boues

Tout comme lors de l'analyse des impacts évités, l'analyse de la contribution des métaux lourds aux impacts potentiels des deux scénarios de disposition des boues est présentée au Tableau 66. Plutôt que de présenter l'ensemble des métaux lourds, le Tableau 66 présente la liste des métaux lourds contribuant, par ordre d'importance, minimalement à 90% des impacts évités pour chacune des quatre catégories d'impact de toxicité potentielle. Il est possible de constater au Tableau 66 que selon les catégories considérées, il est possible de couvrir 90% de l'impact potentiel induit en considérant de cinq à six métaux lourds parmi les vingt métaux lourds de l'ICV (Tableau 39). La comparaison de la contribution des métaux lourds aux impacts potentiels des rejets d'eaux usées (Tableau 59) avec la contribution des rejets lors de l'épandage permet de constater que les métaux lourds (As, Ba, Be, Cu, Hg, Se) sont des contributeurs importants dans les deux milieux, tandis que le cadmium (Cd) et l'argent (Ag) sont des contributeurs importants à la toxicité potentielle uniquement au niveau des rejets dans les eaux usées. La faible contribution du manganèse (Mn) et du nickel (Ni) pour ce qui est des impacts potentiels des rejets au sol comparativement aux rejets dans les eaux usées s'explique par le piètre enlèvement de ces métaux par le système (Tableau 39).

Il est important ici de rappeler que l'interprétation des résultats quant aux impacts des métaux considère des impacts globaux potentiels qui diffèrent des impacts locaux réels. La section 5.4.1.1 portant sur la discussion des limites des résultats aborde plus en détail cet aspect.

Tableau 66. Comparaison de la contribution aux catégories d'impact des apports de métaux lourds aux sols agricoles et forestiers

Catégorie d'impact	Unité	Élément de l'inventaire	Disposition agricole (DA)		Disposition forestière (DF)		
			VA	VR	VA	VR	
ToxHum	kg 1,4-DB eq	Total	5,2E-02	100%	7,5E-03	100%	
		Zinc (Zn)	2,4E-02	46%	3,0E-04	4%	97%
		Sélénium (Se)	7,1E-03	14%	2,6E-03	34%	
		Cadmium (Cd)	4,8E-03	9%	2,7E-05	0%	
		Mercure (Hg)	3,8E-03	7%	2,3E-03	31%	
		Baryum (Ba)	3,8E-03	7%	1,9E-03	26%	
		Arsenic (As)	2,2E-03	4%	1,6E-04	2%	
		Argent (Ag)	2,1E-03	4%	1,0E-04	1%	
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	Total	4,7E-04	100%	9,8E-04	100%	
		Cuivre (Cu)	1,3E-04	28%	3,8E-04	39%	95%
		Argent (Ag)	9,3E-05	20%	1,0E-04	11%	
		Mercure (Hg)	8,2E-05	17%	9,1E-05	9%	
		Zinc (Zn)	6,2E-05	13%	2,8E-04	29%	
		Sélénium (Se)	4,7E-05	10%	5,2E-05	5%	
		Béryllium (Be)	2,6E-05	6%	2,9E-05	3%	
EcotoxED	kg 1,4-DB eq	Total	8,9E-05	100%	3,2E-05	100%	
		Sélénium (Se)	3,4E-05	38%	7,8E-06	24%	91%
		Béryllium (Be)	1,8E-05	20%	4,1E-06	13%	
		Cuivre (Cu)	1,4E-05	16%	1,1E-05	36%	
		Baryum (Ba)	1,2E-05	13%	2,7E-06	9%	
		Zinc (Zn)	2,7E-06	3%	2,6E-06	8%	
		Cobalt (Co)	2,6E-06	3%	5,9E-07	2%	
EcotoxMar	kg 1,4-DB eq	Total	6,6E-05	100%	2,7E-05	100%	
		Sélénium (Se)	2,4E-05	37%	5,4E-06	20%	90%
		Béryllium (Be)	1,2E-05	18%	2,7E-06	10%	
		Mercure (Hg)	9,3E-06	14%	9,3E-06	34%	
		Baryum (Ba)	7,5E-06	11%	1,7E-06	6%	
		Cuivre (Cu)	7,0E-06	11%	5,5E-06	20%	

VA : valeur absolue ; VR : valeur relative



### **5.1.3 Analyse de sensibilité**

L'analyse de sensibilité réalisée porte sur l'évaluation de l'impact du choix du mode de production de l'électricité, ainsi que sur l'importance de la contribution relative de la phase de construction à l'impact induit par le système, qui constitue un sujet ne faisant pas consensus dans les ACVs antérieures portant sur des STEPs (section 2.4.2.7).

#### **5.1.3.1 Choix du mode de production de l'électricité**

L'analyse des résultats de l'ACVI de la section 5.1.2 a permis de constater que l'importance de la contribution relative de la phase d'opération aux impacts induits par le cycle de vie du système (Tableau 60) est majoritairement causée par la production de l'électricité nécessaire à l'opération de la STEP et du poste de pompage. Compte tenu de l'importance de ce processus sur les résultats de l'ACVI et sur l'évaluation du BEN, une évaluation de la sensibilité des résultats au choix du mode de production de l'électricité «grid mix» est réalisée. Pour ce faire, les modes de production de l'électricité radicalement différents de trois pays sont retenus soient ceux du Québec (Tableau B 14), des États-Unis (Tableau C 7), et de la France (Tableau C 8). Au Québec, l'électricité est majoritairement produite à partir de l'énergie hydraulique (95%), aux États-Unis, 91% de l'électricité est produite à partir de combustible fossile, tandis qu'en France, 78% de l'électricité est produite à partir d'énergie nucléaire. Le Tableau 67 présente la comparaison des résultats de l'évaluation du BEN de l'étude de cas en employant les trois différents modes de production de l'électricité.

Il est possible de constater que le mode de production de l'électricité des États-Unis, ne permet d'obtenir un BEN que pour l'eutrophisation des eaux douces et des milieux marins (EutED et EutMar), tandis que le mode de production de l'électricité français conserve également le BEN des catégories d'écotoxicité des eaux douces et des milieux marins (EcotoxED et EcotoxMar). Il est donc possible de constater qu'il n'y a que le mode de production de l'électricité du Québec qui permet d'obtenir un BEN pour les ChClim. Ce BEN généré par l'impact évité produit par l'enlèvement de la DCO limitant le potentiel de formation de méthane par dégradation anaérobie de la matière organique dans le milieu récepteur est donc annulé par les émissions des GES provoquées par la production de l'électricité selon les modes de production français et américain.

Tableau 67. Comparaison des résultats de l'étude de cas selon 3 modes de production de l'électricité

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités	Grid mix Québec		Grid mix États-Unis		Grid mix France	
			Impacts induits <sup>a</sup>	BEN	Impacts induits <sup>a</sup>	BEN	Impacts induits <sup>a</sup>	BEN
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	2,1E-01	1,8E-01	3,9E-02	8,6E-01	-6,5E-01	2,4E-01	-2,2E-02
Ozone	kg CFC-11eq	0	3,9E-09	-3,9E-09	2,2E-08	-2,2E-08	5,9E-09	-5,9E-09
ToxHum	kg 1,4-DB eq	6,6E-02	6,9E-02	-2,1E-03	3,3E-01	-2,6E-01	1,2E-01	-5,0E-02
OxyPhoto	kg NMVOC	9,6E-05	3,1E-04	-2,1E-04	2,0E-03	-1,9E-03	5,2E-04	-4,2E-04
MatPart	kg PM10 eq	0	5,1E-04	-5,1E-04	1,6E-03	-1,6E-03	6,4E-04	-6,4E-04
RIon	kg U235 eq	0	3,3E-02	-3,3E-02	2,1E-01	-2,1E-01	1,0E+00	-1,0E+00
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	0	3,3E-03	-3,3E-03	7,8E-03	-7,8E-03	3,7E-03	-3,7E-03
EutED	kg P eq	9,9E-03	3,0E-05	9,9E-03	3,8E-04	9,5E-03	6,6E-05	9,8E-03
EutMar	kg N eq	2,2E-03	1,3E-04	2,1E-03	2,6E-04	1,9E-03	1,5E-04	2,1E-03
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,9E-07	4,8E-04	-4,7E-04	5,3E-04	-5,3E-04	4,9E-04	-4,9E-04
EcotoxED		3,5E-03	5,0E-04	3,0E-03	7,2E-03	-3,7E-03	1,2E-03	2,4E-03
EcotoxMar		3,1E-03	4,9E-04	2,6E-03	6,1E-03	-3,0E-03	1,2E-03	1,8E-03
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	0	5,3E-04	-5,3E-04	9,1E-03	-9,1E-03	1,8E-03	-1,8E-03
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	0	2,5E-04	-2,5E-04	5,4E-03	-5,4E-03	6,4E-04	-6,4E-04
TrTerNat	m <sup>2</sup>	0	9,5E-04	-9,5E-04	9,7E-04	-9,7E-04	9,4E-04	-9,4E-04
RésEau	m <sup>3</sup>	0	7,7E-04	-7,7E-04	2,4E-03	-2,4E-03	5,8E-03	-5,8E-03
RésMét	kg Fe eq	0	9,8E-03	-9,8E-03	1,2E-02	-1,2E-02	1,2E-02	-1,2E-02
RésCFos	kg oil eq	0	2,3E-02	-2,3E-02	2,2E-01	-2,2E-01	4,2E-02	-4,2E-02

a : les impacts induits sont calculés en considérant le scénario de disposition agricole des boues

### 5.1.3.2 Importance relative de la phase de construction et choix de la durée du système

Plusieurs facteurs peuvent influencer la contribution relative de la phase de construction. À cet égard, la contribution de trois facteurs est évaluée : le choix du mode de production de l'électricité mentionné à la sous-section précédente, le choix de la durée de vie du système, ainsi que l'incertitude sur les données de l'ICV de la phase de construction.

L'évaluation de la contribution relative aux impacts induits par le système des phases de construction, d'opération et de disposition des boues agricole dans le cas des modes de production de l'électricité des États-Unis et de la France est respectivement présentée aux Tableaux C 7 et C 8. La comparaison de la contribution relative aux impacts induits selon le mode de production de l'électricité est présentée au Tableau 68.

Tableau 68. Comparaison de la contribution relative aux impacts induits selon le mode de production de l'électricité

Élément du cycle de vie du système (IP <sub>CVS</sub> )	Contribution relative moyenne aux 18 catégories d'impact de ReCiPe		
	Grid mix du Québec	Grid mix des États-Unis	Grid mix de la France
Construction	27%	10%	17%
Opération	54%	82%	70%
DA	18%	7%	13%
Total	100%	100%	100%
Source	Tableau 60	Tableau C 7	Tableau C 8

Il est possible de constater que la phase d'opération domine la contribution relative des impacts induits par le système pour la totalité des catégories d'impacts à l'exception de l'écotoxicité terrestre (EcotoxTer) lorsque les modes de production de l'électricité des États-Unis (Tableau C 7) ou de la France (Tableau C 8) sont considérés. De plus, la contribution relative de la phase de construction devient relativement faible (10%) lorsque le mode de production de l'électricité des États-Unis est considéré.

Comme mentionnée à la section 4.4.1.13, l'évaluation de la contribution relative de la phase de construction du système à l'impact global du système requiert la mise en relation de l'ICV de la phase de construction par rapport à l'unité fonctionnelle. Comme l'UF est exprimé en termes de volume d'eau usée traité, il est nécessaire d'évaluer ce volume qui dépendra de la durée de vie du système et dont l'estimation sera empreinte d'une certaine incertitude. Comme il existe une relation linéaire entre l'UF et les flux de référence, une modification de la durée de vie du système de 10 ans, passant dans le cas de l'étude de Sainte-Marie de 40 ans à 50 ans, correspond à une augmentation de 20% du volume d'eau usée épurée sur la durée de vie du système. L'évaluation de l'impact de l'incertitude sur les données compilées est réalisée en évaluant la contribution relative de la phase de construction en considérant la borne supérieure des distributions triangulaires évaluées à partir des incertitudes relatives du Tableau 20. La comparaison de l'effet de l'incertitude sur la durée de vie du système ainsi que de l'incertitude sur les données de l'ICV sur la contribution relative aux impacts induits par le système est présentée au Tableau 69.

Tableau 69. Comparaison de l'impact des incertitudes sur la contribution relative des phases du cycle de vie

Paramètres de l'analyse de sensibilité	Valeurs		
Durée de vie du système	40 ans	50 ans	40 ans
Données de l'ICV de la phase de construction	Moyennes		Bornes supérieures
Élément du cycle de vie du système (IP <sub>CVS</sub> )	Contribution relative moyenne aux 18 catégories d'impact de ReCiPe		
Construction	27%	24%	30%
Opération	54%	57%	52%
Disposition agricole des boues	18%	19%	18%
Total	100%	100%	100%

Le Tableau 69 permet de constater que l'incertitude sur les données d'inventaire génère une modification des contributions relatives de même grandeur qu'une modification de 10 années de la durée de vie du système et de loin inférieure à l'effet du choix du mode de production de l'électricité (10 et 17%).

#### 5.1.4 Analyse d'incertitude

L'analyse d'incertitude réalisée à partir des distributions entrées dans SimaPro a été effectuée par M. Jean-François Ménard analyste du CIRAIG. Les distributions des résultats des ACVIs sont produites en effectuant mille simulations<sup>3</sup> selon la méthode de Monte-Carlo. SimaPro produit alors les distributions d'incertitude et les évaluations statistiques décrites à la section 4.6.1 à partir des résultats de ces mille simulations. Ces évaluations statistiques sont présentées à l'annexe C pour l'affluent (Tableau C 9) et l'effluent (Tableau C 10) ainsi que pour le cycle de vie du système (construction (Tableau C 11), opération (Tableau C 12) et finalement pour les scénarios de dispositions agricoles (Tableau C 13) et forestière (Tableau C 14) des boues.

Comme mentionnées à la section 4.6.1, les analyses de contribution et de sensibilité réalisées aux sous-sections précédentes considèrent uniquement les valeurs moyennes des flux de référence (VMFR) des ICVs entrés dans Ecoinvent (Tableaux 18, 42, 43, 46). Comme les valeurs moyennes des flux de référence (VMFR) représentent les valeurs jugées

<sup>3</sup> Il s'agit du nombre de simulations standard pour la réalisation d'analyses d'incertitude au CIRAIG Ménard J-F, (2012). Communication personnelle. Montréal.

les plus représentatives, elles peuvent différer des valeurs moyennes des distributions (VMD) de l'annexe C (Tableaux C 9 à C 14). L'analyse d'incertitude débute donc par une comparaison des VMFR des sections précédentes avec les VMD des analyses de Monte-Carlo pour ensuite évaluer l'impact des incertitudes sur l'interprétation des résultats d'évaluation des impacts évités et induits ainsi que sur l'évaluation du BEN et finalement sur la comparaison de la toxicité potentielle des scénarios de disposition des boues.

#### 5.1.4.1 Comparaison des VMFR et des VMD

Le Tableau 70 présente une comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels de l'affluent et de l'effluent

Tableau 70. Comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels de l'affluent et de l'effluent

Catégorie d'impact	Unité	IP <sub>ON</sub>			IP <sub>ET</sub>		
		Affluent			Effluent		
		VMFR	VMD	Écart	VMFR	VMD	Écart
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	2,8E-01	8,9E-01	-217 %	6,6E-02	5,8E-01	-788 %
ToxHum	kg 1,4-DB eq	2,5E-01	2,5E-01	0 %	1,9E-01	1,8E-01	2 %
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-04	1,1E-04	-3 %	1,5E-05	1,5E-05	0 %
EutED	kg P eq	1,1E-02	1,2E-02	0 %	1,6E-03	1,6E-03	0 %
EutMar	kg N eq	1,6E-02	1,6E-02	-1 %	1,4E-02	1,8E-02	-30 %
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	2,6E-07	2,6E-07	1 %	6,4E-08	6,5E-08	-1 %
EcotoxED		5,2E-03	5,3E-03	-2 %	1,7E-03	1,7E-03	1 %
EcotoxMar		4,6E-03	4,7E-03	-2 %	1,6E-03	1,6E-03	1 %

VMFR: valeurs moyenne des flux de références

VMD: valeurs moyennes moyenne des distributions des analyses de Monte-Carlo

Écart= (VMFR-VMD)/VMFR

Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 70, il existe un écart très important entre les VMFR et les VMD pour la catégorie d'impact des changements climatiques (ChClim) tant à l'affluent qu'à l'effluent. Cet écart s'explique par le fait que les bornes délimitant la distribution de valeurs des émissions potentielles de N<sub>2</sub>O sont très asymétriques et très étalées. L'asymétrie dénote que la VMFR est très près de la borne inférieure de l'intervalle tandis que l'étalement dénote de l'incertitude très importante liée à l'estimation des émissions potentielles de N<sub>2</sub>O (Tableau 28). L'écart de 30 % pour

l'eutrophisation des milieux marins (EutMar) s'explique par l'asymétrie des distributions des flux de référence l'azote organique, du nitrite et du nitrate (Tableau 42). Pour le reste des catégories d'impacts l'écart entre les VMFR et VMD est inférieur ou égal à 3 %.

Le Tableau C 15 de l'annexe C présente une comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels induits par le cycle de vie du système. L'ensemble des écarts qui y sont présentés est inférieur à 5 %, à l'exception de la catégorie des radiations ionisantes (RIon) de la phase d'opération qui présente un écart de 9 %. Comme l'impact sur les RIon de la phase d'opération est causé à 98 % par la production d'électricité (Tableau C 2), il semble que cet écart soit causé par l'asymétrie de la distribution de la consommation électrique de la STEP (Tableau 43).

#### **5.1.4.2 Incertitude de l'évaluation des impacts évités**

Le Tableau 71 présente l'évaluation des incertitudes sur l'estimation des impacts potentiels évités. L'évaluation des incertitudes est réalisée en estimant les coefficients de variation (CV) de l'estimation des impacts évités à partir des VMD des impacts potentiels de l'affluent et de l'effluent (Tableau 70) qui sont comparées à la somme des écarts-types associés aux VMD provenant des analyses de Monte Carlo (Tableaux C 9 et C 10). Il est à noter que l'estimation des incertitudes est réalisée de manière conservatrice en considérant dans l'ensemble des cas la somme des écarts-types comme cela se fait pour le calcul d'erreur classique. Les valeurs de CV inférieures à 100 % du Tableau 71 indiquent que l'écart-type estimé est inférieur à la moyenne, tandis qu'un CV supérieur à 100 % indique un écart-type supérieur à la moyenne. Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 71, l'écart-type sur les catégories des ChClim et de l'EutMar est plus importante que la valeur moyenne estimée pour ces catégories. Ces écarts-types importants s'expliquent par l'incertitude des estimations d'émissions potentielles de N<sub>2</sub>O (section 4.4.2.5) dans le cas des ChClim et par l'incertitude sur l'estimation des flux de référence de l'azote organique, de nitrite et de nitrate dans le cas de l'EutMar (section 4.4.2.6).

Tableau 71. Incertitudes sur l'évaluation des impacts potentiels évités

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités		
		VMD	Somme des écarts-types <sup>a</sup>	CV
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-01	8,1E-01	266 %
ToxHum	kg 1,4-DB eq	6,9E-02	4,5E-02	65 %
OxyPhoto	kg NMVOC	9,9E-05	5,1E-05	51 %
EutED	kg P eq	1,0E-02	3,3E-03	33 %
EutMar	kg N eq	-1,9E-03	8,5E-03	445 %
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,9E-07	7,8E-08	41 %
EcotoxED		3,6E-03	3,1E-04	9 %
EcotoxMar		3,2E-03	2,9E-04	9 %

a: somme des écarts-types des distributions de valeurs des impacts potentiels de l'affluent et de l'effluent (Tableau C 9 et C 10)

#### 5.1.4.3 Incertitude de l'évaluation des impacts induits

De manière analogue au Tableau 71, le Tableau 72 présente l'évaluation des incertitudes sur l'estimation des impacts potentiels induits. Les CV estimés au Tableau 72 représentent le ratio de la somme des écarts-types des trois éléments constituant les impacts induits par le cycle de vie du système (i.e. : construction, opération, disposition des boues) sur la somme des moyennes de ces trois éléments. À l'observation du Tableau 72, il est possible de constater que seule la catégorie d'impact des RIon présente un CV supérieur à 100 % sur l'évaluation des impacts induits. Comme mentionné à la sous-section 5.1.4.1 (Tableau C 15), l'écart-type important de cette catégorie est lié à la variabilité de la consommation électrique de la STEP. Pour le reste des catégories, les CV sont très variables et s'étalent de 5 % à 68 %.

