

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE	9
1.1 Systèmes d'assainissement des eaux usées municipales	9
1.1.1 Systèmes d'assainissement conventionnel.....	9
1.1.1.1 Ressources et émissions de GES.....	10
1.1.1.2 Coût.....	12
1.1.2 Systèmes d'assainissement séparatif.....	13
1.1.2.1 Types de séparation.....	15
1.1.2.2 Décentralisation du traitement	18
1.2 Approches méthodologiques d'évaluation des performances environnementale et économique des systèmes d'assainissement.....	19
1.2.1 Évaluation environnementale.....	19
1.2.1.1 Analyse des flux de ressources	20
1.2.1.2 Analyse environnementale du cycle de vie.....	22
1.2.2 Évaluation économique.....	28
1.2.2.1 Méthodes d'analyse du coût sur le cycle de vie.....	29
1.2.2.2 Phases d'une ACCV environnementale	32
1.2.2.3 ACCV appliquée aux systèmes d'assainissement.....	33
1.2.3 Évaluation environnementale et économique combinée : application aux systèmes d'assainissement.....	33
1.3 AECV et ACCV comparatives de systèmes séparatifs et conventionnels.....	35
1.3.1 AECV comparatives	36
1.3.2 ACCV comparatives.....	40
1.3.3 Synthèse des AECV et ACCV comparatives de systèmes séparatifs des eaux noires et de systèmes conventionnels.....	43
1.4 Positionnement de la recherche	52
1.4.1 Problème de recherche.....	52
1.4.2 Hypothèses de recherche.....	54
1.4.3 Objectif général et objectifs spécifiques.....	55
CHAPITRE 2 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	57
2.1 Champ d'étude.....	57
2.1.1 Fonctions et unité fonctionnelle.....	57
2.1.2 Flux de référence.....	59
2.1.3 Fonctionnement des systèmes.....	60
2.1.4 Frontières des systèmes et phases du cycle de vie considérées	62
2.2 Inventaire économique et environnemental	64
2.3 Méthodes d'évaluation du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie	66

2.3.1	Évaluation du coût sur le cycle de vie (ACCV - article 1)	67
2.3.2	Évaluation des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie (AECV - article 2).....	68
2.3.3	Évaluation combinée du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie (ACCV + AECV - article 3).....	69
CHAPITRE 3	ARTICLE 1: ECONOMIC VIABILITY AND CRITICAL INFLUENCING FACTORS ASSESSMENT OF BLACK WATER AND GREY WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM	71
3.1	Abstract.....	71
3.2	Introduction and objectives.....	72
3.3	Methods.....	73
3.3.1	Study framework.....	73
3.3.2	Technico-economic model of source-separation sanitation system.....	73
	3.3.2.1 Technical parameters	76
	3.3.2.2 Economic parameters.....	77
3.3.3	Technico-economic model of conventional sanitation system	79
3.4	Results and discussion	80
3.4.1	Sensitivity analysis.....	83
3.5	Conclusion	85
CHAPITRE 4	ARTICLE 2: COMPARISON OF BLACK WATER SOURCE-SEPARATION AND CONVENTIONAL SANITATION SYSTEMS USING LIFE CYCLE ASSESSMENT.....	87
4.1	Abstract.....	87
4.2	Introduction and objective	88
4.3	Methods.....	90
4.3.1	Goals and scope	90
4.3.2	Description of the systems	93
4.3.3	Life cycle inventory	95
4.3.4	Life cycle impact assessment.....	100
4.4	Results and discussion	101
4.4.1	Comparison of system impact scores.....	101
4.4.2	Contribution analysis	106
4.4.3	Uncertainty analysis.....	109
4.4.4	Sensitivity analysis.....	110
4.4.5	Limits and future research	115
4.5	Conclusion	117
CHAPITRE 5	ARTICLE 3: COMPARISON OF DEVELOPMENT SCENARIOS OF A BLACK WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM USING LIFE CYCLE ASSESSMENT AND LIFE CYCLE COSTING	119
5.1	Abstract.....	119
5.2	Introduction and objective	120