Tableau 72. Incertitudes sur l'évaluation des impacts potentiels induits

Catégorie d'impact	Unité	Impacts induits	Construction	Opération	DA	Total	Impacts induits
		VMD	Écart-type				CV
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	1,8E-01	2,7E-03	4,6E-02	1,5E-03	5,0E-02	28 %
Ozone	kg CFC-11 eq	3,9E-09	1,4E-10	8,2E-10	8,8E-11	1,0E-09	26 %
ToxHum	kg 1,4-DB eq	6,8E-02	2,0E-03	4,1E-03	3,0E-03	9,0E-03	13 %
OxyPhoto	kg NMVOC	3,1E-04	1,3E-05	2,4E-05	3,3E-06	4,1E-05	13 %
MatPart	kg PM10 eq	5,0E-04	2,9E-06	1,3E-04	3,2E-05	1,7E-04	34 %
RIon	kg U235 eq	3,6E-02	7,8E-04	4,5E-02	1,1E-04	4,6E-02	128 %
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	3,3E-03	7,0E-06	1,0E-03	2,4E-04	1,3E-03	39 %
EutED	kg P eq	3,0E-05	1,4E-06	2,9E-06	3,3E-06	7,6E-06	25 %
EutMar	kg N eq	1,3E-04	4,3E-07	3,9E-05	9,4E-06	4,8E-05	38 %
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	4,7E-04	3,0E-07	9,7E-07	4,1E-05	4,2E-05	9 %
EcotoxED		5,0E-04	2,6E-04	6,7E-05	1,1E-05	3,4E-04	68 %
EcotoxMar		4,8E-04	2,5E-04	6,6E-05	8,9E-06	3,2E-04	67 %
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	5,4E-04	4,0E-05	2,7E-04	1,7E-05	3,2E-04	60 %
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	2,6E-04	9,0E-06	3,3E-05	5,0E-06	4,6E-05	18 %
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,4E-04	3,7E-05	9,2E-06	2,3E-07	4,6E-05	5 %
RésEau	m <sup>3</sup>	7,8E-04	1,5E-05	5,3E-05	1,5E-06	6,9E-05	9 %
RésMét	kg Fe eq	9,7E-03	5,0E-04	4,8E-04	2,0E-05	1,0E-03	10 %
RésCFos	kg oil eq	2,3E-02	1,5E-03	4,9E-04	1,1E-04	2,1E-03	9 %

#### 5.1.4.4 Incertitude de l'évaluation du BEN

En considérant les VMD et les écarts-types présentés aux sous-sections précédentes (Tableaux 71 et 72), le Tableau 73 présente l'évaluation des écarts-types et des CV associés à l'estimation du BEN. Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 73, les écarts-types associés aux catégories d'impacts des ChClim, des RIon, de l'EutMar et de la ToxHum, sont trop importantes pour être en mesure de conclure sur le signe du BEN. En effet, comme pour ces catégories, le CV est supérieur à 100 %, ce qui signifie que l'écart-type est supérieur à la moyenne et donc que l'écart-type peut induire un changement de signe du BEN. L'explication des sources des incertitudes pour les catégories des ChClim, des RIon et de l'EutMar a déjà été exposée lors de la discussion sur les incertitudes des impacts évités (section 5.1.4.2) et induits (section 5.1.4.3). En ce qui a trait à la catégorie de la ToxHum, la



valeur élevée du CV s'explique par le fait que la valeur moyenne du BEN est très faible par rapport à la somme des écarts-types.

Tableau 73. Incertitudes sur l'évaluation du BEN

Catégorie d'impact	Unité	Impacts évités		Impacts induits		BEN		
		VMD	ET	VMD	ET	VMD	ET	CV
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-01	8,1E-01	1,8E-01	5,0E-02	1,2E-01	8,6E-01	694 %
Ozone	kg CFC-11 eq	0	0	3,9E-09	1,0E-09	-3,9E-09	1,0E-09	26 %
ToxHum	kg 1,4-DB eq	6,9E-02	4,5E-02	6,8E-02	9,0E-03	1,2E-03	5,4E-02	4546 %
OxyPhoto	kg NMVOC	9,9E-05	5,1E-05	3,1E-04	4,1E-05	-2,1E-04	9,1E-05	43 %
MatPart	kg PM10 eq	0	0	5,0E-04	1,7E-04	-5,0E-04	1,7E-04	34 %
RIon	kg U235 eq	0	0	3,6E-02	4,6E-02	-3,6E-02	4,6E-02	128 %
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	0	0	3,3E-03	1,3E-03	-3,3E-03	1,3E-03	39 %
EutED	kg P eq	1,0E-02	3,3E-03	3,0E-05	7,6E-06	9,9E-03	3,3E-03	33 %
EutMar	kg N eq	-1,9E-03	8,5E-03	1,3E-04	4,8E-05	-2,0E-03	8,5E-03	420 %
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,9E-07	7,8E-08	4,7E-04	4,2E-05	-4,7E-04	4,2E-05	9 %
EcotoxED		3,6E-03	3,1E-04	5,0E-04	3,4E-04	3,1E-03	6,5E-04	21 %
EcotoxMar		3,2E-03	2,9E-04	4,8E-04	3,2E-04	2,7E-03	6,1E-04	23 %
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	0	0	5,4E-04	3,2E-04	-5,4E-04	3,2E-04	60 %
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	0	0	2,6E-04	4,6E-05	-2,6E-04	4,6E-05	18 %
TrTerNat	m <sup>2</sup>	0	0	9,4E-04	4,6E-05	-9,4E-04	4,6E-05	5 %
RésEau	m <sup>3</sup>	0	0	7,8E-04	6,9E-05	-7,8E-04	6,9E-05	9 %
RésMét	kg Fe eq	0	0	9,7E-03	1,0E-03	-9,7E-03	1,0E-03	10 %
RésCFos	kg oil eq	0	0	2,3E-02	2,1E-03	-2,3E-02	2,1E-03	9 %

ET : écart-type

De manière générale, il est donc possible d'affirmer que considérant les distributions des valeurs des ICVs considérés, les incertitudes induites sur les résultats des ICVs permettent de tirer des conclusions sur le signe du BEN pour 14 des 18 catégories de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe, malgré la méthode d'estimation conservatrice des incertitudes suivant la méthode du calcul d'erreur classique.

#### 5.1.4.5 Incertitude de l'évaluation des scénarios de disposition des boues

Le Tableau 74 présente l'effet des incertitudes sur les résultats des ACVI pour les catégories d'impacts de toxicité des deux scénarios de disposition des boues, en montrant la

différence entre les VMD pour les deux scénarios ainsi que la somme des écart-types et les CV.

Tableau 74. Incertitude sur l'évaluation de la toxicité des scénarios de disposition

Catégorie d'impact	Unité	Écart entre les scénarios (DA-DF)		
		VMD	Écart-type	CV
ToxHum	kg 1,4-DB eq	4,5E-02	3,5E-03	8%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	-5,1E-04	9,3E-05	18%
EcotoxED		5,4E-05	1,9E-05	35%
EcotoxMar		3,6E-05	1,7E-05	47%

VM : valeur moyenne

Comme il est possible de le constater à l'observation des CV du Tableau 74, les écarts-types des résultats sont assez faibles pour ne pas modifier les signes des écarts entre les VMD des toxicités des deux scénarios de disposition des boues. Les conclusions tirées à partir des résultats des VMFR du Tableau 65 sont donc toujours valides malgré les incertitudes.

## 5.2 Analyse du cycle des coûts (ACC)

Les flux de référence moyens actualisés en dollars constants de 2009 (Tableau 52) sont employés afin d'évaluer la contribution relative des coûts du cycle de vie du système. Le Tableau 75 présente la contribution relative des coûts actualisés pour chacun des taux d'actualisation considérés à la section 4.4.4.

Comme il est possible de le constater à l'observation du Tableau 75, l'estimation du coût total du cycle de vie du système par m<sup>3</sup> d'eau usée épurée varie de 0,31 à 0,41 \$. Il est à noter que ce coût inclut uniquement les infrastructures prises en compte par les frontières du système (Figure 8) et exclut donc les coûts du cycle de vie des infrastructures du réseau d'égout qui peuvent être plus importants que ceux de la station en ce qui a trait à la phase de construction (Gagnon, 2012). Comme mentionné à la section 4.4.4.5, le taux d'actualisation affecte principalement les coûts de construction du système.

Tableau 75. Contribution relative des flux de référence moyens actualisés

Flux de référence	Taux d'actualisation							
	Non actualisé		3 %		4,5 %		6 %	
	Flux de référence moyens <sup>a</sup>							
	\$/m <sup>3</sup>	%	\$/m <sup>3</sup>	%	\$/m <sup>3</sup>	%	\$/m <sup>3</sup>	%
Construction (coûts totaux)	0,102	40 %	0,152	49 %	0,189	54 %	0,236	58 %
Consommation électrique totale de la STEP	0,053	21 %	0,053	17 %	0,054	15 %	0,055	13 %
Consommation électrique du poste de pompage	0,021	8 %	0,021	7 %	0,021	6 %	0,021	5 %
Consommation d'alun (STEP)	0,0065	3 %	0,0066	2 %	0,0067	2 %	0,0069	2 %
Main d'œuvre	0,036	14 %	0,036	11 %	0,036	10 %	0,036	9 %
Analyse des eaux usées	0,0023	1 %	0,0023	1 %	0,0023	1 %	0,0024	1 %
Entretien (coûts totaux)	0,013	5 %	0,013	4 %	0,014	4 %	0,014	4 %
Vidange et disposition des boues	0,023	9 %	0,026	8 %	0,030	8 %	0,036	9 %
<b>Total</b>	<b>0,26</b>	<b>100 %</b>	<b>0,31</b>	<b>100 %</b>	<b>0,35</b>	<b>100 %</b>	<b>0,41</b>	<b>100 %</b>

a : dollars constants de 2009

### 5.3 Interprétation combinée des résultats de l'ACV et de l'ACC

L'interprétation combinée des résultats de l'ACV et de l'ACC permet de mettre en relation les aspects économiques et environnementaux du système à l'étude. Comme aucun coût ou valeur économique n'est attribué aux rejets d'eau usée, il est difficile de mettre en relation le BEN produit par le système avec les coûts encourus. Il est par contre possible de mettre en relation les impacts environnementaux potentiels induits par le cycle de vie du système (IP<sub>CVS</sub>) avec les coûts économiques qui y sont associés. À ce titre, la Figure 22 présente, par ordre d'importance, les contributions relatives des éléments de l'ICC en dollars constants de 2009 selon les trois taux d'actualisation retenus tandis que la Figure 23 présente la contribution relative aux impacts potentiels du cycle de vie du système des éléments des ICVs selon le mode de disposition des boues. Ces contributions relatives sont estimées à partir des données des Tableaux 60, 62 et C 4.

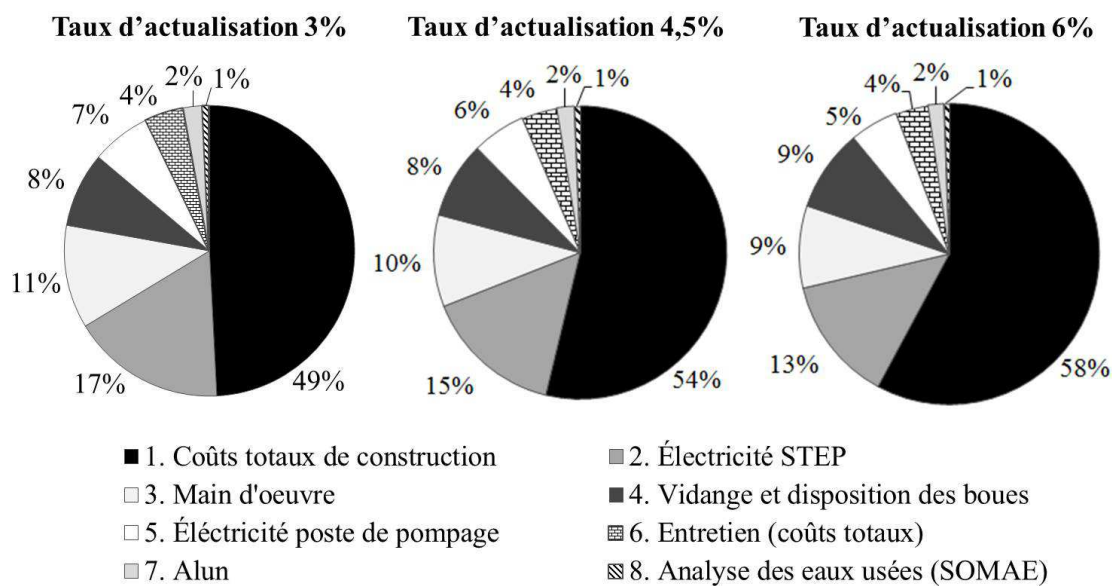


Figure 22. Contribution relative des coûts du cycle de vie selon le taux d'actualisation par ordre d'importance

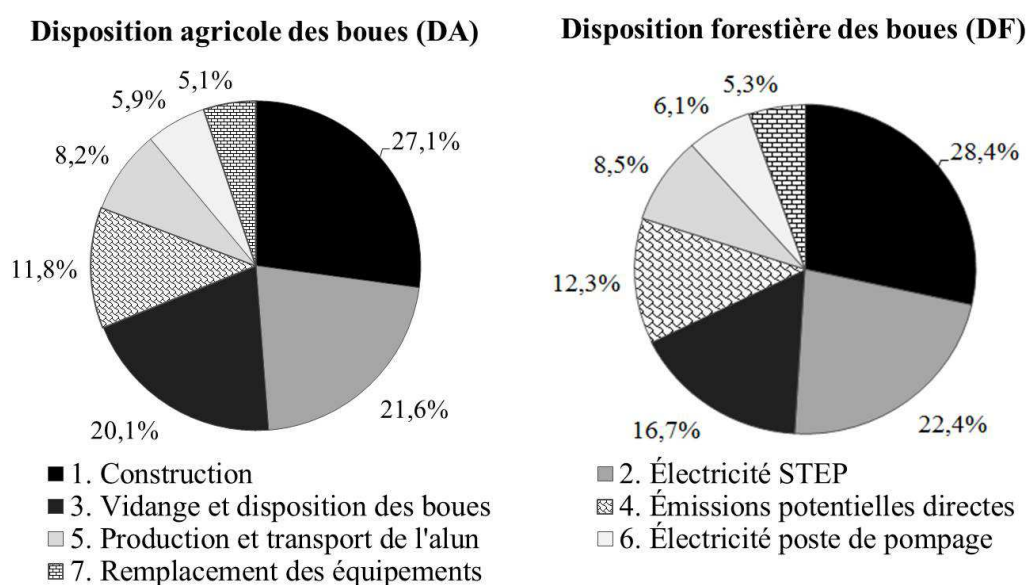


Figure 23. Contribution relative aux impacts potentiels du cycle de vie du système par ordre d'importance

La Figure 22 confirme la dominance de la contribution des coûts de construction et démontre que le taux d'actualisation ne modifie pas l'ordre d'importance des contributions

relatives des coûts du cycle de vie. Selon le taux d'actualisation des coûts retenus, la vidange et la disposition des boues qui a lieu à une fréquence d'environ 10 ans, pourraient entraîner des coûts par m<sup>3</sup> d'eau usée qui seraient du même ordre de grandeur que les coûts de main-d'œuvre pour l'opération et le suivi du système.

La Figure 23 permet de constater que la consommation électrique totale (i.e. : STEP et poste de pompage) ainsi que la construction du système présentent une contribution relative presque qu'identique aux impacts environnementaux potentiels, tandis que la construction domine largement le cycle des coûts du système (Figure 22). Dans le contexte de l'étude de cas, comme la construction du système est déjà réalisée, il semble que des efforts visant à améliorer l'efficacité énergétique de la STEP et du poste de pompage pourraient permettre d'améliorer à la fois le bilan environnemental et le bilan économique du système. Bien qu'il soit difficile de chiffrer l'amélioration potentielle de l'efficacité énergétique, il est possible de constater en consultant le rapport du «*National water & wastewater benchmarking initiative*» du Canada (NWWBI, 2011) que la consommation électrique de la STEP de Sainte-Marie (0,742 kWh/m<sup>3</sup>, Tableau 13) se situe légèrement sous la médiane (0,825 kWh/m<sup>3</sup>, NWWBI, 2011) de la consommation des STEPs de type boues activées compilées dans ce rapport. Il semble par contre exister un important potentiel d'amélioration de l'efficacité énergétique, puisque la consommation minimale répertoriées dans ce rapport est de 0,326 kWh/m<sup>3</sup>, soit une valeur plus de deux fois inférieure à la consommation de la STEP de Sainte-Marie. Il est à noter que l'amélioration potentielle de l'efficacité énergétique du système serait d'autant plus importante du point de vue des impacts potentiels sur l'environnement si l'électricité provenait d'un mode de production ayant recours à des énergies non renouvelables (Tableau 68).

La Figure 23 permet également de constater que l'impact potentiel lié à la vidange et à la disposition vient au troisième rang en ce qui a trait à la contribution relative aux impacts environnementaux potentiels et au quatrième rang en ce qui a trait aux coûts du cycle de vie. Il est par contre important de souligner que les impacts environnementaux potentiels liés à la disposition des boues sont en grande partie induits par le contenu en métaux lourds (Tableau C 3 et C 4) de celles-ci qui provient de l'affluent de la STEP et dont l'enlèvement permet l'obtention d'un BEN en ce qui a trait aux catégories d'impacts d'EcotoxED et d'EcotoxMar (Tableau 57). Le mode de disposition des boues par épandage forestier

permet de diminuer la contribution relative aux impacts potentiels comparativement à la disposition par épandage agricole en diminuant de manière importante les impacts potentiels sur la ToxHum (Tableau 65).

En ce qui a trait à l'usage de l'alun, celui-ci présente une contribution relative faible aux frais d'exploitation (2 %), mais contribue davantage aux impacts environnementaux potentiels du système (environ 8 %). Son utilisation contribue par contre à l'obtention d'un BEN relativement à l'EutED (Tableau 58).

La prise en compte simultanée des impacts environnementaux potentiels à l'aide de l'ACV et des coûts du cycle de vie du système en ayant recours à l'ACC permet de couvrir de manière complémentaire la plupart des aspects liés à la gestion du système. En effet, l'ACC permet la prise en compte de l'impact de la main d'œuvre et de l'entretien qui contribuent peu aux impacts potentiels au niveau de l'ACV, tandis que l'ACV permet d'évaluer l'impact d'émissions atmosphériques potentielles qui ne se voient pas attribuer de valeur économique par l'ACC.

## **5.4 Discussion sur la portée et les limites des résultats**

La présente section expose les limites ainsi que la portée des résultats présentés aux sections précédentes.

### **5.4.1 Limites des résultats**

La discussion des limites des résultats aborde les limites rencontrées à chacune des étapes de la réalisation d'une ACV (Figure 4) appliquée au domaine de l'épuration des eaux usées et plus spécifiquement lors de l'application du concept de BEN à l'étude de cas.

#### **5.4.1.1 Limites relatives au champ de l'étude**

L'objectif de l'étude réalisée consiste en l'évaluation du BEN et du cycle des coûts d'un système d'épuration. L'estimation du BEN requiert la réalisation d'ACVs attributionnelles afin d'évaluer les impacts environnementaux potentiels des rejets d'eau usée brute et traitée ainsi que l'évaluation des impacts potentiels du cycle de vie du système. Dans ce contexte, les frontières fonctionnelles de l'étude (Figure 9) semblent cohérentes avec l'objectif.

Le champ délimitant les scénarios de disposition des boues est quant à lui beaucoup plus restreint et empreint d'hypothèses simplificatrices que les autres éléments du cycle de vie du système (section 4.4.3). Selon le mode d'allocation retenu considérant les boues comme des déchets (Tableau 9), aucune fonction secondaire telle que la valorisation des nutriments n'est prise en compte. Dans le contexte québécois, ce choix est par contre justifiable par l'absence de valeur économique attribuée aux boues d'épuration. Il est par contre important de souligner qu'une expansion des frontières du système de la STEP afin de prendre en compte les engrais évités par la valorisation agricole des boues pourrait modifier les conclusions de l'ACV réalisée (Tableau 9). En effet, comme mentionné à la section 2.4.2.8, il n'existe pas de consensus en ce qui a trait au principe d'allocation des crédits et des impacts associés à la valorisation des boues. Ainsi, il est possible d'allouer en totalité ou en partie les crédits et les impacts associés à la valorisation des boues au système producteur des boues (i.e. : la STEP) ou au système récepteur (i.e. : système de production agricole) (Benetto et coll., 2009). Lorsque les crédits sont alloués à la STEP, les résultats de l'ACV de celle-ci deviennent en partie dépendants du système récepteur des boues, puisque les crédits et les impacts générés dépendent de la fonction secondaire des boues qui doit être déterminée en fonction du milieu récepteur. En effet, puisqu'il n'est pas possible de modifier le ratio de nutriments contenus dans les boues (i.e. azote, phosphore, potassium), il importe de connaître les besoins du milieu récepteur en nutriments afin de créditer le système uniquement des nutriments réellement utiles à la croissance des plantes. En plus du dosage agronomique qui dépend des besoins en nutriments, le taux d'application des boues (i.e. : masse de boues sèches par superficie cultivée), doit également respecter les normes en ce qui a trait au niveau de contamination en métaux lourds et autres contaminants organiques tels que les dioxines et furanes. Comme les modes d'épandages des boues diffèrent parfois du mode d'épandage des engrais et que les taux d'applications varient selon leur contenu, il peut devenir complexe d'effectuer une ACV comparative rigoureuse des apports de nutriments par le recours à des engrais comparativement aux apports provenant des biosolides. De plus, il arrive que l'application agricole de boues ait pour fonction secondaire la structuration des sols (Hébert, 2008). Cette fonction est alors difficilement quantifiable et ne peut pas être réalisée par des engrais. Il est donc possible de constater que l'allocation des boues en considérant celles-ci comme des déchets, présente

l'avantage de limiter la dépendance des résultats de l'ACV de la STEP par rapport au milieu récepteur comparativement à l'expansion des frontières du système.

L'évaluation de la toxicité potentielle sur la santé humaine des boues valorisée par épandage agricole est de plus surestimée compte tenu du cadre législatif québécois. En effet, selon la classification des boues de Sainte-Marie (section 4.3.8), celles-ci ne peuvent pas être épandues sur des parcelles dont la culture est destinée à l'alimentation humaine ni sur les pâturages (Tableau 14). L'évaluation de la toxicité potentielle sur la santé humaine basée sur un niveau d'exposition tenant compte de l'entrée des métaux lourds dans la chaîne alimentaire humaine (Goedkoop et coll., 2009) ne se produit pas étant donné les restrictions mises en place par le cadre législatif. Ainsi, en tenant compte du cadre législatif québécois et selon les frontières et hypothèses simplificatrices des scénarios de disposition des boues, il est impossible de les discriminer du point de vue de leurs impacts environnementaux potentiels.

En ce qui concerne les étapes du cycle de vie considérées, l'étude réalisée exclut l'étape de démantèlement du système compte tenu de la contribution négligeable dénotée dans les études antérieures, dont celle de Gagnon (2012) portant sur le même type de système (section 4.3.6). Contrairement à la plupart des études, l'impact du choix de la durée de vie du système est discuté et évalué. Comme mentionnée à la section 4.3.7, la durée de vie escomptée du système tient compte du contexte socio-économique à l'intérieur duquel il évolue, mais est tout de même empreinte d'une certaine incertitude.

#### **5.4.1.2 Limites relatives aux ICVs**

La mise en application du concept de BEN requiert la caractérisation de la matrice de polluants de l'affluent et de l'effluent de la STEP. La matrice de polluants compilée dans l'ICV de l'étude de cas couvre l'ensemble du contenu en azote, en matière organique et en phosphore des eaux usées (section 4.4.2.1). L'absence de suivi de l'azote de l'affluent et le suivi partiel de l'azote de l'effluent a requis la réalisation d'analyses supplémentaires dont le nombre limité d'analyses et la faible fréquence de suivi induisent une importante incertitude lors de l'évaluation des flux de référence moyens. Ces incertitudes sont si importantes qu'elles peuvent modifier le signe du BEN pour la catégorie d'impact liée à l'EutMar (section 5.1.4.4)



Ces limitations quant au suivi s'appliquent encore davantage aux données utilisées pour évaluer le bilan des métaux lourds (Tableau 33) qui se fondent sur seulement quatre analyses. Le nombre limité d'analyses des métaux lourds étant justifié par leur coût important. Il est par contre intéressant de noter que l'impact des incertitudes sur l'évaluation du BEN permet tout de même de conclure sur le signe du BEN pour les catégories d'impacts liées à la toxicité sauf celle de la ToxHum (section 5.1.4.4).

En ce qui a trait à la caractérisation des micropolluants dont font partie les métaux lourds, vingt métaux sont couverts par l'ICV réalisé. Ce nombre est élevé comparativement aux ACVs couvertes par la revue de littérature (Tableau 11), mais le nombre de micropolluants faisant l'objet de suivi dans les eaux usées ne se limite pas aux métaux lourds et augmente avec l'amélioration des techniques de détection. À titre d'exemple, (Muñoz et coll., 2008) ont évalué les impacts potentiels de 98 micropolluants fréquemment détectés dans les eaux usées. Il est donc impossible de couvrir l'ensemble des micropolluants présents dans les eaux usées compte tenu des coûts des analyses et des fréquences de suivi nécessaires pour obtenir des bilans valables des charges de ces polluants.

L'estimation des émissions atmosphériques réalisée dans le cadre de ce mémoire est empreinte d'une grande incertitude. En effet, le bouclage du bilan d'azote du système a été réalisé en posant l'hypothèse que 50 % des émissions atmosphériques de l'azote éliminé des eaux usées se trouve sous forme d'ammoniacale tandis que le reste se trouve sous forme de  $N_2$  et de  $N_2O$ . L'importante incertitude dont est empreinte une telle estimation a été prise en compte en employant une distribution triangulaire de l'incertitude considérant des gammes d'émissions potentielles d'azote ammoniacal variant de 0 % à 100 %. L'incertitude entourant l'estimation des émissions directes de GES provient quant à elle du recours aux facteurs d'émissions globaux provenant du GIEC (Doorn et coll., 2006) et de la littérature associée à la base de données Ecoinvent ((Doka, 2009). Ces incertitudes, dont les plus importantes sont celles générées par l'estimation des émissions potentielles de  $N_2O$  rendent d'ailleurs impossible toute conclusion quant au signe du BEN de la catégorie des ChClim (section 5.1.4.1).

Concernant à la caractérisation des ICVs du cycle de vie du système, l'ICV de la phase de construction est limité à l'évaluation des processus de fabrication des matériaux nécessaires

aux éléments de l'inventaire (ex : matériaux des conduites) en employant les processus de la base de données Ecoinvent (section 4.4.1.1). L'inventaire de la phase de construction ne considère donc pas les intrants des processus de fabrication des produits finis, ni les pertes de matériaux induites par la fabrication. De plus, l'inventaire des matériaux des équipements est évalué de manière très approximative surtout en ce qui a trait à l'estimation de la quantité de cuivre des équipements et des bâtiments (section 4.4.1.8).

L'ICV des intrants de la phase d'opération semble complet et comprend la caractérisation des intrants produits au Québec (alun (Tableau B 15), électricité (Tableau B 14)). Les distances de transports considérées tiennent également compte de la localisation des fournisseurs propres à l'étude de cas. Tel que mentionné précédemment, les incertitudes les plus importantes se situent au niveau de l'évaluation des émissions atmosphériques potentielles. En ce qui a trait au système de l'étude de cas, ces émissions proviennent de la dégradation anaérobie des boues en fond d'étang. Comme le procédé de traitement est de type extensif à ciel ouvert, il est difficile d'estimer ou de mesurer de manière directe les émissions compte tenu des aléas des conditions climatiques et de la grande superficie du système.

#### **5.4.1.3 Limites relatives à l'ACVI**

Les conclusions tirées des ACVIs proviennent de résultats produits à partir d'une seule méthode d'évaluation des impacts. Afin de vérifier la robustesse des conclusions tirées de l'ACVI, il est possible de réaliser l'évaluation des impacts à l'aide de différentes méthodes afin de comparer les résultats obtenus. Cette comparaison est par contre parfois ardue puisque les méthodes d'évaluation des impacts possèdent la plupart du temps des catégories d'impacts et des unités d'agrégation des résultats variant d'une méthode à l'autre.

De manière plus générale, les limites relatives l'ACVI sont en grande partie associées à la nature globale et à long terme de l'évaluation des impacts de l'ACV. En ce qui a trait à la nature globale de l'évaluation des impacts, l'ACV ne permet pas de tenir compte de la sensibilité du milieu récepteur lors de l'évaluation des impacts potentiels liés aux émissions directes. Cela limite l'interprétation des résultats et la priorisation des impacts dans le cas des rejets directs d'eau usée. L'évaluation à long terme des impacts par l'ACV ne permet pas la prise en compte de la toxicité aigüe ou encore d'impacts potentiels à court terme liés

aux pH extrêmes, au manque d'oxygène dissous ou à une température trop élevée dans le milieu récepteur causée par les rejets d'eau usée. Dans le cas de l'ACVI réalisée, l'ajout d'un facteur d'impact à la DCO pour la catégorie d'impact d'eutrophisation des eaux douces permet de compenser en partie l'absence de prise en compte de la diminution de l'oxygène dissous (Tableau 55). En ce qui a trait à l'évaluation de la toxicité, aucun facteur d'impact n'est attribué à l'aluminium par la méthode ReCiPe.

#### **5.4.2 Portée des résultats**

Comme pour l'ensemble des ACVs portant sur des STEPs, la localisation de l'étude revêt une grande importance en ce qui a trait à l'interprétation des résultats, car elle fixe le contexte socio-économique à l'intérieur duquel le système s'inscrit (section 2.4.2.2). En ce qui a trait à l'étude de cas, ce contexte comprend la nature du mode de production énergétique du Québec qui présente un effet important sur l'évaluation du BEN (Section 5.1.3.1). Les normes de rejets de la station (Tableau 12) conditionnent également l'opération de la STEP et donc le BEN qui y est associé. Les caractéristiques particulières de l'affluent (i.e. : fortes charges en matière organique et en azote organique, importante infiltration dans le réseau d'égouts) rendent également les conclusions des ACVIs et l'évaluation du BEN indissociable de l'étude de cas. Le BEN évalué est également propre au type et à la taille du procédé d'épuration évalué, soit un système de type étangs aérés facultatifs desservant une ville de taille moyenne dans le contexte du Québec.

L'analyse réalisée porte uniquement sur les éléments impliqués directement dans l'épuration des eaux usées. Comme présentés à la Figure 12, les débordements du réseau d'égout ne sont pas pris en compte. L'évaluation des charges faisant l'objet de rejets directs lors de débordement des réseaux d'égout n'est pas facilement réalisable au Québec en l'absence de données de caractérisation des volumes de débordements et des concentrations présentes lors de débordements. Ces informations seraient toutefois requises afin d'évaluer le BEN global de l'épuration des eaux en milieu urbain.

## 6. Conclusions et recommandations

Cette section présente les conclusions et les recommandations faisant suite à l'étude réalisée.

### 6.1 Conclusions

L'objectif principal de ce projet est l'évaluation environnementale et économique du cycle de vie d'un système d'épuration des eaux usées municipales (STEP). La réalisation de cet objectif a requis l'utilisation des méthodologies d'analyse de cycle de vie (ACV) et d'analyse de cycle de coût (ACC) environnementales. La revue des ACVs portant sur des STEPs a permis de constater plusieurs lacunes méthodologiques, en particulier le manque d'attention portée à la définition de la fonction de la STEP qui sert pourtant de référence pour l'analyse des résultats d'une ACV. Afin de pallier cette lacune, une méthodologie basée sur le concept de bénéfice environnemental net (BEN) a été développée. La méthodologie du BEN requiert de caractériser l'impact potentiel du rejet des eaux usées brutes ( $IP_{ON}$ ) et traitées ( $IP_{ET}$ ) ainsi que l'impact potentiel induit par le cycle de vie de la STEP ( $IP_{CVS}$ ). Suivant la méthode du BEN, l'option dite nulle, qui correspond au cas où il n'y aurait aucun traitement des eaux usées, est comparée avec une ou plusieurs options de traitement des eaux usées. L'option nulle permet la prise en compte explicite de la qualité des eaux de l'affluent. Comme la qualité des eaux usées varie d'une ville à une autre, la prise en compte de la qualité de l'affluent permet une comparaison plus juste des performances environnementales de STEPs traitant des eaux usées de différentes compositions. L'option nulle permet également de fixer une base de comparaison qui clarifie l'évaluation des avantages et des inconvénients associés au cycle de vie de la STEP.

Le concept de BEN, qui fait appel à la méthodologie de l'ACV, a ensuite été appliqué à l'étude de cas du système d'épuration de la ville de Sainte-Marie en Beauce. L'UF retenue consiste en  $1 \text{ m}^3$  d'eaux usées traitées par cette STEP. Ce choix de l'UF en termes d'un volume d'eau usée est en accord avec la constatation de l'impossibilité d'agréger les flux polluants à l'intérieur d'une UF exprimant une charge polluante.

Les étapes du cycle de vie de la STEP couvertes par l'analyse sont les phases de construction et d'opération. L'exclusion de la phase de démantèlement est justifiée par les résultats d'ACVs antérieures de STEPs démontrant la contribution négligeable de cette

étape du cycle de vie à l'impact du cycle de vie complet du système. La durée de vie escomptée du système d'épuration a quant à elle été fixée à 40 ans. Les frontières du système incluent la station de pompage, la conduite de refoulement, la STEP ainsi que son émissaire. Il est à noter que les charges polluantes émises par les débordements du réseau d'égout sont exclues de l'analyse compte tenu de l'absence de données permettant de les caractériser.

Suivant la méthodologie du BEN, la caractérisation des inventaires de l'étude de cas ont requis de compiler des données pour caractériser la matrice de polluant de l'affluent et de l'effluent de la STEP afin d'évaluer les impacts potentiels évités par l'épuration des eaux usées ainsi que de compiler les inventaires des matériaux de la construction et des intrants nécessaires à l'opération du système incluant la disposition des boues dans le but d'évaluer l'impact induit par la STEP.

Afin d'éviter les disparités dans la caractérisation des charges polluantes, la méthodologie du BEN nécessite de développer des bilans de masse cohérents des polluants se retrouvant dans l'affluent, l'effluent et les boues d'épuration. La réalisation de ces bilans a permis de constater le manque de suivi au niveau de l'affluent ainsi que le manque de suivi de l'azote et des métaux lourds tant à l'affluent qu'à l'effluent. Cette constatation a mené à réaliser des analyses supplémentaires de l'azote et des métaux lourds des eaux usées au cours de l'année 2011. La caractérisation des émissions directes de GES a été réalisée à partir des charges en matière organique et en azote en ayant recours aux facteurs d'émissions internationalement reconnus. L'utilisation de ces facteurs d'émissions génère par contre une grande incertitude quant à l'évaluation des émissions directes de GES.

Les impacts induits par le cycle de vie du système d'épuration ont été estimés en compilant les inventaires de cycle de vie (ICV) de la phase de construction et d'opération du système. La phase de construction couvre la production et le transport des matériaux de construction ainsi que l'excavation. La base de données Ecoinvent a été employée afin de caractériser les émissions et les extractions associées à la production des matériaux de construction couverts par l'inventaire. La phase d'opération couvre l'électricité et l'alun utilisé pour l'enlèvement du phosphore. La disposition des boues a également été considérée en comparant des scénarios simplifiés de disposition agricole et forestière des boues. Afin

d'éviter d'avoir à étendre les frontières du système pour prendre en compte le remplacement d'engrais associé à la valorisation des boues par épandage, les boues ont été considérées du point de vue de l'ACV comme des déchets.

L'inventaire de cycle des coûts des phases de construction et d'opération a également été compilé en parallèle des ICVs de la STEP afin de couvrir également l'aspect économique de celle-ci.

L'analyse des impacts environnementaux potentiels a été réalisée à l'aide de la méthode ReCiPe qui a dû être modifiée afin de prendre également en compte l'impact potentiel de la matière organique, quantifiée sous forme de DCO, sur la limitation de l'oxygène dans le milieu récepteur.

Globalement, la méthodologie du BEN permet d'exprimer le compromis environnemental entre les impacts évités par l'épuration des eaux et les impacts induits par le cycle de vie du système. Les résultats fournis par l'ACV conventionnelle englobent en un seul terme les impacts potentiels des rejets des eaux usées traitées ( $IP_{ET}$ ) ainsi que les impacts potentiels induits par le cycle de vie du système ( $IP_{CVS}$ ) menant ainsi à associer les impacts environnementaux potentiels des rejets d'eaux usées traitées au système d'épuration même s'il ne génère pas ces impacts.

L'analyse des résultats de l'étude de cas selon le concept de BEN permet de constater que le système génère des bénéfices environnementaux potentiels pour les catégories d'impact suivantes : changements climatiques (ChClim), eutrophisations en eau douce (EutED) et en milieux marin (EutMar), écotoxicités en eau douce et en milieu marin. En ce qui a trait à l'impact sur la toxicité humaine (ToxHum), le scénario de disposition forestière des biosolides mène à un bénéfice environnemental net tandis que le scénario de disposition agricole induit un impact potentiel. L'ajout du facteur d'impact pour la DCO amène à lui attribuer 80 % du BEN de l'EutED.

L'évaluation des impacts induits par le cycle de vie du système a été réalisée en considérant trois composantes : la construction du système, l'opération du système ainsi que les scénarios de disposition des boues qui, bien qu'ils fassent partie de l'opération du système, sont analysés de manière séparée afin d'évaluer l'effet d'une modification du mode de disposition des boues. La moyenne des contributions relatives aux impacts potentiels

induits pour les 18 catégories d'impact de ReCiPe indique que la phase de construction contribue en moyenne pour 27 % des impacts, tandis que la phase d'opération contribue pour 83 % dont 18 % est associé à la vidange et la disposition des boues. La consommation de l'électricité compte quant à elle pour la moitié de la contribution moyenne relative de la phase d'opération, suivie par l'impact des émissions potentielles directes.

Compte tenu de la contribution importante de l'électricité, une évaluation de la sensibilité des résultats au choix de mode de production d'électricité a été réalisée et a permis de constater que le mode de production de l'électricité du Québec est le seul qui permette d'obtenir un BEN pour les ChClim comparativement au mode de production des États-Unis et de la France. Ce BEN provient de l'impact évité par l'enlèvement de la DCO limitant le potentiel de formation de méthane par dégradation anaérobie de la matière organique dans le milieu récepteur.

L'analyse de l'incertitude des résultats de l'ACV a été réalisée en effectuant des analyses de Monte-Carlo. Ces analyses ont permis de constater que l'incertitude des estimations des émissions potentielles de N<sub>2</sub>O peut affecter les conclusions relatives à la présence d'un BEN pour la catégorie des ChClim. L'incertitude sur l'estimation des flux de référence de l'azote organique, de nitrite et de nitrate peut quant à elle affecter les conclusions concernant la présence d'un BEN dans le cas des cas de l'EutMar. Il est également impossible de conclure quant au signe du BEN dans le cas de la ToxHum compte tenu de la faible valeur du bénéfice par rapport à l'incertitude de cette catégorie.

L'ACC du système a, quant à elle, permis d'estimer que le coût total du cycle de vie du système par m<sup>3</sup> d'eau usée épurée varie de 0,31 à 0,41 \$ (dollars constants de 2009).

L'interprétation combinée des résultats de l'ACV et de l'ACC a permis de mettre en relation les aspects économiques et environnementaux du système à l'étude. Comme aucun coût ou valeur économique n'est attribué aux rejets d'eau usée, il est difficile de mettre en relation le BEN produit par le système avec les coûts encourus. Il a par contre été possible de mettre en relation les impacts environnementaux potentiels induits par le cycle de vie du système avec les coûts économiques qui y sont associés.

L'analyse combinée des coûts et des impacts potentiels montre que la consommation électrique ainsi que la construction du système présentent une contribution relative presque

qu'identique aux impacts environnementaux potentiels, tandis que la construction domine largement le cycle des coûts du système considéré.

Comme pour l'ensemble des ACVs portant sur des STEPs, la localisation de l'étude revêt une grande importance en ce qui a trait à l'interprétation des résultats, car elle fixe le contexte socio-économique à l'intérieur duquel le système s'inscrit. En ce qui a trait à l'étude de cas, ce contexte comprend le mode de production énergétique du Québec qui présente un effet important sur l'évaluation du BEN. Les normes de rejets de la station conditionnent également l'opération de la STEP et donc le BEN qui y est associé. Les caractéristiques particulières de la STEP étudiée (système de type étangs aérés facultatifs desservant une ville de taille moyenne dans le contexte du Québec) et de l'affluent (i.e. : fortes charges en matière organique et en azote organique, importante infiltration dans le réseau d'égouts) empêchent de généraliser les conclusions de la présente étude à n'importe quel type de traitement des eaux usées. Néanmoins, la méthodologie du BEN est par contre tout à fait applicable à tous les types de STEP.

## **6.2 Recommandations**

Les recommandations apportées font suite aux limites des résultats discutés à la section 5.4.1 et tentent de fournir des avenues afin de pallier ces limites.

### **6.2.1 Champs de l'étude**

Comme mentionné à la section 5.4.1, l'évaluation de l'impact potentiel des débordements du réseau d'égout devrait être prise en compte afin de réaliser une analyse intégrée du profil environnemental et économique de la gestion des eaux usées en milieu urbain. Cette analyse nécessiterait la caractérisation des ICVs des infrastructures des réseaux d'égouts couvrant leur construction et leur opération. Étant donné que la réalisation d'ACVs et la mise en application du concept de BEN sont dépendantes de la disponibilité des données, la tentative d'évaluation du BEN réalisée dans le cadre de ce mémoire souligne les lacunes quant au suivi de l'affluent des STEPs au Québec, ainsi que les lacunes au niveau du suivi des charges lors de débordement de réseau d'égout sanitaire qui rend impossible l'évaluation intégrée du BEN de l'ensemble du système de gestion des eaux usées en milieu urbain. Le développement des connaissances à ce chapitre permettrait de développer une vision globale de la gestion des eaux usées en milieu urbain afin de cibler les actions à



prioriser afin de diminuer les émissions au milieu récepteur tout en limitant les coûts et le déplacement des émissions polluantes.

Dans le cadre de ce mémoire, une évaluation sommaire des impacts environnementaux potentiels de deux scénarios de disposition des boues a été réalisée. Une évaluation de divers scénarios de dispositions des boues en réalisant des ICVs et des ICCs fondés sur les pratiques de disposition ayant cours au Québec permettrait d'évaluer de manière globale et intégrée les pratiques de gestion et pourrait servir à supporter le processus de décision visant à développer les filières à prioriser. Faisant suite au mémoire réalisé, il semble par contre important d'éviter de dissocier la gestion des boues du traitement des eaux usées puisque les polluants contenus dans les boues proviennent des eaux usées épurées. Il semble donc essentiel de conserver une vision globale de l'ensemble du processus de traitement des eaux usées et d'envisager des solutions à l'amont du traitement afin de limiter à la source les émissions polluantes.

### **6.2.2 ICVs**

La caractérisation des ICVs permettant d'évaluer l'impact potentiel des rejets d'eau usée requiert la caractérisation cohérente de l'affluent, de l'effluent et des boues d'épuration. Ce suivi se doit d'être harmonisé afin de couvrir les mêmes paramètres de suivi et doit être en mesure de permettre la caractérisation de l'ensemble du contenu des eaux usées et des boues en azote, en phosphore et en matière organique. En ce qui a trait aux micropolluants, comme il n'est pas viable économiquement de tenter de les caractériser dans leur ensemble, il est recommandé de tenter de prioriser ceux qui sont les plus significatifs du point de vue environnemental. Cette priorisation requiert le développement des connaissances sur la quantification et l'évaluation des impacts des micropolluants tel que réalisé par (Muñoz et coll., 2008).