5.3	Methods.....	124
5.3.1	Goals and scope	124
5.3.2	Description of the reference systems and BWS development pathways	127
5.3.2.1	Reference systems.....	128
5.3.2.2	Axis of development 1: BWS based on direct recycling of digestate (key process improvement).....	129
5.3.2.3	Axis of development 2: BWS based on digestate mass reduction	130
5.3.3	Life cycle inventory	133
5.3.4	Life cycle impact assessment and environmental life cycle costing methods.....	140
5.4	Results and discussion	141
5.4.1	Development pathways based on direct recycling of digestate (key process improvement).....	142
5.4.2	Development pathways based on digestate mass reduction	142
5.4.3	Comparison of development scenarios	145
5.4.4	Development and comparison of multi-pathway scenarios.....	152
5.5	Sensitivity analysis.....	154
5.6	Limits and future work.....	157
5.7	Conclusion and recommendations	159
CHAPITRE 6 DISCUSSION		163
6.1	Synthèse des articles et dynamique entourant le développement de SÉP-EN.....	163
6.1.1	Synthèse de l'article 1 - Analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV) ...	163
6.1.2	Synthèse de l'article 2 - Analyse environnementale du cycle de vie (AECV).....	165
6.1.3	Synthèse de l'article 3 - Analyse du coût sur le cycle de vie et analyse environnementale du cycle de vie (ACCV et AECV)	168
6.1.4	Dynamique entourant le développement de SÉP-EN.....	170
6.2	Influence de l'objectif et du champ d'étude.....	174
6.2.1	Type d'objectif	174
6.2.2	Hypothèses utilisées dans le champ d'étude	177
6.3	Limites et portée des résultats.....	181
6.3.1	Qualité des données d'inventaire du cycle de vie	182
6.3.2	Impacts des émissions de métaux	184
6.3.3	Indicateurs complémentaires	185
6.3.4	Portée des résultats.....	188
6.4	Perspectives de recherche	189
6.4.1	Analyse approfondie et synthèse des facteurs déterminant la performance de SÉP-EN et recherche de nouvelles configurations	189
6.4.2	Évaluation intégrée des performances environnementale et économique.....	192
6.4.2.1	Évaluation préliminaire de l'éco-efficacité de SÉP-EN-0 et des scénarios de développement	193
6.4.2.2	Optimisation de l'éco-efficacité	196

6.4.3	Pertinence de l'approche méthodologique et application à d'autres domaines	197
6.5	Retombées pour les parties prenantes impliquées en assainissement.....	199
	CONCLUSION.....	203
ANNEXE I	SUMMARY OF THE LIFE CYCLE RESOURCES INVENTORY OF CONV AND BWS (ARTICLE 2)	209
ANNEXE II	FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF CONVENTIONAL SANITATION SYSTEM (CONV) (ARTICLE 2)	211
ANNEXE III	FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF BLACK WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM (BWS) (ARTICLE 2)	213
ANNEXE IV	CONTRIBUTION ANALYSIS OF CONV AND BWS PROCESSES (ABSOLUTE VALUES) (ARTICLE 2)	215
ANNEXE V	UNCERTAINTY ANALYSIS: DISTRIBUTION TYPE AND SQUARE OF THE STANDARD DEVIATION (SD^2) BY SPECIFIC DATA GROUP FOR CONV, BWS AND BOTH SYSTEMS (ARTICLE 2)	217
ANNEXE VI	UNCERTAINTY ANALYSIS RESULTS: PROBABILITY THAT BWS IMPACT SCORES ARE HIGHER THAN CONV IMPACT SCORES FOR DAMAGE INDICATORS (ARTICLE 2).....	219
ANNEXE VII	FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF CONVENTIONAL SYSTEM (CONV) (ARTICLE 3).....	221
ANNEXE VIII	FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF SOURCE-SEPARATION SYSTEM (BWS-0) (ARTICLE 3).....	223
ANNEXE IX	COSTS OF THE PROCESSES OF SOURCE-SEPARATION SYSTEM (BWS-0) AND CONVENTIONAL SYSTEM (CONV) (ARTICLE 3)	225
ANNEXE X	DAMAGE AND MIDPOINT IMPACT SCORES OF CONV, BWS-0, AND BWS-0 DEVELOPEMENT SCENARIOS CHOSEN FOR THE COMPARISON IN SECTION 3.3 (ABSOLUTE VALUES) (ARTICLE 3)	227
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	229