Le bouclage du bilan d'azote constitue également un défi majeur puisqu'il est presque impossible de réaliser un suivi des formes atmosphériques de l'azote dans un système d'épuration de type étangs aérés qui possède des grandes superficies d'eaux usées exposées aux conditions extérieures. Par contre, on pourrait possiblement raffiner le bilan d'azote réalisé en estimant de manière plus précise la durée de la période de dénitrification active dénotée à l'intérieur du système. Le développement des connaissances quant à l'estimation

des émissions de GES des STEPs devrait également contribuer à diminuer l'incertitude associée à l'estimation des émissions directes de GES lors de la réalisation d'ICV portant sur des systèmes d'épuration.

L'amélioration de la représentativité des ICVs de la phase de construction des systèmes d'épuration passe par une caractérisation des processus de fabrication des tuyaux, puisqu'ils figurent parmi les éléments qui contribuent le plus aux impacts de cette phase (Tableau 61). La caractérisation d'ICVs des matériaux et des processus de fabrication de pompes contribuerait également à améliorer la représentativité de l'inventaire de construction et d'opération lorsque le remplacement des équipements est considéré. Le développement d'ICVs portant sur des pompes permettrait entre autres d'estimer plus précisément la quantité de cuivre qui peut contribuer de manière significative aux impacts environnementaux malgré les faibles quantités présentes.

### **6.2.3 ACVI**

Des nouvelles méthodes d'évaluation des impacts sont en cours de développement dont la méthode USEtox spécialisée dans l'évaluation de la toxicité (Rosenbaum et coll., 2008) ainsi que la méthode IMPACT WORLD + qui est une méthode globale régionalisée d'évaluation des impacts développée par le CIRAIG (Bécaert, 2011). Ces méthodes pourraient être utilisées afin de réévaluer le BEN à partir des ICVs développés dans le cadre de ce mémoire pour vérifier les conclusions obtenues à partir de la méthode ReCiPe.

## Bibliographie

- Athena, (2012). *Athena Impact Estimator for building*. <http://www.athenasmi.org/our-software-data/impact-estimator/> (Consulté le 30 janvier, 2012).
- Beaumont J-P et Ruel A, (1996). *Programme d'assainissement des eaux du Québec, Cahier des exigences environnementales, Ville de Sainte-Marie*. Ministère des Affaires municipales
- Beavis P et Lundie S, (2003). Integrated environmental assessment of tertiary and residuals treatment - LCA in the wastewater industry. *Water Science and Technology*. **47**(7-8), 109-116.
- Bécaert V, (2011). *L'analyse du cycle de vie environnementale et sociale: une boussole vers un développement durable* (Présentation Powerpoint) CIRAIG. Montréal.  
[http://api.ning.com/files/HI7pYb841iYRrPd4NyZfLSMzZMs1nthOMLY\\*xq0MZSjB\\*V1vMFg3AiKijHmJHr\\*IpxFiDrIjLQ1quD2hn6e8EPlcxZQ42yM/PrsentationValrieBcaert.pdf](http://api.ning.com/files/HI7pYb841iYRrPd4NyZfLSMzZMs1nthOMLY*xq0MZSjB*V1vMFg3AiKijHmJHr*IpxFiDrIjLQ1quD2hn6e8EPlcxZQ42yM/PrsentationValrieBcaert.pdf)  
(Consulté le 19 avril 2012)
- Benetto E, Nguyen D, Lohmann T, Schmitt B et Schosseler P, (2009). Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Science of the Total Environment*. **407**(5), 1506-1516.
- Bernier B, (2010a). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Chapitre 2. Débit et charges*. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'expertise technique en eau, Gouvernement du Québec.  
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap2.pdf>
- Bernier B, (2010b). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Chapitre 6. Lagunage*. Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'expertise technique en eau, Gouvernement du Québec. Québec.  
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/Chap6.pdf>
- Brundtland GM, (1987). *Notre avenir à tous. Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'ONU*. ONU. Nairobi.

[http://fr.wikisource.org/wiki/Notre\\_avenir\\_%C3%A0\\_tous\\_-\\_Rapport\\_Brundtland](http://fr.wikisource.org/wiki/Notre_avenir_%C3%A0_tous_-_Rapport_Brundtland)

(Consulté le 12 mars 2012)

CCME, (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Whitehorse.

[http://www.ccme.ca/assets/pdf/cda\\_wide\\_strategy\\_mwwe\\_final\\_f.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf) (Consulté le 12 mars 2012).

CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2011). *Méthode d'analyse. Détermination des métaux: méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon MA. 200 - Mét 1.2, Rév. 1.*

<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA200Met12.pdf>

CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2010). *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux, 3<sup>e</sup> édition.*

[http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/accreditation/Terminologie\\_métaux.pdf](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/accreditation/Terminologie_métaux.pdf)

Corominas L, Foley J, Guest JS, Hospido A, Larsen HF et Shaw A, (2011). *Towards a standard method for life cycle assessments of wastewater treatment*. Watermatex 2011: 8th IWA Symposium on systems analysis and integrated assessment. San Sebastian.

Conference Proceeding **1**, 168-175.

Dixon A, Simon M et Burkitt T, (2003). Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. *Ecological Engineering*. **20**(4), 297-308.

Doka G, (2009). *Life cycle inventories of waste treatment services: wastewater treatment. Ecoinvent report No. 13 - Part IV - Wastewater treatment*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf.

Doorn MRJ, Towprayoon S, Manso-Vieira SM, Irving W, Palmer C, Pipatti R et Wang C, (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan.

Emmerson RHC, Morse GK et Lester JN, (1995). The life cycle analysis of small-scale sewage treatment processes. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*. **9**(3), 317-325.

- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D et Suh S, (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*. **91**(1), 1-21.
- Foley J, de Haas D, Hartley K et Lant P, (2010). Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*. **44**(5), 1654-1666.
- Friedrich E, Pillay S et Buckley CA, (2009). Environmental life cycle assessments for water treatment processes, A South African case study of an urban water cycle. *Water SA (Online)*. **35**(1),
- Frischknecht R, Althaus H, Bauer C, Doka G, Heck T, Jungbluth N, Kellenberger D et Nemecek T, (2007a). The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **12**(-), 7-17.
- Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Doka G, Heck T, Hellweg S, Hirsch R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M et Wernet G, (2007b). *Overview and Methodology.ecoinvent report No. 1*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf.  
[http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01\\_OverviewAndMethodology.pdf](http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf)  
(Consulté le 12 mai 2012)
- Gagnon B, (2012). *Intégration des principes du développement durable à la conception en ingénierie: la conception durable appliquée aux systèmes municipaux d'assainissement des eaux usées*. Doctorat. Université de Sherbrooke. Sherbrooke. 30 mai 2012. 460 p.
- Gallego A, Hospido A, Moreira MT et Feijoo G, (2008). Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources Conservation and Recycling*. **52**(6), 931-940.
- Gaterell MR, Griffin P et Lester JN, (2005). Evaluation of environmental burdens associated with sewage treatment processes using life cycle assessment techniques. *Environmental Technology*. **26**(3), 231-249.
- Gilbert B, (2012). Communication personnelle. Sainte-Marie.

- Godin D, Bouchard C et Vanrolleghem PA, (2012). Net environmental benefit: introducing a new LCA: approach on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*. **65**(9), 1624-1631.
- Goedkoop M, De Schryver A, Oele M, Durksz S et de Roest D, (2010). *Introduction to LCA with SimaPro 7*. PRé Consultants. <http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>
- Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J et van Zelm R, (2009). *ReCiPe 2008: Report I: Characterisation*. online: <http://www.lcia-recipe.net/> (Consulté le
- Hanson, (2007). *Corrugated steel pipe, weight per foot*. [http://www.hansonpipeandprecast.com/tech\\_specs/AL/12.06\\_C.M.P\\_Weight.pdf](http://www.hansonpipeandprecast.com/tech_specs/AL/12.06_C.M.P_Weight.pdf) (Consulté le 26 janvier, 2012).
- Hébert M, (2008). *Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires*. Bibliothèque nationale du Québec. En ligne: [http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat\\_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf).
- Heijungs R, Guinée JB, Huppes G, Lankreijer RM, Udo de Haes HA, Wegener Sleeswijk A, Ansems AMM, Eggels PG, van Duin R et de Goede HP, (1992). *Environmental life cycle assessment of products: II Backgrounds*. Leiden.
- Hellweg S, Doka G, Finnveden G et Hungerbühler K, (2005). Assessing the Eco-efficiency of End-of-Pipe Technologies with the Environmental Cost Efficiency Indicator. *Journal of Industrial Ecology*. **9**(4), 203.
- Horne R, Grant T et Verghese K, (2009). *Life cycle assessment principles, practice and prospects*. CSIRO Publishing. Collingwood Victoria, Australia. 192 p.
- Hospido A, Moreira MT et Feijoo G, (2008). A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*. **13**(1), 57-64.
- Hospido A, Moreira MT, Fernandez-Couto M et Feijoo G, (2004). Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **9**(4), 261-271.

Houillon G et Jolliet O, (2005). Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *Journal of Cleaner Production*. **13**(3), 287-299.

Hunkeler D, Lichtenvort K et Rebitzer G, (2008). *Environmental life cycle costing*. SETAC, CRC Press. New York. 191 p.

Hydro-Québec, (1996-2012). *Comprendre votre consommation, Tarifs et factures*.  
<http://www.hydroquebec.com/affaires/moyen/tarif-affaires.html#> (Consulté le 1 avril 2012).

ISO, (2006a). *Management environnemental : analyse du cycle de vie : exigences et lignes directrices: Standardisation internationale 14044*. Genève, Suisse. 46 p.

ISO, (2006b). *Management environnemental : analyse du cycle de vie : principes et cadre: Standardisation internationale 14040*. Organisation de standardisation internationale. Genève, Suisse. 23 p.

Jolliet O, Saadé M et Crettaz P, (2005). *Analyse du cycle de vie comprendre et réaliser un écobilan*. Presses polytechniques et universitaires romandes. Lausanne, Paris. 242 p.

Kärman E et Jönsson H, (2001). Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. *Water Science and Technology* **43**(5), 293-300.

Kopeliovich D, (2011). *SubsTech, Substances & Technologies*.  
<http://www.substech.com/dokuwiki/doku.php> (Consulté le 21 février, 2012).

Larsen HF, Hauschild M, Wenzel H et Almemark M, (2007). *Deliverable D4.1 Homogeneous LCA methodology agreed by NEPTUNE and INNOWATECH*. Dubendörf.  
<http://www.qsa.man.dtu.dk/English/Research/Reports.aspx?lg=showcommon&id=267056>  
(Consulté le 12 mars 2012)

Lassaux S, Renzoni R et Germain A, (2007). Life Cycle Assessment of Water: From the pumping station to the wastewater treatment plant *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **12**(2), 118-126.

- Lopez A, (2010). *Analyse de cycle de vie environnementale d'une filière de production d'eau potable couplée à une étude économique. Rapport final*. Projet réalisé à l'Université Laval dans le cadre d'un stage de fin d'études à l'INSA Toulouse.
- Lundie S, Peters GM et Beavis PC, (2004). Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. *Environmental Science & Technology*. **38**(13), 3465-3473.
- Lundin M, Bengtsson M et Molander S, (2000). Life cycle assessment of wastewater systems: Influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads. *Environmental Science & Technology*. **34**(1), 180-186.
- Lundin M et Morrison GM, (2002). A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. *Urban Water*. **4**(2), 145-152.
- Machado AP, Urbano L, Brito AG, Janknecht P, Salas JJ et Nogueira R, (2007). Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water science and technology*. **56**(3), 15-22.
- Gouvernement du Québec, MAMROT, (2011). *Financement municipal, règlement d'emprunt, Tableau de remboursement d'un règlement d'emprunt*. Gouvernement du Québec. <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/finances-indicateurs-de-gestion-et-fiscalite/financement-municipal/reglement-demprunt/contenu-dun-reglement/tableau-de-remboursement-dun-reglement-demprunt/> (Consulté le 16 avril, 2012).
- MAMROT, (2006). *Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE)*. MAMROT, Direction des affaires municipales. Québec. [http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi\\_ouvrages\\_assainissement\\_eaux/programme\\_suivi\\_station\\_epuration.pdf](http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/programme_suivi_station_epuration.pdf)
- Marbek, Marbek, Resource consultants Ltd. (2009). *Règlement type relatif aux rejets à l'égout, document d'orientation*. Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). Ottawa. [http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn\\_1422\\_model\\_sewer\\_use\\_bylaw\\_fr.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1422_model_sewer_use_bylaw_fr.pdf)
- MDDEP, (2012). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. Édition 2012*. Ministère du Développement durable, de



l'Environnement et des Parcs Québec.

[http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat\\_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf)

(Consulté le 3 juin 2012)

MDDEP, (2005). *Liste des lieux d'enfouissement sanitaire autorisés et en exploitation au Québec*. Gouvernement du Québec. <http://vigilancelevq.org/pages/documents/divers/LES-Provincial.pdf> (Consulté le 28 mars 2012)

MDDEP, Gouvernement du Québec (2011). *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles Plan d'action 2011-2015*. MDDEP. Québec.

<http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/presentation.pdf> (Consulté le 25 mars 2012)

MEA, Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press. Washington, DC.

Ménard J-F, (2012). Communication personnelle. Montréal.

Meneses M, Pasqualino JC et Castells F, (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: treatment alternatives and applications. *Chemosphere*. **81**(2), 266-72.

Minear RA, Ball RO et Church RL, (1981). *Project Summary: data base for influent heavy metals in publicly owned treatment works*. EPA Cincinnati. <http://nepis.epa.gov>

Montmarquette C et Scott I, (2007). *Taux d'actualisation pour l'évaluation des investissements publics au Québec*. CIRANO (Centre interuniversitaire de recherche en analyse des organisations). Montréal. <http://www.cirano.qc.ca/pdf/publication/2007RP-02.pdf> (Consulté le 16 avril 2012)

Moreira J, (2011). *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2010*. Direction des infrastructures, Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT). Québec. [http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi\\_ouvrages\\_assainissement\\_eaux/eval\\_perform\\_rapport\\_2010.pdf](http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/eval_perform_rapport_2010.pdf) (Consulté le 12 mars 2012)

Muñoz I, José Gómez M, Molina-Díaz A, Huijbregts MAJ, Fernández-Alba AR et García-Calvo E, (2008). Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment. *Chemosphere*. **74**(1), 37-44.

- Nadeau J-G, Dorion A, Payeur M et Dion L, (1984). *Ville de Ste-Marie Beauce Nord, Assainissement des eaux, Poste d'épuration et Émissaire. Plan représentant dans son ensemble, selon les observations faites ou informations obtenues, les travaux tels qu'exécutés*. Guy Labbé et Louis Dion inc. Consultants. Sainte-Marie.
- Nadeau J-G, Paquet M et Lacombe M, (1995a). *Système d'aération existant diffuseurs ATARA #1218 à chapeaux ouverts. Plan (3/10)* Groupe GLD Experts-Conseils. Sainte-Marie.
- Nadeau J-G, Paquet M et Lacombe M, (1995b). *Système d'aération Option B. Plan (7/10)* Groupe GLD Experts-Conseils. Sainte-Marie.
- NEPTUNE, (2007). *Project Neptune: new sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment*. Eawag: The Swiss Federal Institute of aquatic science and technology. [http://www.eu-neptune.org/index\\_EN](http://www.eu-neptune.org/index_EN) (Consulté le 12 mars, 2012).
- NWWBI, (2011). *National water & wastewater benchmarking initiative. 2011 Public Report*. [http://www.nationalbenchmarking.ca/public/docs/Public\\_Report\\_2011.pdf](http://www.nationalbenchmarking.ca/public/docs/Public_Report_2011.pdf) (Consulté le 26 juin 2012)
- Ortiz M, Raluy RG, Serra L et Uche J, (2007). Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalination*. **204**(1-3), 121-131.
- Pasqualino JC, Meneses M, Abella M et Castells F, (2009). LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant. *Environmental Science & Technology*. **43**(9), 3300-7.
- Peters GM et Rowley HV, (2009). Environmental Comparison of Biosolids Management Systems Using Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*. **43**(8), 2674-2679.
- PHS, (1998). *Technical data report*. <http://www.phsind.com/catalogs/PHS-tech-e.pdf> (Consulté le 1 février, 2012).
- Reap J, Roman F, Duncan S et Bras B, (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **13**(5), 290-300.

RECYC-QUÉBEC, (2006). *Guide sur la collecte et le compostage des matières organiques du secteur municipal, document technique*. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Québec. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/publications/MICI/GuideCollCompostMatOrgMun.pdf> (Consulté le 29 mars 2012)

RECYC-QUÉBEC, (2012). *Plan stratégique de RECYC-QUÉBEC 2012-2017*. Québec. [http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/RQ-35\\_Plan\\_Strategique\\_2012-2017\\_v5\\_2012-06-08.pdf](http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/RQ-35_Plan_Strategique_2012-2017_v5_2012-06-08.pdf) (Consulté le 23 juin 2012)

Renou S, (2006). *Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées*. Doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy. 258 p.

Rochette-Charbonneau C, (2010). *Mise à jour des débits de conception pour l'ensemble du réseau d'égout domestique et vérification des ouvrages de surverse - Horizon 2020, Révision 2*. CIMA+. Québec.

Rodriguez-Garcia G, Molinos-Senante M, Hospido A, Hernández-Sancho F, Moreira MT et Feijoo G, (2011). Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*. **45**(18), 5997-6010.

Roeleveld PJ, Klapwijk A, Eggels PG, Rulkens WH et vanStarkenburgh W, (1997). Sustainability of municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*. **35**(10), 221-228.

Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D et Hauschild MZ, (2008). USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **13**(7), 532-546.

Rushing AS et Lippiatt BC, (2008). *Energy price indices and discount factors for life cycle cost analysis*. National Institute of Standards and Technology, U.S. department of commerce. <http://www.fire.nist.gov/bfrlpubs/build08/PDF/b08019.pdf> (Consulté le 16 avril 2012)

- Sauvageau S et Veilleux M, (2006). *Compilation des données relatives aux ouvrages de captage et de contrôle des eaux usées (2000-2005) et investigation sur l'influence des conditions externes envers ces ouvrages, Ville de Ste-Marie de Beauce*. Aquatech inc.
- SImetric.co.uk, (2011). *Density of materials*. [http://www.simetric.co.uk/si\\_materials.htm](http://www.simetric.co.uk/si_materials.htm) (Consulté le 26 Janvier, 2012).
- Suh JY, (2002). *Élaboration d'un guide pour l'amélioration et l'évaluation de la qualité d'inventaire de l'ACV. Application aux filières de traitement des eaux usées urbaines*. Doctorat. INSA Lyon, laboratoire LAEPSI. Lyon. 167 p.
- Suh YJ et Rousseaux P, (2002). An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources Conservation and Recycling*. **35**(3), 191-200.
- Tarantini M et Ferri F, (2003). A life cycle assessment study of the environmental sustainability of domestic water saving techniques. *Sustainable Planning and Development*. 579-589.
- Tillman A-M, Svingby M et Lundström H, (1998). Life cycle assessment of municipal waste water systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. **3**(3), 145-157.
- Urecon, (2009-2012). *Core pipe sizing and dimension*. [http://www.urecon.com/documents/documents\\_dimensions.html](http://www.urecon.com/documents/documents_dimensions.html) (Consulté le 26 Janvier, 2012).
- Veilleux M, (2011a). Communication personnelle. Sainte-Marie.
- Veilleux M, (2007). *Station d'épuration de Sainte-Marie, Rapport d'exploitation, Année 2007*. Aquatech inc. Sainte-Marie.
- Veilleux M, (2008). *Station d'épuration de Sainte-Marie, Rapport d'exploitation, Année 2008*. Aquatech inc. Sainte-Marie.
- Veilleux M, (2009). *Station d'épuration de Sainte-Marie, Rapport d'exploitation, Année 2009*. Aquatech inc. Sainte-Marie.
- Veilleux M, (2010). *Station d'épuration de Sainte-Marie, Rapport d'exploitation, Année 2010*. Aquatech inc. Sainte-Marie.

Veilleux M, (2011b). *Station d'épuration et postes de pompage de Sainte-Marie, Rapport d'exploitation Décembre 2011*

Aquatech inc. Sainte-Marie.

Vidal N, Poch M, Marti E et Rodriguez-Roda I, (2002). Evaluation of the environmental implications to include structural changes in a wastewater treatment plant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. **77**(11), 1206-1211.

Vincent P et Hébert M, (2007a). *Caractérisation des boues d'épuration municipales Partie I : Paramètres agronomiques*. VECTEUR environnement.

[http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract\\_boues1.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract_boues1.pdf) (Consulté le 8 mars, 2012).

Vincent P et Hébert M, (2007b). *Caractérisation des boues d'épuration municipales Partie II : Éléments traces métallique* VECTEUR environnement.

[http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract\\_boues2.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract_boues2.pdf) (Consulté le 8 mars, 2012).

Zhang Z et Wilson F, (2000). Life-cycle assessment of a sewage-treatment plant in South-East Asia. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*. **14**(1), 51-56.

## Annexe A. Données de l'inventaire de construction

Tableau A 1. Facteurs de conversion des masses volumiques

Élément	Valeur	Unité	Source
Matériel de déblai	1600	kg/m <sup>3</sup>	(Gagnon, 2012)
Argile	2400		
Béton	2400		
Gravier	2200		
Acier	7850		(SImetric.co.uk, 2011)
PEHD	950		(Kopeliovich, 2011)

Tableau A 2. Masses unitaires des conduites et autres éléments du système

Élément	Matériau	Dia. (mm)	Gammas de masse (kg/m)			Source
			Min.	Max.	Moy.	
Système de drainage de la STEP	Tuyaux d'acier ondulé galvanisé	150	6,0	9,1	8	(Hanson Building Products, 2007)
		200	9,5	12,5	11	
		250	11,9	18,6	15	
		500	25,3	38,7	32	
Système d'aération de la STEP	Tuyaux d'acier inoxydable (aération)	100	16			(PHS Industries, Inc., 1998)
		150	28			
		200	43			
		250	60			
STEP, Conduite de refoulement, émissaire	Tuyaux de CPV	300	89			
		400	141			
		450	179			
		600	320			
Poste de pompage	Tuyaux de fonte	200	55			
		450	171			
Système d'aération de la STEP	Tuyaux de PEHD	50	1,3	1,7	1,5	(Urecon pre-insulated pipe, 2009-2012)
		75	1,9	3,0	2,5	
Élément	Matériau	Masse		Unités	Source	
Drainage de la STEP	Membrane géotextile (PEHD)	0,13		kg/m <sup>2</sup>	(Gagnon, 2012)	
Système d'aération de la STEP	Aérateur: Atara Modèle #1218	4,95		kg/unité	Pesés par M. Michel Veilleux (Aquatech inc.)	
	Aérateur: Atara Modèle ES	3,20				

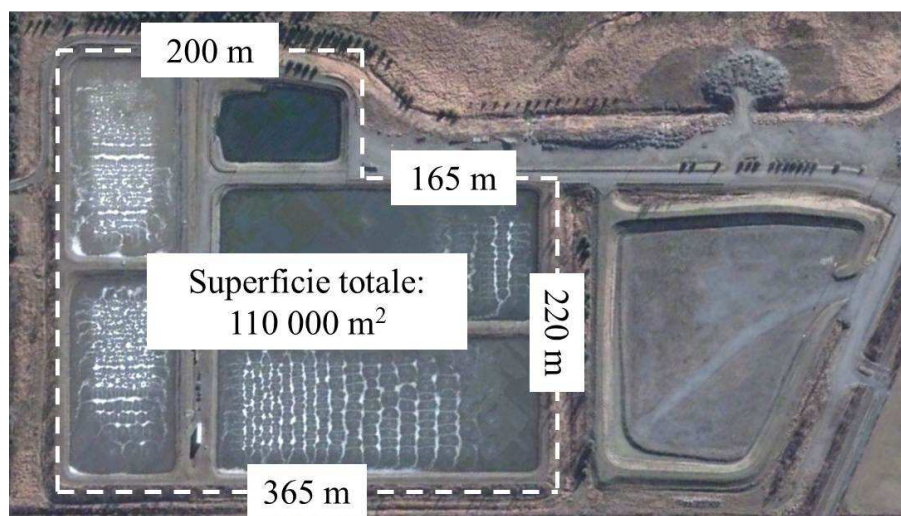


Figure A 1. Superficie du site des étangs

Tableau A 3. Quantités de matériel d'excavation et d'imperméabilisation des étangs

Élément	Unité	Numéro de l'étang					Source
		1	2	3	4	5	
Longueur du fond	m	107	107	192	192	65	Nadeau et coll. (1984)
Largeur du fond	m	45	45	65	65	30	
Pente des digues	(H/V)	3	3	3	3	3	
Longueur horizontale (H) des digues	m	16,5	16,5	16,5	16,5	14,5	
Épaisseur d'argile du fond	mm	300	900	300	300	300	
Épaisseur de gravier du fond	mm	300	300	300	300	300	
Épaisseur d'argile des digues	mm	600	600	600	600	600	
Épaisseur de gravier des digues	mm	300	300	300	300	300	
							<b>Total</b>
Volume total d'argile	m <sup>3</sup>	4617	7506	9108	9108	2327	32 666
Volume total de gravier	m <sup>3</sup>	3031	3031	6426	6426	1456	20 370
<b>Masse d'argile</b>	Tonne	78 398					
<b>Masse de gravier</b>	Tonne	40 740					
Élévation moyenne du sol avant excavation	m	166,6	165,4	165,0	163,0	164,2	
Élévation du fond après excavation	m	163,2	161,6	161,4	161,4	162,2	
<b>Volume excavé des étangs</b>	m <sup>3</sup>	29 940	32 187	68 041	43 274	10 620	184 063
<b>Matériel de déblai</b>	Tonne	47 904	51 500	108 865	69 239	16 993	294 501

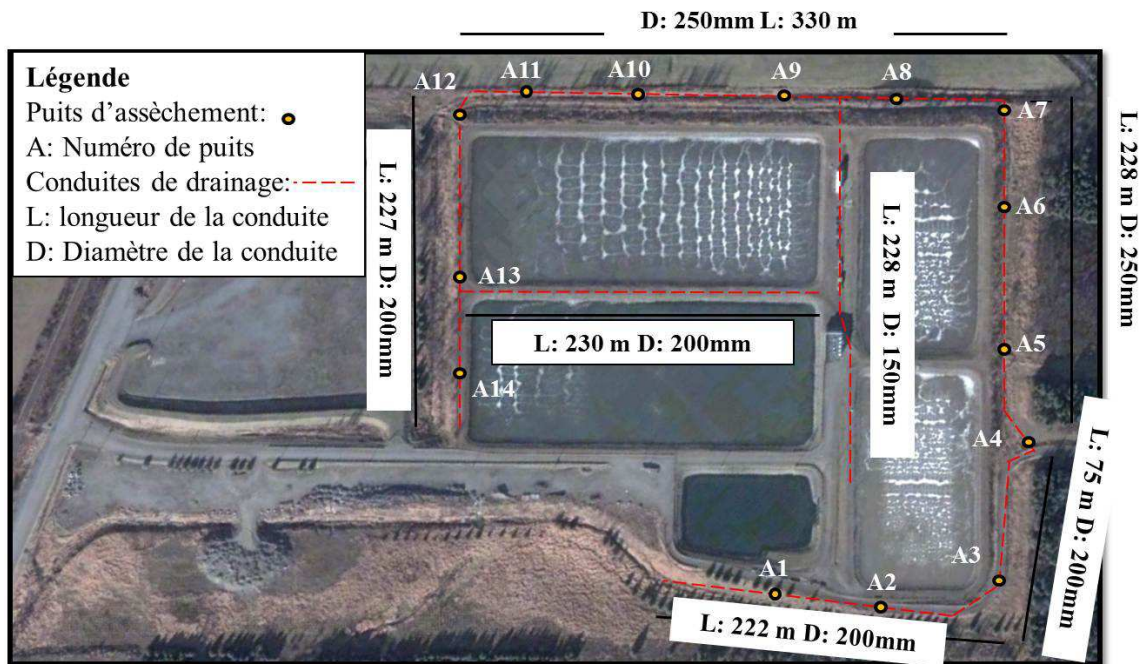


Figure A 2. Schéma du système de drainage du site de la STEP

Tableau A 4. Inventaire général lié à l'installation des conduites d'eau usée  
 (Tirée de Gagnon 2012)

Éléments	Longueur de conduite	Volume d'excavation	Sable et gravier	Matériel de déblai
Unité	m	m <sup>3</sup>	Tonne	Tonne
Valeur	1	4,1	1,37	2,36



Tableau A 5. Inventaires des matériaux nécessaires au système de drainage

Élément	Diamètre	Longueur totale	Masse unitaire moyenne <sup>a</sup>	Masse
	(mm)	(m)	(kg/m)	(Tonne)
Tuyaux d'acier ondulé galvanisé	500	66	32	2
	250	558	15	8
	200	754	11	8
	150	228	8	2
Géotextile	Aire		Masse unitaire	Masse
	(m <sup>2</sup> )		(kg/m <sup>2</sup> )	(Tonnes)
Aire de géotextile des conduites	1935		0,13	0,25
Aire de géotextile des puits	71			0,01
<b>Masse totale de géotextile (PEHD)</b>				0,26
<b>Masse totale d'acier</b>				21
<b>Masse de sable et gravier</b>				2200
<b>Masse de matériel de déblai</b>				3790
<b>Volume total d'excavation (m<sup>3</sup>)</b>			6585	-

a: les valeurs moyennes de la gamme de valeurs des masses unitaires du Tableau A 2 ont été employées

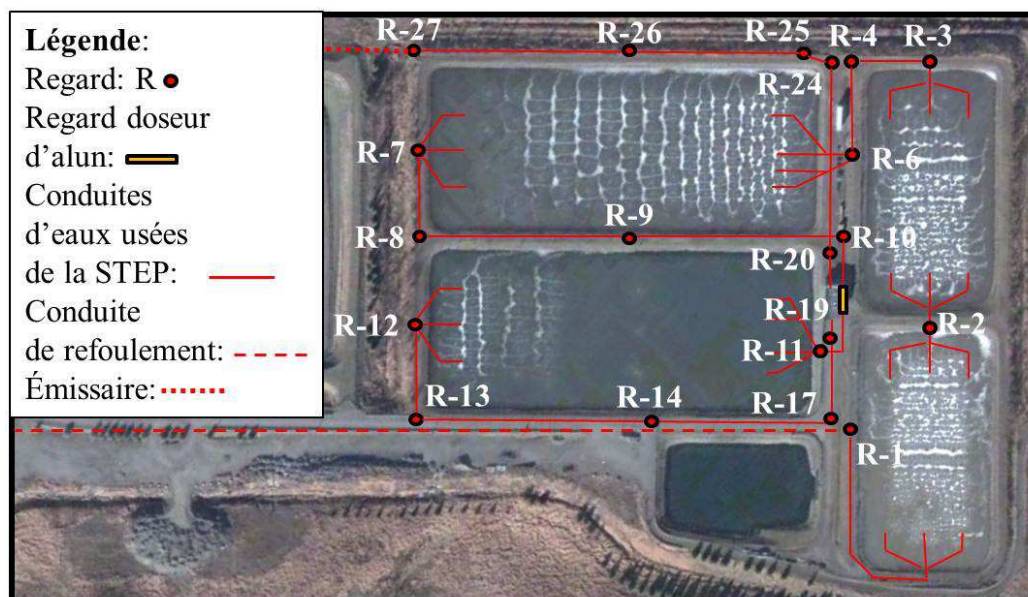


Figure A 3. Conduites et regards d'acheminement des eaux usées entre les étangs

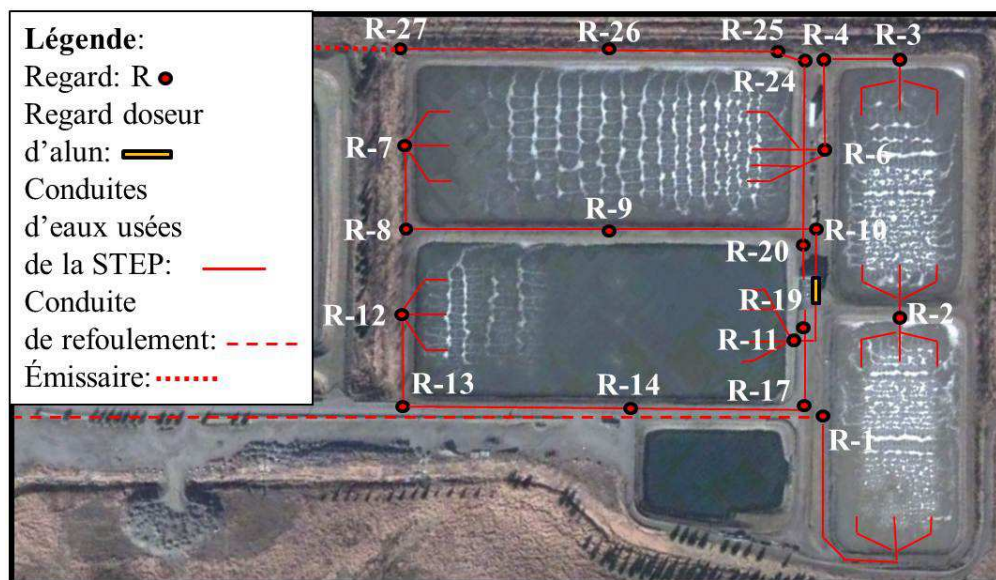


Figure A 4. Conduites et regards auxiliaires permettant le contournement des étangs

Tableau A 6. Inventaire des matériaux pour l'implantation des conduites d'eaux usées

Composante du système	Élément	Diamètre	Longueur totale	Masse unitaire	Masse
		(mm)	(m)	(kg/m)	(Tonnes)
STEP	Tuyaux de CPV	300	100	89	9
		400	80	141	11
		450	1111	179	198
		600	383	320	123
Émissaire		600	1300	320	416
Conduite de refoulement		450	3700	182	673
<b>Masse totale de CPV</b>					1431
<b>Masse de sable et gravier<sup>a</sup></b>					9179
<b>Masse de matériel de déblai<sup>a</sup></b>					15 812
<b>Volume total d'excavation<sup>a</sup> (m<sup>3</sup>)</b>				27 470	-

a : valeurs estimées à partir des données du Tableau A 4

Tableau A 7. Inventaire des matériaux nécessaires à la fabrication des regards

Inventaire de tiré de Gagnon (2012)	Élément	Valeur	Unité
	Regard de béton	1	unité
	Béton	4690	kg
	Armature d'acier	50	kg
	Escalier d'acier inoxydable	10	kg
	Couvercle et cadre de fonte	260	kg
Composante du système	Élément	Valeur	Unité
STEP	Nombre de regards de béton	29	unité
Émissaire		16	
<b>Masse totale de béton</b>		211	Tonnes
<b>Masse totale d'acier</b>		2	
<b>Masse totale d'acier inoxydable</b>		0,5	
<b>Masse totale de fonte</b>		12	

Tableau A 8. Inventaire des matériaux nécessaires à l'implantation du système d'aération

Élément	Matériau	Diamètre	Longueur totale	Masse unitaire	Masse
		(mm)	(m)	(kg/m)	(Tonnes)
Conduites d'aération en fond d'étang	PEHD	50	3143	1,50	4,7
		75	8502	2,50	21,3
Conduites d'aération principales	Acier inoxydable	100	208	16	3,3
		150	287	28	8,0
		200	295	43	12,7
		250	291	60	17,5
<b>Masse totale de PEHD</b>					26,0
<b>Masse totale d'acier inoxydable</b>					41,5
<b>Masse de sable et gravier<sup>a</sup></b>					1481
<b>Masse de matériel de déblai<sup>a</sup></b>					2551
<b>Volume total d'excavation<sup>a</sup> (m<sup>3</sup>)</b>				4432	-

a: ces valeurs ont été estimées à partir des valeurs unitaires du Tableau A 2.

Note: seules les conduites d'aération principales requièrent une installation avec excavation, car les conduites secondaires se situent en fond d'étang.

Tableau A 9. Inventaires des matériaux des aérateurs et de l'ancrage du système d'aération

Élément	Matériau	Quantité	-	Masse	Masse totale
		(unité)		(kg/unité)	(Tonne)
Aérateur statique Atara modèle #1218	PEHD	533	-	4,95	2,6
Aérateur statique Atara modèle ES		1214		3,20	3,9
Élément	Matériau	Quantité	Volume unitaire	Masse volumique	Masse totale
		(unité)	(m <sup>3</sup> )	(kg/m <sup>3</sup> )	(Tonne)
Bases de béton Atara modèle #1218	Béton	533	0,023	2400	29
Bases de béton Atara modèle ES		1214	0,029		84
Tiges d'acier inoxydable	Acier	1747	0,00009	7800	1,2
Tiges de plastique	PEHD	1747	0,0008	950	1,3
Base de béton des conduites en fond d'étang	Béton	903	0,017	2400	36,8
<b>Masse totale de PEHD</b>					<b>7,9</b>
<b>Masse totale de béton</b>					<b>151</b>
<b>Masse totale d'acier inoxydable</b>					<b>1</b>

a: l'installation des conduites requiert une base de béton ainsi que les ancrages associés par longueur de 2,4 m de conduite de diamètre de 75 mm et une base par longueur de 3,6 m de conduite de diamètre de 50 mm. Il est à noter que ces ratios bases-conduites incluent les bases déjà installées pour maintenir les aérateurs.

Tableau A 10. Estimation du volume de béton des planchers et dalle du bâtiment de service

Éléments	Valeur	Unité
Longueur du bâtiment	17	m
Largeur du bâtiment	10	m
Superficie du bâtiment	170	m <sup>2</sup>
Épaisseur de la dalle du sous-sol	200	mm
Épaisseur du plancher (rez de chaussé)	200	mm
<b>Volume total de béton</b>	<b>68</b>	<b>m<sup>3</sup></b>

Tableau A 11. Estimations des volumes de béton des murs du bâtiment de service

Nombre de murs	Longueur	Hauteur	Épaisseur	Volume de béton
	m	m	mm	m <sup>3</sup>
Dimensions des murs du sous-sol				
1	19,3	6,4	300	37
1	10	6,4	300	19
1	7,8	6,4	300	15
2	3,4	6,4	300	13
1	3,4	6,4	300	7
1	17,1	4,7	300	24
2	5,8	4,7	300	16
1	15,6	6,4	200	20
1	8,4	6,4	200	11
2	2,6	6,4	200	7
1	4	6,4	200	5
1	5,2	6,4	200	7
1	2,8	6,4	200	4
1	6,1	5,0	200	6
Dimensions des murs du rez-de-chaussée				
2	15	3,3	225	22
1	10	3,3	225	7
1	8,4	3,3	225	6
1	5,8	3,3	225	4
1	3	3,3	225	2
1	2,8	3,3	225	2
<b>Volume de béton total des murs</b>				235

Tableau A 12. Estimation du volume de béton des planchers et dalles du poste de pompage

Éléments	Valeur	Unité
Longueur du bâtiment	9	m
Largeur du bâtiment	7	m
Superficie du bâtiment	63	m <sup>2</sup>
Épaisseur de la dalle	750	mm
Épaisseur des 3 planchers des étages	300	mm
<b>Volume total de béton</b>	104	m <sup>3</sup>

Tableau A 13. Dimensions et volumes de béton des murs du poste de pompage

Nombre de murs	Longueur	Hauteur	Épaisseur	Volume de béton
	m	m	mm	m <sup>3</sup>
Dimensions des murs du sous-sol				
2	9	9,5	600	103
2	7	9,5	600	80
1	7	9,5	450	30
1	7	3,9	200	5
Dimensions des murs de béton du rez-de-chaussé				
2	7	4,1	200	11
1	9	4,1	200	7
<b>Volume de béton total des murs</b>				<b>237</b>

Tableau A 14. Assemblages d'Athena utilisés la modélisation des masses d'acier structurel

Élément	Types d'assemblage retenu	
	Nom en anglais	Nom en français
Dalles de sous-sol	Concrete footing foundation	Semelle de béton
Planchers	Concrete suspended slab floor	Plancher à dalle de béton suspendue
Murs	Concrete cast in place wall	Mur de béton coulé sur place
Toits	Web steel joist roof	Solive d'acier à âme ajourée

Tableau A 15. Matériaux, énergie et volumes d'excavation des bâtiments

Élément	STEP: Bâtiment de service	Poste de pompage	Somme	Unité
Longueur	17	9	-	m
Largeur	10	7		m
Profondeur sous le sol	6,5	10		m
Volume total de béton	303	341	644	m <sup>3</sup>
Masse totale d'acier	12	10	22	Tonne
Diesel pour la construction	85 400	10 800	96 200	MJ
Volume excavé <sup>a</sup>	3315	1890	5205	m <sup>3</sup>
Matériel de déblai	1768	1008	2776	Tonne

a: estimé trois fois supérieur au volume du bâtiment sous le sol pour tenir compte des pentes des tranchées

Tableau A 16. Matériaux de fabrication des équipements mécaniques

Élément	Équipement	Nombre	Marque	Modèle/type	Masse	Unité	Matériaux
STEP	Moteurs des compresseurs des soufflantes	5	Toshiba, Houston	Fr. 404 TS	605	Kg	Acier, cuivre
	Soufflante et support	5	Hoffman	741 Série, modèle 74107	1705	Kg	Fonte
Poste de pompage	Pompes	3	Abs	AFP2002 ME 1500/4-61.60	1630	Kg	Acier, Cuivre
Élément	Équipement	Diamètre (mm)	Longueur totale (m)		Masse	Unité	Matériau
Poste de pompage	Tuyauterie intérieure	200	6		55	kg/m	Fonte
		450	19		171	kg/m	
<b>Masse totale d'acier</b>					6,3	Tonnes	
<b>Masse totale de cuivre</b>					1,6	Tonnes	
<b>Masse totale de fonte</b>					12,1	Tonnes	

## Annexe B. Inventaire de la phase d'opération

Tableau B 1. Compilation des durées de débordement du poste de pompage principal

Année	2007					2008					Légende
Mois	Causes de débordement				Total	Causes de débordement				Total	
	P	F	U	A		P	F	U	A		
Durée mensuelle de débordement (h)											
Janvier	40	17	76	0	133	71	155	18	0	243	P: pluie
Février	0	0	41	0	41	0	0	331	0	331	
Mars	42	137	0	0	179	0	0	0	0	0	F: fonte
Avril	185	236	0	0	421	0	543	0	0	543	
Mai	22	97	0	0	119	0	0	0	0	0	U: urgence (débordements lors de bris ou de maintenance du poste de pompage)
Juin	41	0	0	0	41	120	0	0	0	120	
Juillet	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5	A: autre (débordements lors de nettoyage du poste de pompage)
Août	0	0	0	0	0	117	0	80	0	197	
Septembre	0	0	8	0	8	0	0	25	0	25	
Octobre	6	0	0	0	6	0	0	0	0	0	
Novembre	28	81	0	0	109	0	0	31	0	31	
Décembre	363	569	125	0	1056	0	0	3	0	3	
Total annuel	725	1137	249	0	<b>2111</b>	308	698	493	0	<b>1498</b>	
% annuel du temps de débordement					<b>24 %</b>					<b>17 %</b>	



Tableau B1. Compilation des durées de débordement du poste de pompage principal (suite)