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1.1	Caractéristiques des méthodes d'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV)	31
Tableau 1.2	Principaux éléments du champ d'étude des analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV) comparatives de système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et de système conventionnel (CONV).....	45
Tableau 1.3	Principales composantes du système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et du système conventionnel (CONV) dans les analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV)	47
Tableau 1.4	Méthodes d'évaluation des impacts, résultats qualitatifs et processus clés résultant des analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV) comparatives de système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et de système conventionnel (CONV).....	48
Tableau 1.5	Principaux éléments du champ d'étude des analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV) comparatives de systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV)	50
Tableau 1.6	Principales composantes des systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV) comparées dans les analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV).....	51
Tableau 1.7	Méthodes et résultats des analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV) de systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV).....	52
Tableau 2.1	Processus et ressources inclus et exclus de l'inventaire	63
Tableau 3.1	Main components costs and resources costs of source-separation sanitation system	78
Tableau 3.2	SEAC of management steps for source-separation and conventional systems	82
Tableau 4.1	Amounts and composition of CONV and BWS reference flows.....	94
Tableau 4.2	Processes choice justification, sources and data quality for CONV, BWS and both systems	97
Tableau 4.3	Main emissions rates from organic and synthetic fertilizers after spreading ...	99

XVIII

Tableau 4.4	Quantity of added processes for each system (functional equivalence).....	100
Tableau 4.5	Damage/midpoint impact scores of CONV and BWS with and without metal emission impacts (absolute values) and uncertainty factors for the midpoint indicators.....	103
Tableau 4.6	Contribution analysis of CONV and BWS processes	107
Tableau 5.1	Quantities and composition of reference flows.....	127
Tableau 5.2	Data origin, main source and data quality of reference systems and BWS development pathways	135
Tableau 5.3	Costs, electricity and chemicals related to main processes of BWS development pathways based on digestate mass reduction (BWS-IRR, BWS-ANX and BWS-RO).....	137
Tableau 5.4	Inventory of main resources/processes used and credited for reference systems and BWS development pathways	138
Tableau 5.5	Rates of ammonia emissions into the air from different fertilizing products and application methods used by reference systems and BWS development pathways	139
Tableau 5.6	Qualitative performance profile of each BWS single-pathway development scenario compared to CONV for the environmental and cost indicators.....	151
Tableau 5.7	Single-pathway scenarios included in each proposed multi-pathway scenario.....	152
Tableau 6.1	Facteurs de normalisation relatifs aux catégories d'impacts de dommage de la méthode IMPACT 2002+	194

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 0.1	Envergure de la transformation des neuf processus du système planétaire par rapport aux seuils critiques. La zone verte représente l'espace où le développement socio-économique n'entraîne pas de dépassement des seuils critiques	2
Figure 0.2	Structure de la thèse	8
Figure 1.1	Quantité de nutriments et volume relatif à l'urine, aux matières fécales et aux eaux grises	14
Figure 1.2	Types de systèmes d'assainissement séparatif.....	16
Figure 1.3	Concept de gestion des eaux usées dans le développement immobilier	17
Figure 1.4	Cadre d'une analyse du cycle de vie	23
Figure 1.5	Catégories d'impacts de la méthode Impact 2002+	25
Figure 1.6	Variations dans la délimitation des frontières pour.....	27
Figure 1.7	Génération et prédétermination du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie d'un produit ou d'un service	34
Figure 2.1	Unité fonctionnelle, processus composant les systèmes d'assainissement et frontière délimitant les sphères économique et environnementale	58
Figure 3.1	Main components and flows of source-separation (A) and conventional (B) sanitation systems.....	75
Figure 3.2	Specific equivalent annual cost (SEAC) of source-separation and conventional systems.....	81
Figure 3.3	Sensitivity analysis for source-separation and conventional systems.....	83
Figure 4.1	System boundaries.....	92
Figure 4.2	Comparative impact scores of conventional (CONV) and source-separation (BWS) systems (relative value)	102
Figure 4.3	Probability that BWS impact scores are higher (grey bar) or lower (black bars) than CONV for damage indicators of the IMPACT 2002+ method with Monte Carlo simulations	109