Année	2009					2010					2011				
Mois	Causes de débordement				Total	Causes de débordement				Total	Causes de débordement				Total
	P	F	U	A		P	F	U	A		P	F	U	A	
	Durée mensuelle de débordement (h)														
Janvier	0	0	32	0	32	0	0	16	0	16	0	0	13	0	13
Février	0	0	34	0	34	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6
Mars	0	0	0	0	0	0	60	0	0	60	0	108	0	0	108
Avril	0	307	0	0	307	0	96	0	0	96	0	214	0	0	214
Mai	76	0	0	0	76	0	0	129	0	129	66	209	8	15	298
Juin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	12
Juillet	212	0	0	0	212	28	0	0	0	28	0	0	14	0	14
Août	0	0	0	0	0	0	0	12	0	12	52	0	36	0	88
Septembre	78	0	0	0	78	24	0	0	0	24	54	0	91	0	145
Octobre	0	0	72	0	72	157	0	6	0	163	0	0	72	0	72
Novembre	0	0	10	0	10	99	0	0	0	99	0	0	6	0	6
Décembre	0	53	18	0	71	0	42	47	0	89	0	5	0	0	5
<b>Total</b>	<b>366</b>	<b>360</b>	<b>166</b>	<b>0</b>	<b>892</b>	<b>308</b>	<b>198</b>	<b>210</b>	<b>0</b>	<b>716</b>	<b>172</b>	<b>536</b>	<b>258</b>	<b>15</b>	<b>981</b>
% annuel du temps de débordement					<b>10 %</b>					<b>8 %</b>					<b>11 %</b>

Tableau B 2. Concentration et charges de l'affluent lors des échantillonnages (DCO, DBO<sub>5</sub>, MeS)

Affluent		Année					Somme	
Éléments	Unité	2007	2008	2009	2010	2011		
Nombre d'échantillons	-	58	50	61	63	57	289 <sup>a</sup>	
Débit	Moy.	(m <sup>3</sup> /d)	7840	7851	8041	8107	8570	8082
	Max.		14491	15006	13342	16359	18269	15493
Concentration en DCO	Moy.	(mg/L)	543	551	453	431	429	481
	Min.		214	130	148	94	101	137
	Max.		963	991	939	825	800	904
Charge en DCO <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	4022	4017	3525	3286	3438	3657
	Min.		998	1207	1416	1110	1505	1247
	Max.		6254	7240	10 415	6333	5210	7090
Concentration en DBO <sub>5</sub>	Moy.	(mg/L)	251	246	215	196	186	219
	Min.		66	56	77	45	61	61
	Max.		566	480	500	451	332	466
Charge en DBO <sub>5</sub> <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	1841	1781	1706	1466	1492	1657
	Min.		522	517	857	441	549	577
	Max.		4085	3164	6055	2983	2777	3813
Concentration en MeS	Moy.	(mg/L)	155	146	130	163	180	155
	Min.		48	38	55	28	86	51
	Max.		340	246	300	416	342	329
Charge en MeS <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	1146	1070	1012	1269	1515	1203
	Min.		224	570	428	413	678	463
	Max.		2275	1769	2422	3161	3359	2597

a : nombre total d'échantillons

b : les charges moyennes ne correspondent pas au produit du débit moyen par la concentration moyenne, mais plutôt à la moyenne des charges calculées lors des échantillonnages.

Tableau B 3. Concentration et charges de l'effluent lors des échantillonnages (DCO, DBO<sub>5</sub>, MeS)

Effluent		Année					Moyenne	
Éléments	Unité	2007	2008	2009	2010	2011		
Nombre d'échantillons		-	58	50	61	63	57	289 <sup>a</sup>
Débit	Moy.	(m <sup>3</sup> /d)	7840	7851	8041	8107	8570	8082
	Max.		14491	15006	13342	16359	18269	15493
Concentration en DCO	Moy.	(mg/L)	61	57	57	57	59	58
	Min.		20	19	13	16	23	18
	Max.		138	102	108	100	106	111
Charge en DCO <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	482	447	460	471	491	470
	Min.		181	167	107	84	188	145
	Max.		1569	1261	1293	1367	1713	1441
Concentration en DBO <sub>5</sub>	Moy.	(mg/L)	13	12	13	15	11	13
	Min.		3	2	4	5	2	3
	Max.		35	25	33	31	28	30
Charge en DBO <sub>5</sub> <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	102	93	106	119	88	102
	Min.		20	16	30	27	19	22
	Max.		315	232	272	397	234	290
Concentration en MeS	Moy.	(mg/L)	15	13	15	15	14	14
	Min.		4	5	5	5	3	4
	Max.		42	25	34	39	35	35
Charge en MeS <sup>b</sup>	Moy.	(kg/d)	117	103	114	128	112	115
	Min.		24	31	35	24	25	28
	Max.		420	244	272	620	303	372

a : nombre total d'échantillons

b : les charges moyennes ne correspondent pas au produit du débit moyen par la concentration moyenne, mais plutôt à la moyenne des charges calculées lors des échantillonnages.

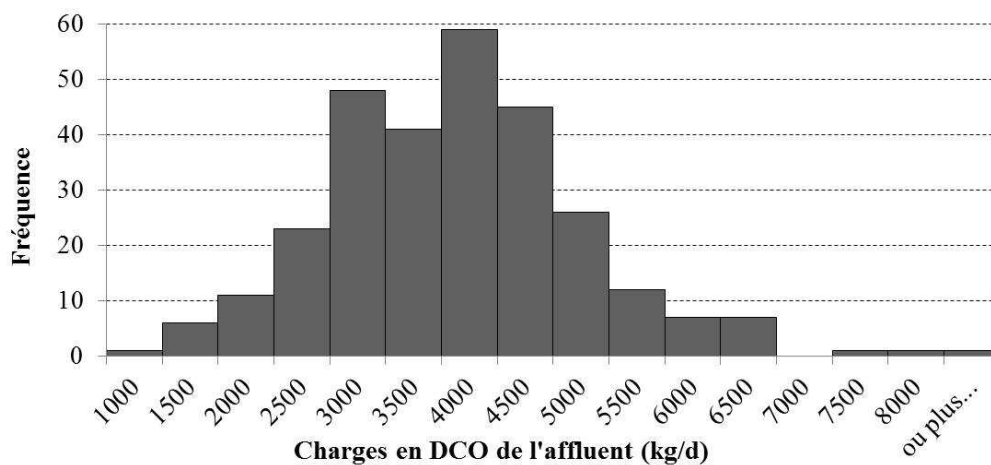


Figure B 1. Distribution des mesures de charges journalières en DCO de l'affluent

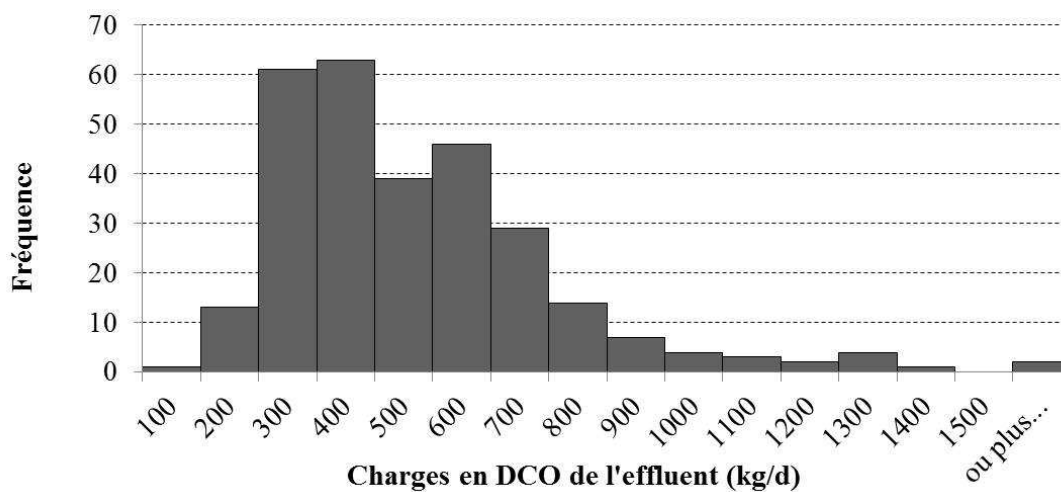


Figure B 2. Distribution des mesures de charges journalières en DCO de l'effluent

Tableau B 4. Concentrations et charges (phosphore total et azote ammoniacal total)

Éléments		Unité	Année					Moyenne
			2007	2008	2009	2010	2011	
<b>Affluent</b>								
Nombre d'échantillons			31	28	33	39	43	174 <sup>a</sup>
Concentration en Ptot	Moy.	(mg/L)	3,7	3,1	3,0	1,9	2,5	2,9
	Min.		0,7	1,2	0,5	0,6	1,1	0,8
	Max.		6,3	5,0	7,9	4,2	5,5	5,8
Charge en Ptot	Moy.	(kg/d)	26	23	24	14	21	22
	Min.		6	15	4	4	11	8
	Max.		43	32	57	32	47	42
<b>Effluent</b>								
Nombre d'échantillons		-	31	28	33	39	49	180 <sup>a</sup>
Concentration en phosphore total	Moy.	(mg/L)	0,8	0,6	0,6	0,4	0,7	0,6
	Min.		0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
	Max.		1,4	1,1	1,6	1,4	3,0	1,7
Charge en phosphore total	Moy.	(kg/d)	5,5	4,2	4,9	3,4	5,5	4,7
	Min.		1,7	1,4	0,8	0,5	1,7	1,2
	Max.		11,9	8,3	9,4	11,8	18,5	12,0
Concentration en azote ammoniacal total	Moy.	(mgN/L)	11	7	10	8	9	9
	Min.		4	0	2	0	2	2
	Max.		27	15	15	15	15	17
Charge en azote ammoniacal total	Moy.	(kgN/d)	84	60	78	68	75	73
	Min.		28	0	16	1	15	12
	Max.		217	172	157	207	149	180

a : nombre total d'échantillons

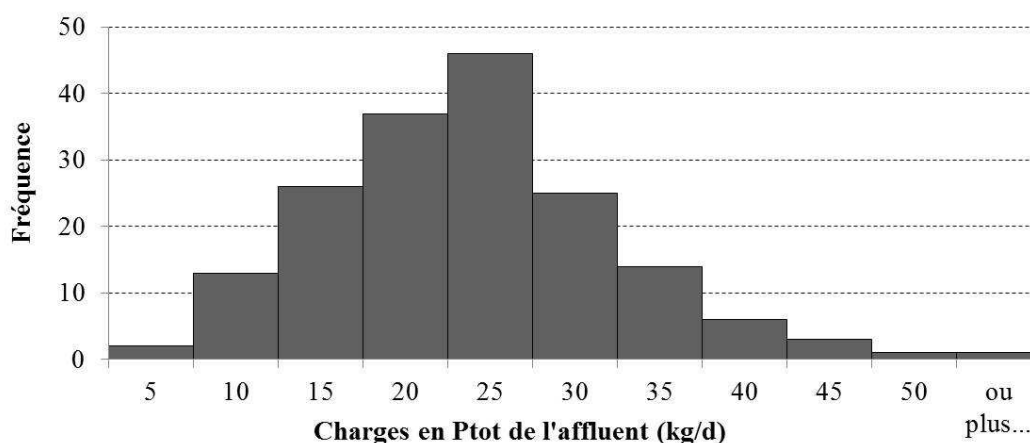


Figure B 3. Distribution des mesures de charges journalières en Ptot de l'affluent

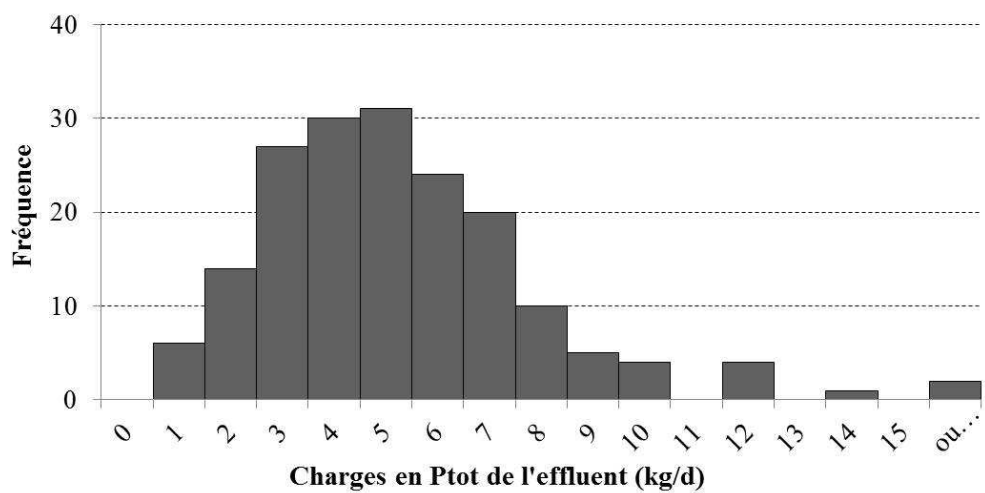


Figure B 4. Distribution des mesures de charges journalières en Ptot de l'effluent

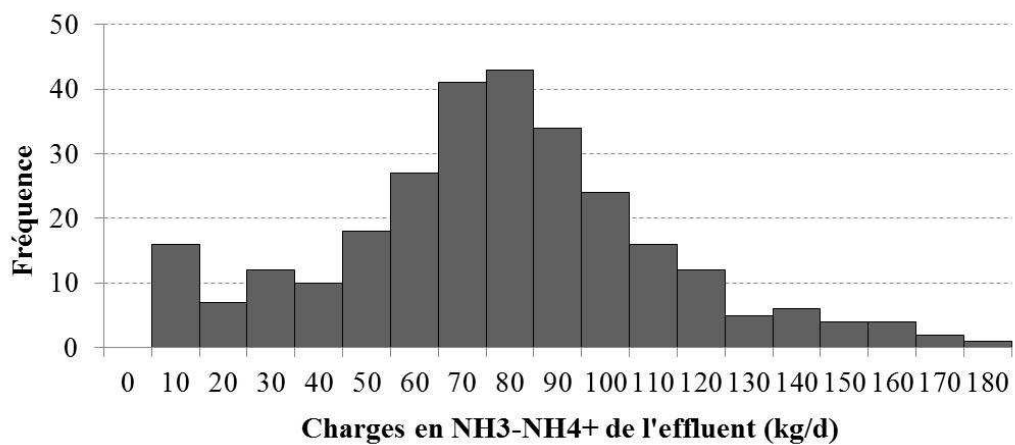


Figure B 5. Distribution des mesures de charges journalières de NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de l'effluent

Tableau B 5. Paramètres complémentaires de suivi de l'effluent provenant du SOMAE

Éléments		Unité	Année					Moyenne
			2007	2008	2009	2010	2011	
Nombre d'échantillons		-	49	42	52	50	49	242 <sup>a</sup>
Concentration en orthophosphate	Moy.	(mg/L)	0,8	0,8	0,8	0,9	0,4	0,7
	Min.		0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1
	Max.		2,7	2,0	3,9	3,1	2,2	2,8
Charge en orthophosphate	Moy.	(kg/d)	6	6	6	7	4	6
	Min.		1,0	0,4	1,0	0,1	0,1	0,5
	Max.		23	23	24	36	14	24
Nombre d'échantillons		-	58	50	59	60	56	283 <sup>a</sup>
pH	Moy.	(-)	7,3	7,3	7,5	7,2	7,1	7,3
	Min.		6,7	6,8	6,8	6,6	6,6	6,7
	Max.		8,1	7,9	7,9	7,9	7,8	7,9
Température	Moy.	(-)	12	11	10	13	12	11
	Min.		1	1	1	1	1	1
	Max.		30	24	25	28	28	27
Oxygène dissout	Moy.	(mg O <sub>2</sub> /L)	7	8	7	9	7	8
	Min.		1	4	1	6	1	3
	Max.		12	12	12	13	10	12

a : nombre total d'échantillons

Tableau B 6. Résultats des analyses supplémentaires de l'azote et du phosphore de l'affluent

Date	Débit m <sup>3</sup> /d	NTK		NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		Norg <sup>a</sup>		Nitrate		Nitrite		Ptot	
		mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg P /L	kg/d
LD	-	0,2		0,5	-	-	-	0,02	-	0,02	-		
2011-02-16	5298	17,0	90	10,0	53	7,0	37	-	-	-	-	2,1	11,1
2011-03-17	8362	16,0	134	11,0	92	5,0	42	0,16	1,3	0,06	0,5	1,9	15,9
2011-04-07	11118	12,0	133	6,5	72	5,5	61	0,03	0,3	<0,02	0,2	1,2	13,3
2011-04-21	11530	9,2	106	2,8	32	6,4	74	0,03	0,3	<0,02	0,2	2	23,1
2011-05-12	8157	7,0	57	4,5	37	2,5	20	0,02	0,2	<0,02	0,2	-	
2011-05-18	14383	6,9	99	3,2	46	3,7	53	0,06	0,9	<0,02	0,3	1,1	15,8
2011-06-29	9566	18,0	172	6,9	66	11,1	106	0,02	0,2	<0,02	0,2	2,5	23,9
2011-07-14	7211	20,0	144	9,4	68	10,6	76	0,11	0,8	<0,02	0,1	2,5	18,0
2011-07-28	6841	13,0	89	2,1	14	10,9	75	0,13	0,9	0,03	0,2	1,8	12,3
2011-08-03	6534	15,0	98	8,0	52	7,0	46	0,09	0,6	<0,02	0,1	2,2	14,4
2011-08-25	7274	19,0	138	7,5	55	11,5	84	0,08	0,6	<0,02	0,1	3,4	24,7
2011-09-07	14140	9,8	139	2,8	40	7,0	99	0,03	0,4	<0,02	0,3	1,1	15,6
2011-09-22	9311	17,0	158	0,7	7	16,3	151	0,04	0,4	<0,02	0,2	2,4	22,3
2011-10-13	9004	19,0	171	6,8	61	12,2	110	0,04	0,4	<0,02	0,2	2,4	21,6
2011-10-31	6702	22,0	147	12,0	80	10,0	67	0,03	0,2	<0,02	0,1	3,9	26,1
2011-11-10	6856	25,0	171	12,0	82	13,0	89	0,05	0,3	<0,02	0,1	4,3	29,5
2011-11-30	7144	17,0	121	9,5	68	7,5	54	<0,02	0,1	<0,02	0,1	2,3	16,4
2011-12-08	8353	22,0	184	11,0	92	11,0	92	0,04	0,3	<0,02	0,2	2,7	22,6
2011-12-15	7404	21,0	155	11,0	81	10,0	74	0,03	0,2	<0,02	0,1	2,7	20,0
Moyenne	8694	16,1	132	7,2	58	8,9	74	0,06	0,5	<0,02	0,2	2,4	19,3
Minimum	5298	6,9	57	0,7	7	2,5	20	0,02	0,1	<0,02	0,1	1,1	11,1
Maximum	14383	25	184	12	92	16,3	151	0,16	1	0,06	0,5	4	29,5

a: valeurs calculées: Norg=NTK-(NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)



Tableau B 7. Résultats des analyses supplémentaires de l'azote et du phosphore de l'effluent

Date	Débit m <sup>3</sup> /d	NTK		NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		Norg <sup>a</sup>		Nitrate		Nitrite		Ptot	
		mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg N /L	kg /d	mg N /L	kg/d	mg N /L	kg/d	mg P /L	kg/d
LD	-	0,2		0,5	-	-	-	0,02	-	0,02	-		
2011-02-16	5298	15,0	79	12,0	64	3,0	16	-	-	-	-	0,91	4,8
2011-03-17	8362	14,0	117	12,0	100	2,0	17	0,04	0,3	0,05	0,4	1,1	9,2
2011-04-07	11118	10,0	111	7,2	80	2,8	31	0,14	1,6	0,09	1,0	0,69	7,7
2011-04-21	11530	6,7	77	6,2	71	0,5	6	0,22	2,5	0,1	1,2	-	-
2011-05-12	8157	4,1	33	4,8	39	<b>-0,7<sup>b</sup></b>	<b>0</b>	<0,02	0,2	0,2	1,6	-	-
2011-05-18	14383	6,5	93	5,9	85	0,6	9	0,23	3,3	0,13	1,9	0,20	2,9
2011-06-29	9566	14,0	134	12,0	115	2,0	19	0,27	2,6	0,16	1,5	0,26	2,5
2011-07-14	7211	15,0	108	10,0	72	5,0	36	1,7	12,3	0,02	0,1	0,43	3,1
2011-07-28	6841	13,0	89	10,0	68	3,0	21	3,2	21,9	2,1	14	0,25	1,7
2011-08-03	6534	9,4	61	8,0	52	1,4	9	7,1	46,4	1,1	7,2	0,2	1,3
2011-08-25	7274	4,3	31	2,1	15	2,2	16	10	72,7	0,79	5,7	0,37	2,7
2011-09-07	14140	4,8	68	3,4	48	1,4	20	8,5	120	0,69	9,8	0,23	3,3
2011-09-22	9311	8,8	82	5,7	53	3,1	29	2,6	24,2	0,25	2,3	0,29	2,7
2011-10-13	9004	8,9	80	7,1	64	1,8	16	3,0	27,0	0,71	6,4	0,47	4,2
2011-10-31	6702	12,0	80	10,0	67	2,0	13	1,2	8,0	0,13	0,9	0,42	2,8
2011-11-10	6856	15,0	103	11,0	75	4,0	27	0,79	5,4	0,06	0,4	0,72	4,9
2011-11-30	7144	15,0	107	13,0	93	2,0	0	0,68	4,9	0,05	0,4	0,4	2,9
2011-12-08	8353	16,0	134	13,0	109	3,0	25	0,45	3,8	0,04	0,3	0,66	5,5
2011-12-15	7404	21,0	155	12,0	89	9,0	67	0,23	1,7	0,03	0,2	0,94	7,0
Moyenne	8694	11,2	92	8,7	72	2,5	20	2	19,9	0,4	3,1	0,5	4,1
Minimum	5298	4,1	31	2,1	15	<b>-0,7</b>	<b>0</b>	0,04	0,2	0,02	0,1	0,2	1,3
Maximum	14383	21,0	155	13,0	115	9,0	67	10	120	2,1	14	1	9,2

a: valeurs calculées: Norg=NTK-(NH<sub>3</sub>-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

b: valeur aberrante, charge associée estimée égale à zéro

Tableau B 8. Mesures de volume, de siccité et évaluation des masses de boues

Paramètres	unités	Numéro d'étang				Moyenne	Somme
		1	2	3	4		
Nombre d'échantillons prélevés	unité	inconnu	6	6	6	-	-
Volume total de boue mesurée	m <sup>3</sup>	1639	3326	5116	7902	4496	17 983
Siccité des boues	%	10,28	8,92	9,71	4,03	8	-
Masse de boues sèches	Tonne b.s.	168	297	497	318	320	1280