Figure 4.4	Sensitivity analysis of key technical assumptions for eight scenarios	112
Figure 4.5	Comparative impact scores of CONV and BWS according to the IMPACT 2002+, IMPACT World+ (beta version) and ReCiPe impact assessment methods.....	115
Figure 5.1	System boundaries.....	126
Figure 5.2	Processes and intermediate flows that are specific to BWS development pathways based on digestate mass reduction (BWS-IRR, BWS-ANX, BWS-RO).....	126
Figure 5.3	Relative impact scores and costs of BWS development pathways (BWS-VAC, BWS-TR, BWS-INJ) based on direct recycling of digestate (key process improvement)	143
Figure 5.4	Relative impact scores and costs of BWS-0 compared with willow subsurface irrigation scenarios (BWS-IRR).....	144
Figure 5.5	Relative impact scores and costs of BWS-0 compared with two BWS development pathways (BWS-ANX and BWS-RO) based on digestate mass reduction.....	144
Figure 5.6	Climate change indicator scores for reference systems and BWS development scenarios	148
Figure 5.7	Resources indicator scores for reference systems and BWS development scenarios	148
Figure 5.8	Human health indicator scores for reference systems and BWS development scenarios	149
Figure 5.9	Ecosystem quality indicator scores for reference systems and BWS development scenarios	149
Figure 5.10	Cost indicator scores for reference systems and BWS development scenarios	150
Figure 5.11	Comparison of environmental impact scores and cost of BWS-0 and multi-scenarios	153
Figure 5.12	Sensitivity analysis results for CONV, BWS-0 and BWS single-pathway development scenarios	155
Figure 6.1	Principaux liens de causalité entre les facteurs techniques et contextuels	172

Figure 6.2	Niveaux d'éco-efficacité - scores d'impacts uniques et coûts des scénarios de développement de SÉP-EN-0 par rapport à ceux de CONV (1,0).....	195
Figure 6.3	Exemple de score impacts-coût (SIC) optimisé à partir d'une concentration de DBO ₅ (mg/L) dans les eaux grises traitées par SÉP-EN	197

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACV	Analyse du cycle de vie
ACCV	Analyse du coût sur le cycle de vie
AECV	Analyse environnementale du cycle de vie (version longue de ACV)
BW	Black water
BWS	Black water source-separation system
BWS-0	Black water source-separation system - baseline configuration
BWS-ANX	Black water source-separation system with phosphorus precipitation (struvite) and nitrification–anammox
BWS-ANX+	Black water source-separation system with phosphorus precipitation (struvite) and nitrification–anammox, plus a reduction of the transport distance of the digestate towards farmland
BWS-IRR	Black water source-separation system with willow subsurface irrigation
BWS-IRR+	Black water source-separation system with willow subsurface irrigation (41% of the digestate produced), plus a reduction of flush volume of the vacuum system to 0.5 L/flush and a reduction of the transport distance of the digestate towards farmland to 10 km
BWS-INJ	Black water source-separation system with injection application method
BWS-INJ+	Black water source-separation system with injection application method (reduction of ammonia emissions by 75%), plus a reduction of flush volume of the vacuum system to 0.5 L/flush and a reduction of the transport distance of the digestate towards farmland to 10 km
BWS-RO	Black water source-separation system with reverse osmosis and acidification
BWS-RO+	Black water source-separation system with reverse osmosis and acidification, plus a reduction of flush volume of the vacuum system 0.5 L/flush and a reduction of the transport distance of the digestate towards farmland to 10 km
BWS-TR	Black water source-separation system with reduction of the transport distance of the digestate towards farmland

XXIV

BWS-VAC	Black water source-separation system with reduction of flush volume of the vacuum system
C-50,000	Conventional system implemented for 50,000 inhabitants
CaCO ₃	Carbonate de calcium
CAD	Dollar canadien
CAES	Coût annuel équivalent spécifique
CONV	Système d'assainissement conventionnel ou « conventional system »
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène après cinq jours
DBO ₅ C	Demande biochimique en oxygène après cinq jours, partie carbonée
DG	Digestate
eff	Effluent
GW	Grey water
Hg	Mercure
ISO	Organisation internationale de normalisation
K	Potassium
KR	Kitchen refuse (organic)
LCA	Life cycle assessment
LCC	Life cycle costing
MJ	Megajoule
Mg	Magnesium

N	Nitrogen
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
N tot	Azote total
Ni	Nickel
NA	Not available
O.M.	Order of magnitude
p	permeate
P	Phosphorus
P tot	Phosphore total
Pb	Plomb
R	Resource costs
RIS	Relative impact score
S-500	Source-separation system (black water) implemented for 500 inhabitants
S-5,000	Source-separation system (black water) implemented for 5,000 inhabitants
S-50,000	Source-separation system (black water) implemented for 50,000 inhabitants
SC	Scale factor
SEAC	Specific equivalent annual cost
SÉP-EN	Système d'assainissement séparatif des eaux noires - toute configuration confondue
SÉP-EN-0	Système d'assainissement séparatif des eaux noires - configuration initiale
SÉP-EN-ANX	Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec un traitement du digestat par précipitation du phosphore (struvite) et nitratisation/anammox