Tableau B 9. Masses et siccité des boues vidangées de 2005 à 2007

Numéro d'étang	Siccité moyenne	Masse des boues vidangées	Masse sèche des boues vidangées
	(%)	Tonnes	(Tonne m.s.)
4	20,6	1246	257
3	21,6	1009	219
2	23,3	1016	236
Inconnu	25,3	1454	357
Inconnu	28,5	1424	373
Moyenne	23,4	-	-
Somme	-	6149	1441

Tableau B 10. Suivi mensuel de la consommation électrique de la STEP

Année	2007	2008	2009	2010	2011
Mois	Consommation électrique totale de la STEP (kWh)				
Janvier	136 560	198 240	144 240	145 680	120 480
Février	132 000	195 600	138 548	135 840	118 320
Mars	146 400	201 600	146 160	155 040	131 760
Avril	144 000	156 000	129 360	172 402	134 880
Mai	180 240	193 920	179 760	181 440	146 996
Juin	209 040	270 480	181 680	185 280	187 564
Juillet	215 260	217 920	189 120	172 560	217 920
Août	202 080	219 840	190 320	177 840	212 640
Septembre	209 760	215 280	231 600	160 320	261 360
Octobre	212 400	219 713	224 160	182 640	198 240
Novembre	201 120	185 280	180 720	122 640	185 280
Décembre	195 360	140 400	176 400	121 920	186 960
Total	2 184 220	2 414 273	2 112 068	1 913 602	2 102 400
Volume annuel traité (m <sup>3</sup> )	2 910 914	2 721 442	2 996 812	2 851 058	3 028 268
Flux de référence (kWh/m <sup>3</sup> )	0,75	0,89	0,70	0,67	0,69
Flux de référence (kWh/m <sup>3</sup> )	Moyenne	Minimum	Maximum		
	0,742	0,671	0,887		

Tableau B 11. Suivi mensuel de la consommation électrique du poste de pompage

Année	2007	2008	2009	2010	2011
Mois	Consommation électrique totale du poste de pompage (kWh)				
Janvier	54 720	57 120	43 200	47 040	39 840
Février	36 960	27 120	39 792	34 560	33 360
Mars	60 720	43 680	61 680	54 240	65 520
Avril	79 210	76 560	75 360	48 000	76 320
Mai	66 660	35 040	55 680	41 280	62 676
Juin	49 200	43 680	61 920	39 360	42 958
Juillet	45 120	58 800	71 040	35 520	35 966
Août	45 120	53 280	55 200	33 360	38 880
Septembre	43 440	40 800	44 880	34 800	60 720
Octobre	53 520	42 780	44 400	51 600	45 360
Novembre	57 120	42 000	50 160	44 640	37 200
Décembre	51 600	49 440	33 600	43 440	44 400
Total	643 390	570 300	636 912	507 840	583 200
Volume annuel traité (m <sup>3</sup> )	2 910 914	2 721 442	2 996 812	2 851 058	3 028 268
Flux de référence (kWh/m <sup>3</sup> )	0,221	0,210	0,213	0,178	0,193
Flux de référence (kWh/m <sup>3</sup> )	Moyenne	Minimum	Maximum		
	0,203	0,178	0,221		

Tableau B 12. Suivi mensuel de la consommation d'alun de la STEP

Année	2007	2008	2009	2010	2011
Mois	Consommation d'alun (kg m.s. (Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·14H <sub>2</sub> O))				
Janvier	0	0	0	0	0
Février	0	0	0	0	0
Mars	0	0	0	0	0
Avril	0	0	4086	0	0
Mai	11 164	9447	9726	5287	6399
Juin	8557	14 221	8091	9856	11 197
Juillet	10 902	8853	10 853	9521	5149
Août	9668	14 711	8026	7730	5108
Septembre	12 104	4421	4086	5557	3297
Octobre	14 008	5640	3514	7192	5149
Novembre	1773	1471	1716	300	168
Décembre	0	0	0	0	0
Total	68 176	58 764	50 098	45 443	36 467
Volume annuel traité (m <sup>3</sup> )	2 910 914	2 721 442	2 996 812	2 851 058	3 028 268
Flux de référence (kg m.s./m <sup>3</sup> )	0,023	0,022	0,017	0,016	0,012
Flux de référence (kg m.s./m <sup>3</sup> )	Moyen	Minimum	Maximum		
	0,0179	0,0120	0,0234		

m.s. masse sèche

Tableau B 13. Calculs des flux de référence de transports pour le suivi et des matériaux de remplacement des équipements

Éléments de l'inventaire	Unité	Valeur
Distance de transport de l'alun	km	270
Flux de référence de la masse moyenne d'alun transportée (correspond au double de la masse d'alun utilisée)	kg/m <sup>3</sup>	0,0359
Flux de référence du transport de l'alun	kg*km/m <sup>3</sup>	9,7
Distance déplacement des employés pour le suivi et la maintenance (aller-retour)	km	14
Fréquence des déplacements pour le suivi et la maintenance	fois/semaine	3
Nombre de personnes nécessaires	personne	1
Volume annuel moyen traité	m <sup>3</sup> /an	2,9E+06
Flux de référence du transport pour le suivi et la maintenance	personne*km/m <sup>3</sup>	0,00075
Matériaux de fabrication des équipements (Source: tableau)		
Masse totale d'acier des équipements remplacés	Tonnes	6,3
Masse totale de cuivre des équipements remplacés	Tonnes	1,6
Masse totale de fonte des équipements remplacés	Tonnes	12,1
Volume d'eaux usées durant la durée de vie des équipements (20 ans)	m <sup>3</sup>	6E+07
Flux de référence des matériaux de fabrication des équipements		
Masse d'acier des équipements remplacés	g/m <sup>3</sup>	0,11
Masse de cuivre des équipements remplacés		0,027
Masse de fonte des équipements remplacés		0,21

Tableau B 14. Processus représentant la production de l'électricité du Québec

Source d'énergie	Nom du processus	Electricity mix - Qc U	
	Auteur	Anne Ledroit du CIRAIG	
	Date de création	20-nov-06	
	Liste des processus de la base de données Ecoinvent employés	Valeur (kWh)	Contribution relative
Hydraulique	Electricity, hydropower, at run-of-river power plant/CH U	0,2983185	95,1%
	Electricity, hydropower, at reservoir power plant, alpine region/RER U	0,4741628	
	Electricity, hydropower, at reservoir power plant, non alpine regions/RER U	0,1756783	
	Electricity, hydropower, at run-of-river power plant/RER U	0,0032525	
Nucléaire	Electricity, nuclear, at power plant boiling water reactor/DE U	0,0318876	3,2%
Combustibles fossiles	Electricity, hard coal, at power plant/HR U	0,0071972	1,5%
	Electricity, oil, at power plant/DE U	0,0009503	
	Electricity, oil, at power plant/DE U	0,0000057	
	Electricity, oil, at power plant/DE U	0,001643	
	Electricity, industrial gas, at power plant/BE U	0,0047981	
Autre	Electricity, at cogen ORC 1400kWth, wood, allocation energy/CH U	0,0000067	0,2%
	Electricity, at wind power plant 800kW/RER U	0,00210	
<b>Total</b>		<b>1,00</b>	<b>100%</b>

Tableau B 15. Processus représentant la production de l'alun au Québec

(Source : Lopez 2010)

Nom du processus	Alun (4,33% Al) Qc	
Liste des processus de la base de données Ecoinvent employés	Valeur	Unité
Water, process, unspecified natural origin/kg	1,1193	kg
Sulphuric acid, liquid, at plant/Qc <sup>a</sup>	0,2561	kg
Aluminium hydroxide, at plant/Qc <sup>a</sup>	0,1276	kg
Electricity mix/Qc U	0,0166	kWh

a: processus créés à partir des processus Ecoinvent du même nom à l'intérieur desquels, le processus de production d'électricité a été remplacé par le processus Electricity mix - Qc U du Tableau B 14

## Annexe C. ACVI

Tableau C 1. Contribution relative des éléments de l'ICV de la phase de construction du système

CI	Unité	Total	CPV		Acier inoxydable		Béton		Acier		Transport des matériaux		Excavation		Cuivre	
			VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	4E+06	3E+06	<b>77%</b>	2E+05	5%	3E+05	7%	8E+04	2%	9E+04	3%	1E+05	3%	3E+03	0%
Ozone	kg CFC-11eq	6E-02	1E-03	2%	1E-02	18%	8E-03	15%	3E-03	6%	2E-02	<b>28%</b>	1E-02	27%	2E-04	0%
ToxHum	kg 1,4-DB eq	7E+05	3E+05	<b>37%</b>	1E+05	18%	2E+04	3%	6E+04	8%	1E+04	2%	9E+03	1%	2E+05	25%
OxyPhoto	kg NMVOC	2E+04	1E+04	<b>75%</b>	6E+02	4%	5E+02	3%	3E+02	1%	1E+03	5%	2E+03	9%	5E+01	0%
MatPart	kg PM10 eq	5E+03	3E+03	<b>52%</b>	9E+02	19%	2E+02	4%	2E+02	5%	2E+02	5%	5E+02	10%	7E+01	1%
RIon	kg U235 eq	1E+05	2E+03	2%	4E+04	<b>39%</b>	3E+04	26%	1E+04	12%	8E+03	8%	4E+03	5%	9E+02	1%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	1E+04	7E+03	<b>66%</b>	9E+02	8%	4E+02	4%	2E+02	2%	6E+02	5%	1E+03	9%	2E+02	2%
EutED	kg P eq	5E+02	2E+02	<b>41%</b>	1E+02	21%	1E+01	3%	5E+01	9%	1E+01	3%	2E+01	3%	8E+01	15%
EutMar	kg N eq	6E+02	4E+02	<b>70%</b>	4E+01	6%	2E+01	3%	1E+01	2%	3E+01	5%	6E+01	9%	7E+00	1%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	2E+02	9E+01	<b>51%</b>	3E+01	18%	6E+00	3%	9E+00	5%	1E+01	6%	1E+01	6%	8E+00	5%
EcotoxED		2E+04	4E+03	17%	1E+04	<b>63%</b>	3E+02	1%	1E+03	5%	2E+02	1%	2E+02	1%	2E+03	8%
EcotoxMar		2E+04	3E+03	12%	1E+04	<b>67%</b>	3E+02	1%	1E+03	5%	2E+02	1%	3E+02	1%	2E+03	9%
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	1E+04	1E+02	1%	5E+03	<b>47%</b>	2E+03	17%	2E+03	18%	3E+02	3%	2E+02	2%	2E+02	1%
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	7E+03	4E+02	5%	3E+03	<b>41%</b>	1E+03	19%	6E+02	9%	1E+03	14%	2E+02	3%	3E+02	4%
TrTerNat	m <sup>2</sup>	1E+05	-2E+00	0%	2E+01	0%	3E+01	0%	1E+01	0%	3E+01	0%	6E+01	0%	2E+00	0%
RésEau	m <sup>3</sup>	2E+04	1E+04	<b>70%</b>	1E+03	6%	3E+03	14%	9E+02	4%	4E+02	2%	2E+02	1%	9E+01	9%
RésMét	kg Fe eq	7E+05	4E+03	1%	6E+05	<b>80%</b>	4E+03	1%	5E+04	7%	4E+03	1%	6E+03	1%	5E+04	7%
RésCFos	kg oil eq	2E+06	2E+06	<b>86%</b>	6E+04	3%	3E+04	1%	3E+04	1%	4E+04	2%	4E+04	2%	9E+02	0%
Contribution relative moyenne				<b>37%</b>		26%		7%		6%		5%		5%		5%

CI : catégorie d'impact; VA : valeur absolue; VR : valeur relative;

Note : Les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact

Tableau C 2. Contribution relative des éléments de l'ICV de la phase d'opération

Catégorie d'impact	Unité	Impact total de la phase d'opération	Production de l'électricité		Émissions potentielles directes (CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> )		Production de l'alun		Production du cuivre (remplacement des équipements)	
			VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	1,4E-01	2,4E-02	17%	1,1E-01	<b>80%</b>	2,1E-03	1%	5,7E-05	0%
Ozone	kg CFC-11 eq	3,2E-09	2,4E-09	<b>74%</b>	0	0%	2,6E-10	8%	4,4E-12	0%
ToxHum	kg 1,4-DB eq	1,0E-02	4,5E-03	<b>45%</b>	0	0%	1,3E-03	13%	3,3E-03	34%
OxyPhoto	kg NMVOC	1,4E-04	5,9E-05	<b>41%</b>	5,0E-05	35%	1,6E-05	11%	1,0E-06	1%
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-04	3,4E-05	8%	3,5E-04	<b>85%</b>	2,1E-05	5%	1,4E-06	0%
RIon	kg U235 eq	3,2E-02	3,1E-02	<b>98%</b>	0	0%	2,6E-04	1%	1,6E-05	0%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	2,8E-03	6,1E-05	2%	2,7E-03	<b>95%</b>	6,9E-05	2%	3,7E-06	0%
EutED	kg P eq	8,1E-06	4,4E-06	<b>55%</b>	0	0%	1,3E-06	16%	1,6E-06	20%
EutMar	kg N eq	1,1E-04	3,0E-06	3%	1,0E-04	<b>96%</b>	5,0E-07	0%	1,4E-07	0%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,9E-06	8,1E-07	<b>43%</b>	0	0%	4,1E-07	22%	1,5E-07	8%
EcotoxED		2,1E-04	1,1E-04	<b>51%</b>	0	0%	5,5E-05	26%	3,3E-05	16%
EcotoxMar		2,2E-04	1,1E-04	<b>50%</b>	0	0%	5,7E-05	26%	3,9E-05	18%
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	4,2E-04	3,5E-04	<b>85%</b>	0	0%	4,2E-05	10%	2,8E-06	1%
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,8E-04	1,2E-04	<b>70%</b>	0	0%	2,0E-05	11%	4,8E-06	3%
TrTerNat	m <sup>2</sup>	2,3E-05	2,1E-05	<b>89%</b>	0	0%	6,6E-07	3%	2,9E-08	0%
RésEau	m <sup>3</sup>	5,9E-04	3,4E-04	<b>58%</b>	0	0%	2,3E-04	40%	1,6E-06	0%
RésMét	kg Fe eq	3,7E-03	2,0E-03	<b>55%</b>	0	0%	2,8E-04	8%	9,7E-04	26%
RésCFos	kg oil eq	6,8E-03	4,5E-03	<b>66%</b>	0	0%	6,8E-04	10%	1,7E-05	0%
Contribution relative moyenne				51%		22%		12%		7%

Note : les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact;

VA : valeur absolue; VR : valeur relative;

Tableau C 3. Contribution relative des éléments de l'ICV de la disposition agricole des boues (DA)

Catégorie d'impact	Unité	Impact total du processus de DA	Épandage des boues (émissions directes)		Transport boues		Épandage des boues		Enfouissement des matières dégrillées	
			VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,9E-03	2,8E-03	<b>71%</b>	8,5E-04	22%	2,4E-04	6%	5,4E-05	1%
Ozone	kg CFC-11 eq	1,7E-10	0	0%	1,4E-10	<b>80%</b>	3,2E-11	18%	1,9E-12	1%
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,3E-02	5,2E-02	<b>99%</b>	1,1E-04	0%	6,2E-05	0%	2,0E-04	0%
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-05	0	0%	8,2E-06	<b>75%</b>	2,6E-06	24%	9,2E-08	1%
MatPart	kg PM10 eq	5,3E-05	5,0E-05	<b>94%</b>	2,1E-06	4%	8,3E-07	2%	2,2E-08	0%
RIon	kg U235 eq	1,1E-04	0	0%	7,4E-05	<b>67%</b>	3,5E-05	32%	1,6E-06	1%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	3,9E-04	3,8E-04	<b>98%</b>	4,7E-06	1%	1,6E-06	0%	4,6E-08	0%
EutED	kg P eq	1,7E-05	1,5E-05	<b>85%</b>	1,3E-07	1%	6,1E-08	0%	2,3E-06	13%
EutMar	kg N eq	1,8E-05	1,4E-05	<b>78%</b>	2,8E-07	2%	9,2E-08	0%	3,7E-06	20%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	4,7E-04	4,7E-04	<b>100%</b>	1,0E-07	0%	3,0E-08	0%	2,4E-08	0%
EcotoxED		1,0E-04	8,9E-05	<b>86%</b>	2,3E-06	2%	1,2E-06	1%	1,1E-05	10%
EcotoxMar		7,9E-05	6,6E-05	<b>84%</b>	2,4E-06	3%	1,3E-06	2%	9,0E-06	12%
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	2,7E-05	0	0%	3,5E-06	13%	2,3E-05	<b>86%</b>	1,9E-07	1%
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,6E-05	0	0%	8,2E-06	<b>50%</b>	5,8E-06	36%	2,2E-06	14%
TrTerNat <sup>a</sup>	m <sup>2</sup>	3,6E-07	0		3,1E-07		7,6E-08		-2,6E-08	
RésEau	m <sup>3</sup>	4,7E-06	0	0%	3,7E-06	<b>78%</b>	8,6E-07	18%	1,7E-07	4%
RésMét	kg Fe eq	9,2E-05	0	0%	4,6E-05	<b>50%</b>	4,6E-05	50%	4,6E-07	0%
RésCFos	kg oil eq	4,2E-04	0	0%	3,3E-04	<b>79%</b>	8,4E-05	20%	4,3E-06	1%
Contribution relative moyenne				47%		31%		17%		5%

VA : valeur absolue; VR : valeur relative;

Note : les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact

a: non considérée pour le calcul de la contribution moyenne relative étant donnée la présence d'une valeur négative attribuée au processus d'enfouissement des matières dégrillées. Cette valeur dénote de la renaturalisation du site d'enfouissement en fin de vie.



Tableau C 4. Contribution relative des éléments de l'ICV de la disposition forestière des boues (DF)

Catégorie d'impact	Unité	Impact total du processus de DF	Épandage des boues (émissions directes)		Transport boues		Épandage des boues		Enfouissement des matières dégrillées	
			VA	VR	VA	VR	VA	VR	VA	VR
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,9E-03	2,8E-03	<b>71%</b>	8,5E-04	22%	2,4E-04	6%	5,4E-05	1%
Ozone	kg CFC-11 eq	1,7E-10	0	0%	1,4E-10	<b>80%</b>	3,2E-11	18%	1,9E-12	1%
ToxHum	kg 1,4-DB eq	7,9E-03	7,5E-03	<b>95%</b>	1,1E-04	1%	6,2E-05	1%	2,0E-04	3%
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-05	0	0%	8,2E-06	75%	2,6E-06	24%	9,2E-08	1%
MatPart	kg PM10 eq	5,3E-05	5,0E-05	<b>94%</b>	2,1E-06	4%	8,3E-07	2%	2,2E-08	0%
RIon	kg U235 eq	1,1E-04	0	0%	7,4E-05	<b>67%</b>	3,5E-05	32%	1,6E-06	1%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	3,9E-04	3,8E-04	<b>98%</b>	4,7E-06	1%	1,6E-06	0%	4,6E-08	0%
EutED	kg P eq	1,7E-05	1,5E-05	<b>85%</b>	1,3E-07	1%	6,1E-08	0%	2,3E-06	13%
EutMar	kg N eq	1,8E-05	1,4E-05	<b>78%</b>	2,8E-07	2%	9,2E-08	0%	3,7E-06	20%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	9,8E-04	9,8E-04	<b>100%</b>	1,0E-07	0%	3,0E-08	0%	2,4E-08	0%
EcotoxED		4,6E-05	3,2E-05	<b>69%</b>	2,3E-06	5%	1,2E-06	3%	1,1E-05	23%
EcotoxMar		4,0E-05	2,7E-05	<b>68%</b>	2,4E-06	6%	1,3E-06	3%	9,0E-06	22%
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	2,7E-05	0	0%	3,5E-06	13%	2,3E-05	<b>86%</b>	1,9E-07	1%
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,6E-05	0	0%	8,2E-06	<b>50%</b>	5,8E-06	36%	2,2E-06	14%
TrTerNat <sup>a</sup>	m <sup>2</sup>	3,6E-07			3,1E-07		7,6E-08		-2,6E-08	
RésEau	m <sup>3</sup>	4,7E-06	0	0%	3,7E-06	<b>78%</b>	8,6E-07	18%	1,7E-07	4%
RésMét	kg Fe eq	9,2E-05	0	0%	4,6E-05	<b>50%</b>	4,6E-05	<b>50%</b>	4,6E-07	0%
RésCFos	kg oil eq	4,2E-04	0	0%	3,3E-04	<b>79%</b>	8,4E-05	20%	4,3E-06	1%
Contribution relative moyenne				45%		31%		18%		6%

VA : valeur absolue; VR : valeur relative;

Note: les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact

a: non considérée pour le calcul de la contribution moyenne relative étant donnée la présence d'une valeur négative attribuée au processus d'enfouissement des matières dégrillées. Cette valeur dénote de la renaturalisation du site d'enfouissement en fin de vie.

Tableau C 5. Processus représentant la production de l'électricité aux États-Unis

Source d'énergie	Nom du processus	Electricity, production mix US/US U	
	Source	Ecoinvent V 2.2	
	Liste des processus de la base de données Ecoinvent employés	Valeur (kwh)	Contribution relative
Combustibles fossiles	Electricity, hard coal, at power plant/US U	0,470	91%
	Electricity, natural gas, at power plant/US U	0,174	
	Electricity, nuclear, at power plant/US U	0,197	
	Electricity, oil, at power plant/UCTE U	0,033	
	Electricity, lignite, at power plant/UCTE U	0,023	
	Electricity, industrial gas, at power plant/UCTE U	0,001	
Autres	Electricity, production mix photovoltaic, at plant/US U	0,000	9%
	Electricity, hydropower, at power plant/SE U	0,069	
	Electricity, hydropower, at pumped storage power plant/US U	0,009	
	Electricity, at wind power plant/RER U	0,004	
	Electricity, at cogen 6400kWth, wood, allocation exergy/CH U	0,010	
	Electricity, at cogen with biogas engine, allocation exergy/CH U	0,002	
<b>Total</b>		1,0	100%

Tableau C 6. Processus représentant la production de l'électricité en France

Source d'énergie	Nom du processus	Electricity, production mix FR/FR U	
	Source	Ecoinvent V 2.2	
	Liste des processus de la base de données Ecoinvent employés	Valeur (kWh)	Contribution relative
Nucléaire	Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/FR U	0,7805	78%
Hydraulique	Electricity, hydropower, at power plant/FR U	0,1088	12%
	Electricity, hydropower, at pumped storage power plant/FR U	0,0094	
Combustibles fossiles	Electricity, hard coal, at power plant/FR U	0,0444	9%
	Electricity, oil, at power plant/FR U	0,0101	
	Electricity, natural gas, at power plant/FR U	0,0316	
	Electricity, industrial gas, at power plant/FR U	0,0048	
Autre	Electricity, at wind power plant/RER U	0,0015	1%
	Electricity, at cogen ORC 1400kWth, wood, allocation exergy/CH U	0,0024	
	Electricity, at cogen with biogas engine, allocation exergy/CH U	0,0008	
<b>Total</b>		1,0	100%

Tableau C 7. Contribution relative aux impacts induits (grid mix des États-Unis)

Catégorie d'impact	Unité	Impacts induits (IP <sub>Cvs</sub> )						
		Construction		Opération				Total
				Système		DA		
		VA	VR	VA	VR	VA	VR	
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-02	4%	8,3E-01	<b>96%</b>	3,9E-03	0%	8,6E-01
Ozone	kg CFC-11 eq	4,6E-10	2%	2,1E-08	<b>97%</b>	1,7E-10	1%	2,2E-08
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,9E-03	2%	2,7E-01	<b>82%</b>	5,3E-02	16%	3,3E-01
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	7%	1,9E-03	<b>92%</b>	1,1E-05	1%	2,0E-03
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-05	3%	1,5E-03	<b>94%</b>	5,3E-05	3%	1,6E-03
RIon	kg U235 eq	8,3E-04	0%	2,1E-01	<b>100%</b>	1,1E-04	0%	2,1E-01
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	9,0E-05	1%	7,3E-03	<b>94%</b>	3,9E-04	5%	7,8E-03
EutED	kg P eq	4,6E-06	1%	3,6E-04	<b>94%</b>	1,7E-05	5%	3,8E-04
EutMar	kg N eq	5,2E-06	2%	2,4E-04	<b>91%</b>	1,8E-05	7%	2,6E-04
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,5E-06	0%	5,2E-05	10%	4,7E-04	<b>90%</b>	5,3E-04
EcotoxED		1,9E-04	3%	6,9E-03	<b>96%</b>	1,0E-04	1%	7,2E-03
EcotoxMar		1,9E-04	3%	5,8E-03	<b>96%</b>	7,9E-05	1%	6,1E-03
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	8,7E-05	1%	9,0E-03	<b>99%</b>	2,7E-05	0%	9,1E-03
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	5,9E-05	1%	5,3E-03	<b>99%</b>	1,6E-05	0%	5,4E-03
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,2E-04	<b>95%</b>	4,5E-05	5%	3,6E-07	0%	9,7E-04
RésEau	m <sup>3</sup>	1,8E-04	7%	2,3E-03	<b>93%</b>	4,7E-06	0%	2,4E-03
RésMét	kg Fe eq	6,0E-03	48%	6,4E-03	<b>51%</b>	9,2E-05	1%	1,2E-02
RésCFos	kg oil eq	1,6E-02	7%	2,0E-01	<b>93%</b>	4,2E-04	0%	2,2E-01
Contribution relative moyenne			10%		<b>82%</b>		7%	

VA : valeur absolue; VR : valeur relative; DA : disposition agricole;

Note : les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact

Tableau C 8. Contribution relative aux impacts induits (grid mix de la France)

Catégorie d'impact	Unité	Impacts induits (IP <sub>CVS</sub> )						
		Construction		Opération				Total
		VA	VR	Système		DA		
				VA	VR	VA	VR	
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-02	13%	2,0E-01	<b>85%</b>	3,9E-03	2%	2,4E-01
Ozone	kg CFC-11 eq	4,6E-10	8%	5,2E-09	<b>89%</b>	1,7E-10	3%	5,9E-09
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,9E-03	5%	5,8E-02	<b>50%</b>	5,3E-02	45%	1,2E-01
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	29%	3,6E-04	<b>69%</b>	1,1E-05	2%	5,2E-04
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-05	6%	5,5E-04	<b>85%</b>	5,3E-05	8%	6,4E-04
RIon	kg U235 eq	8,3E-04	0%	1,0E+00	<b>100%</b>	1,1E-04	0%	1,0E+00
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	9,0E-05	2%	3,2E-03	<b>87%</b>	3,9E-04	11%	3,7E-03
EutED	kg P eq	4,6E-06	7%	4,4E-05	<b>67%</b>	1,7E-05	26%	6,6E-05
EutMar	kg N eq	5,2E-06	4%	1,2E-04	<b>84%</b>	1,8E-05	13%	1,5E-04
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,5E-06	0%	1,5E-05	3%	4,7E-04	<b>97%</b>	4,9E-04
EcotoxED		1,9E-04	16%	8,7E-04	<b>75%</b>	1,0E-04	9%	1,2E-03
EcotoxMar		1,9E-04	15%	9,6E-04	<b>78%</b>	7,9E-05	6%	1,2E-03
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	8,7E-05	5%	1,7E-03	<b>94%</b>	2,7E-05	1%	1,8E-03
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	5,9E-05	9%	5,7E-04	<b>88%</b>	1,6E-05	3%	6,4E-04
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,2E-04	<b>98%</b>	1,5E-05	2%	3,6E-07	0%	9,4E-04
RésEau	m <sup>3</sup>	1,8E-04	3%	5,6E-03	<b>97%</b>	4,7E-06	0%	5,8E-03
RésMét	kg Fe eq	6,0E-03	48%	6,4E-03	<b>51%</b>	9,2E-05	1%	1,2E-02
RésCFos	kg oil eq	1,6E-02	38%	2,6E-02	<b>61%</b>	4,2E-04	1%	4,2E-02
Contribution relative moyenne			17%		<b>70%</b>		13%	

VA : valeur absolue; VR : valeur relative; DA : disposition agricole;

Note : les valeurs en gras indiquent une dominance de la contribution de l'élément pour une catégorie d'impact

Tableau C 9. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des IP<sub>ON</sub> (affluent)

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	8,9E-01	8,4E-01	4,5E-01	50%	2,3E-01	1,8E+00
ToxHum	kg 1,4-DB eq	2,5E-01	2,6E-01	3,2E-02	13%	1,9E-01	3,2E-01
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-04	1,1E-04	4,5E-05	39%	2,6E-05	2,0E-04
EutED	kg P eq	1,2E-02	1,1E-02	2,6E-03	23%	6,9E-03	1,7E-02
EutMar	kg N eq	1,6E-02	1,6E-02	4,0E-03	25%	8,5E-03	2,4E-02
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	2,6E-07	2,5E-07	5,2E-08	20%	1,6E-07	3,6E-07
EcotoxED		5,3E-03	5,3E-03	2,2E-04	4%	4,9E-03	5,7E-03
EcotoxMar		4,7E-03	4,7E-03	2,0E-04	4%	4,3E-03	5,1E-03

CV : coefficient de variation

Tableau C 10. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des IP<sub>ET</sub> (effluent)

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	5,8E-01	5,3E-01	3,7E-01	63%	7,1E-02	1,4E+00
ToxHum	kg 1,4-DB eq	1,8E-01	1,8E-01	1,3E-02	7%	1,6E-01	2,1E-01
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-05	1,5E-05	5,9E-06	39%	3,6E-06	2,6E-05
EutED	kg P eq	1,6E-03	1,4E-03	6,2E-04	40%	6,9E-04	3,2E-03
EutMar	kg N eq	1,8E-02	1,8E-02	4,5E-03	25%	1,0E-02	2,7E-02
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	6,5E-08	6,5E-08	2,6E-08	40%	1,5E-08	1,2E-07
EcotoxED		1,7E-03	1,7E-03	9,1E-05	6%	1,5E-03	1,8E-03
EcotoxMar		1,6E-03	1,6E-03	8,6E-05	6%	1,4E-03	1,7E-03

Tableau C 11. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la phase de construction

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-02	3,1E-02	2,7E-03	9%	2,6E-02	3,6E-02
Ozone	kg CFC-11 eq	4,7E-10	4,5E-10	1,4E-10	30%	2,5E-10	7,9E-10
ToxHum	kg 1,4-DB eq	6,0E-03	5,6E-03	2,0E-03	33%	4,0E-03	1,1E-02
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	1,5E-04	1,3E-05	9%	1,3E-04	1,8E-04
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-05	4,1E-05	2,9E-06	7%	3,5E-05	4,7E-05
RIon	kg U235 eq	8,0E-04	5,6E-04	7,8E-04	97%	2,4E-04	3,0E-03
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	9,0E-05	9,0E-05	7,0E-06	8%	7,7E-05	1,0E-04
EutED	kg P eq	4,6E-06	4,3E-06	1,4E-06	30%	2,9E-06	8,0E-06
EutMar	kg N eq	5,2E-06	5,2E-06	4,3E-07	8%	4,4E-06	6,0E-06
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,5E-06	1,5E-06	3,0E-07	20%	1,2E-06	2,3E-06
EcotoxED		1,9E-04	1,5E-04	2,6E-04	133%	7,9E-05	5,3E-04
EcotoxMar		1,9E-04	1,5E-04	2,5E-04	130%	8,1E-05	5,2E-04
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	8,5E-05	7,6E-05	4,0E-05	47%	3,6E-05	1,9E-04
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	6,0E-05	5,9E-05	9,0E-06	15%	4,6E-05	8,1E-05
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,2E-04	9,2E-04	3,7E-05	4%	8,5E-04	1,0E-03
RésEau	m <sup>3</sup>	1,8E-04	1,8E-04	1,5E-05	8%	1,5E-04	2,1E-04
RésMét	kg Fe eq	6,0E-03	6,0E-03	5,0E-04	8%	5,1E-03	7,0E-03
RésCFos	kg oil eq	1,6E-02	1,6E-02	1,5E-03	10%	1,3E-02	1,9E-02

Tableau C 12. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la phase d'opération

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	1,5E-01	1,5E-01	4,6E-02	31%	5,3E-02	2,3E-01
Ozone	kg CFC-11 eq	3,3E-09	3,2E-09	8,2E-10	25%	2,0E-09	5,3E-09
ToxHum	kg 1,4-DB eq	9,7E-03	8,7E-03	4,1E-03	42%	5,0E-03	2,0E-02
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	1,5E-04	2,4E-05	17%	9,8E-05	1,9E-04
MatPart	kg PM10 eq	4,0E-04	4,0E-04	1,3E-04	33%	1,5E-04	6,6E-04
RIon	kg U235 eq	3,5E-02	2,1E-02	4,5E-02	129%	6,7E-03	1,6E-01
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	2,8E-03	2,8E-03	1,0E-03	37%	8,0E-04	4,7E-03
EutED	kg P eq	8,0E-06	7,4E-06	2,9E-06	36%	4,2E-06	1,6E-05
EutMar	kg N eq	1,0E-04	1,0E-04	3,9E-05	38%	2,9E-05	1,8E-04
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,9E-06	1,7E-06	9,7E-07	50%	1,0E-06	4,6E-06
EcotoxED		2,0E-04	1,9E-04	6,7E-05	33%	1,1E-04	3,8E-04
EcotoxMar		2,2E-04	2,0E-04	6,6E-05	31%	1,3E-04	4,0E-04
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	4,3E-04	3,6E-04	2,7E-04	63%	1,3E-04	1,1E-03
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,8E-04	1,8E-04	3,3E-05	18%	1,3E-04	2,6E-04
TrTerNat	m <sup>2</sup>	2,4E-05	2,1E-05	9,2E-06	39%	1,1E-05	4,7E-05
RésEau	m <sup>3</sup>	6,0E-04	6,0E-04	5,3E-05	9%	5,1E-04	7,1E-04
RésMét	kg Fe eq	3,6E-03	3,6E-03	4,8E-04	13%	2,8E-03	4,7E-03
RésCFos	kg oil eq	7,0E-03	7,0E-03	4,9E-04	7%	6,1E-03	8,0E-03

Tableau C 13. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la disposition agricole des boues

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,9E-03	3,6E-03	1,5E-03	40%	1,9E-03	7,9E-03
Ozone	kg CFC-11 eq	1,8E-10	1,6E-10	8,8E-11	49%	7,1E-11	4,1E-10
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,2E-02	5,2E-02	3,0E-03	6%	4,7E-02	5,8E-02
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-05	1,0E-05	3,3E-06	30%	6,4E-06	1,9E-05
MatPart	kg PM10 eq	5,5E-05	4,8E-05	3,2E-05	58%	1,8E-05	1,3E-04
RIon	kg U235 eq	1,1E-04	7,6E-05	1,1E-04	100%	3,1E-05	3,6E-04
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	4,0E-04	3,5E-04	2,4E-04	60%	1,2E-04	1,0E-03
EutED	kg P eq	1,8E-05	1,7E-05	3,3E-06	18%	1,3E-05	2,6E-05
EutMar	kg N eq	1,9E-05	1,7E-05	9,4E-06	49%	8,1E-06	4,2E-05
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	4,7E-04	4,7E-04	4,1E-05	9%	3,9E-04	5,4E-04
EcotoxED		1,0E-04	9,9E-05	1,1E-05	11%	8,2E-05	1,3E-04
EcotoxMar		7,6E-05	7,5E-05	8,9E-06	12%	6,2E-05	9,9E-05
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	2,7E-05	2,3E-05	1,7E-05	61%	8,4E-06	7,1E-05
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,6E-05	1,6E-05	5,0E-06	31%	9,1E-06	2,8E-05
TrTerNat	m <sup>2</sup>	3,7E-07	3,4E-07	2,3E-07	61%	7,8E-09	9,1E-07
RésEau	m <sup>3</sup>	4,8E-06	4,5E-06	1,5E-06	32%	2,7E-06	8,8E-06
RésMét	kg Fe eq	9,3E-05	8,9E-05	2,0E-05	22%	6,5E-05	1,4E-04
RésCFos	kg oil eq	4,2E-04	4,0E-04	1,1E-04	26%	2,6E-04	6,7E-04



Tableau C 14. Résultats de l'analyse de Monte-Carlo des impacts potentiels de la disposition forestière des boues

Catégorie d'impact	Unité	Moyenne (VMD)	Médiane	Écart-type	CV	Bornes de l'intervalle de confiance à 95%	
						2,5%	97,5%
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	4,0E-03	3,6E-03	1,6E-03	41%	1,9E-03	8,3E-03
Ozone	kg CFC-11 eq	1,8E-10	1,6E-10	7,4E-11	42%	7,4E-11	3,6E-10
ToxHum	kg 1,4-DB eq	7,6E-03	7,6E-03	5,3E-04	7%	6,5E-03	8,7E-03
OxyPhoto	kg NMVOC	1,1E-05	1,1E-05	3,1E-06	28%	6,5E-06	1,8E-05
MatPart	kg PM10 eq	5,4E-05	4,6E-05	3,1E-05	57%	1,8E-05	1,4E-04
RIon	kg U235 eq	1,2E-04	7,7E-05	1,4E-04	120%	3,1E-05	4,5E-04
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	4,0E-04	3,4E-04	2,3E-04	59%	1,2E-04	1,0E-03
EutED	kg P eq	1,7E-05	1,7E-05	3,3E-06	19%	1,2E-05	2,5E-05
EutMar	kg N eq	1,9E-05	1,7E-05	9,1E-06	48%	7,4E-06	4,4E-05
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	9,8E-04	9,8E-04	5,2E-05	5%	8,8E-04	1,1E-03
EcotoxED		4,6E-05	4,4E-05	8,4E-06	18%	3,7E-05	6,6E-05
EcotoxMar		4,0E-05	3,8E-05	8,1E-06	20%	3,2E-05	6,0E-05
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	2,6E-05	2,2E-05	1,7E-05	64%	8,2E-06	7,5E-05
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	1,6E-05	1,5E-05	4,5E-06	28%	9,4E-06	2,7E-05
TrTerNat	m <sup>2</sup>	3,6E-07	3,2E-07	2,4E-07	65%	6,7E-09	9,3E-07
RésEau	m <sup>3</sup>	4,8E-06	4,5E-06	1,4E-06	30%	2,8E-06	8,2E-06
RésMét	kg Fe eq	9,3E-05	8,9E-05	2,0E-05	22%	6,5E-05	1,4E-04
RésCFos	kg oil eq	4,2E-04	4,0E-04	1,0E-04	25%	2,6E-04	6,7E-04

Tableau C 15. Comparaison des VMFR et des VMD des impacts potentiels induits

Catégorie d'impact	Unité	Construction			Opération			DA		
		VMFR	VMF	Écart	VMFR	VMD	Écart	VMFR	VMD	Écart
ChClim	kg CO <sub>2</sub> eq	3,1E-02	3,1E-02	0%	1,4E-01	1,5E-01	-4%	3,9E-03	3,9E-03	1%
Ozone	kg CFC-11 eq	4,6E-10	4,7E-10	0%	3,2E-09	3,3E-09	-2%	1,7E-10	1,8E-10	-1%
ToxHum	kg 1,4-DB eq	5,9E-03	6,0E-03	-1%	1,0E-02	9,7E-03	3%	5,3E-02	5,2E-02	1%
OxyPhoto	kg NMVOC	1,5E-04	1,5E-04	0%	1,4E-04	1,5E-04	-2%	1,1E-05	1,1E-05	-1%
MatPart	kg PM10 eq	4,1E-05	4,1E-05	0%	4,1E-04	4,0E-04	2%	5,3E-05	5,5E-05	-3%
RIon	kg U235 eq	8,3E-04	8,0E-04	3%	3,2E-02	3,5E-02	-9%	1,1E-04	1,1E-04	4%
AcidifTer	kg SO <sub>2</sub> eq	9,0E-05	9,0E-05	0%	2,8E-03	2,8E-03	3%	3,9E-04	4,0E-04	-3%
EutED	kg P eq	4,6E-06	4,6E-06	-1%	8,1E-06	8,0E-06	1%	1,7E-05	1,8E-05	-1%
EutMar	kg N eq	5,2E-06	5,2E-06	0%	1,1E-04	1,0E-04	2%	1,8E-05	1,9E-05	-3%
EcotoxTer	kg 1,4-DB eq	1,5E-06	1,5E-06	0%	1,9E-06	1,9E-06	-1%	4,7E-04	4,7E-04	1%
EcotoxED		1,9E-04	1,9E-04	-3%	2,1E-04	2,0E-04	2%	1,0E-04	1,0E-04	4%
EcotoxMar		1,9E-04	1,9E-04	-2%	2,2E-04	2,2E-04	2%	7,9E-05	7,6E-05	3%
OcTerAgri	m <sup>2</sup> a	8,7E-05	8,5E-05	1%	4,2E-04	4,3E-04	-2%	2,7E-05	2,7E-05	0%
OcTerUrb	m <sup>2</sup> a	5,9E-05	6,0E-05	-1%	1,8E-04	1,8E-04	-2%	1,6E-05	1,6E-05	0%
TrTerNat	m <sup>2</sup>	9,2E-04	9,2E-04	0%	2,3E-05	2,4E-05	-1%	3,6E-07	3,7E-07	-2%
RésEau	m <sup>3</sup>	1,8E-04	1,8E-04	0%	5,9E-04	6,0E-04	-2%	4,7E-06	4,8E-06	-1%
RésMét	kg Fe eq	6,0E-03	6,0E-03	0%	3,7E-03	3,6E-03	2%	9,2E-05	9,3E-05	-1%
RésCFos	kg oil eq	1,6E-02	1,6E-02	0%	6,8E-03	7,0E-03	-2%	4,2E-04	4,2E-04	-1%

DA : disposition agricole des boues

VMFR: valeurs moyenne des flux de références

VMD: valeurs moyennes moyenne des distributions des analyses de Monte-Carlo

Écart= (VMFR-VMD)/VMFR