SÉP-EN-ANX+ Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec un traitement du digestat par précipitation du phosphore (struvite) et nitratisation/anammox, plus une réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles à 10 km

SÉP-EN-INJ-75 % Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec l'épandage du digestat par injection dans le sol

SÉP-EN-INJ-75 %+ Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec l'épandage du digestat par injection dans le sol, plus une réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum à 0,5 L/c et une réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles à 10 km

SÉP-EN-IRR-41 % Système d'assainissement séparatif des eaux noires dont 41 % du digestat produit est dirigé vers un système d'irrigation souterraine de saules à croissance rapide

SÉP-EN-IRR-41 %+ Système d'assainissement séparatif des eaux noires dont 41 % du digestat produit est dirigé vers un système d'irrigation souterraine de saules à croissance rapide, plus une réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum à 0,5 L/c et une réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles à 10 km

SÉP-EN-OI Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec un traitement du digestat par osmose inverse et acidification

SÉP-EN-OI+ Système d'assainissement séparatif des eaux noires avec un traitement du digestat par osmose inverse et acidification, plus une réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum à 0,5 L/c et une réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles à 10 km

SÉP-EN-TR-10 km Système d'assainissement séparatif des eaux noires dont la distance de transport du digestat vers les terres agricoles est réduite à 10 km

SÉP-EN-VAC-0,5 L/c Système d'assainissement séparatif des eaux noires dont le volume d'eau de chasse du système à vacuum est réduit à 0,5 L/c

SIC Score impacts-coût

SIU Score d'impacts unique

T Digestate transportation

V Vacuum toilet flow

WWTP Wastewater treatment plant

Zn Zinc

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

CAD	Dollar canadien
DALY	Disability-adjusted life year
EUR	Euro
ha	hectare
Inh	Inhabitant
kWh	kilowattheure
L	Liter
L/c	Litre par chasse
L/f	Liter per flush
MJ	Megajoule
PDF	Potentially disappeared fraction of species over a certain area
pers/an	Personne par an
USD	Dollar étasunien
wmt	Wet metric ton
y / yr	year

INTRODUCTION

“We are experiencing a very chaotic time, where humanity determines the outcomes for the Planet – Sustainability or collapse?”

Will Steffen, directeur de l'Institut des changements climatiques, Université nationale australienne, cité dans Cordell (2010).

C'est ainsi que Will Stephen et plusieurs autres scientifiques résumant froidement l'avenir de l'humanité; soit elle parviendra à établir un équilibre avec son environnement, soit elle s'écroulera. À l'heure actuelle, les pressions anthropiques sur plusieurs processus du système planétaire sont d'une telle ampleur que des changements environnementaux brusques et importants à l'échelle continentale ou planétaire ne peuvent être exclus avec des conséquences nuisibles et potentiellement désastreuses pour l'humanité (Rockström et al., 2009). Ainsi, le taux actuel de perte de biodiversité, l'accroissement de la concentration de dioxyde de carbone dans l'atmosphère et l'interférence dans le cycle de l'azote ont déjà dépassé le seuil critique estimé par Rockström et al. (2009) (Figure 0.1). D'autres transformations de processus du système planétaire, comme l'acidification des océans, l'interférence humaine dans le cycle du phosphore et la consommation d'eau douce sont également en voie de devenir critiques. Bien qu'il existe une grande incertitude quant à la détermination des seuils et au temps requis avant l'apparition de bouleversements environnementaux majeurs, seul un développement socio-économique qui respectera de tels seuils est viable à long terme (Rockström et al., 2009).

Avec une population mondiale estimée à neuf milliards d'individus en 2050 et l'accroissement du niveau de vie des populations des pays non industrialisés, un changement drastique du mode de développement actuel est incontournable (Nations Unies, 2010). Alors que l'ensemble des secteurs d'activité doit être mis à contribution, l'assainissement des eaux usées est un des secteurs faisant l'objet de remises en question en raison de sa charge environnementale considérée comme non viable à long terme (Larsen, 2011; Wilderer, 2004).

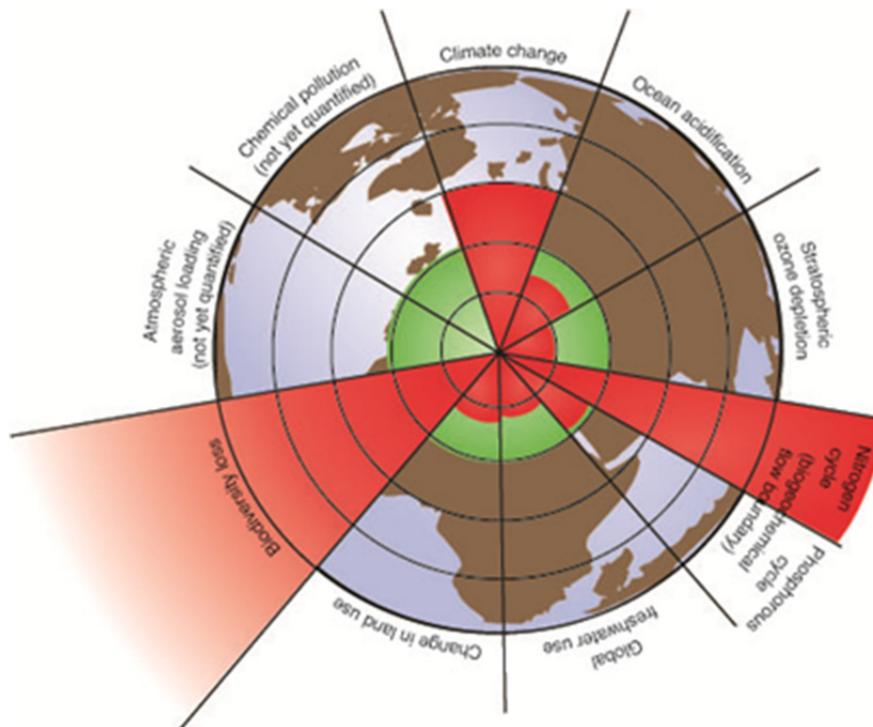


Figure 0.1 Envergure de la transformation des neuf processus du système planétaire par rapport aux seuils critiques. La zone verte représente l'espace où le développement socio-économique n'entraîne pas de dépassement des seuils critiques
Tirée de Rockström et al. (2009)

Charges environnementales des systèmes d'assainissement

Bien que les systèmes d'assainissement remplissent des fonctions essentielles permettant d'atteindre des conditions sanitaires élevées en milieu urbain et de conserver la qualité du milieu aquatique recevant les eaux usées, ceux-ci sont souvent critiqués pour leurs charges environnementales élevées, notamment en ce qui concerne leur consommation de ressources (Larsen, 2011; Otterpohl, 2002; Wilderer, 2004). Ainsi, les systèmes d'assainissement actuels nécessitent un grand volume d'eau pour permettre une dilution suffisante des matières rejetées et garantir le flot d'écoulement lors de la collecte des eaux usées (Wilderer, 2005). Pour réaliser le traitement des eaux usées, les installations et les procédés requièrent une grande quantité de ressources matérielles et énergétiques et engendrent des émissions polluantes pendant leur construction et leur opération (Hammer et Hammer, 2012). De plus,

les systèmes de traitement ne visent généralement pas à exploiter la matière organique et les nutriments contenus dans les eaux usées, sauf le phosphore si une étape de précipitation chimique est réalisée. Toutefois, le potentiel fertilisant du phosphore est limité à cause des fortes liaisons chimiques qu'il possède avec les coagulants utilisés lors de la précipitation (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Tidåker, 2007). Par ailleurs, les eaux usées traitées sont généralement peu valorisées dans les systèmes d'irrigation agricoles (Hammer et Hammer, 2012). Au final, le faible taux de recyclage des nutriments en agriculture force le recours aux fertilisants synthétiques pour satisfaire les besoins nutritifs des cultures (Otterpohl, 2002). Afin de mieux comprendre les limites des systèmes d'assainissement actuels, une mise en contexte historique et une brève description de la situation actuelle sont présentées.

Mise en contexte historique et situation actuelle des systèmes d'assainissement

Mis en place pendant la période de forte industrialisation de la deuxième moitié du 19^e siècle en Europe et aux États-Unis, l'assainissement des eaux usées urbaines est apparu comme une étape essentielle pour garantir des conditions sanitaires de base en milieu urbain et permettre la densification. Avec l'arrivée continuelle de nouveaux citadins, les méthodes traditionnelles de gestion des excréments humains par le simple rejet sur la voie publique et plus tard dans des lieux d'aisance (toilettes sèches) ou des puisards n'étaient plus acceptables à cause des nuisances olfactives, des débordements en cas de précipitation et des risques de contamination des sources d'eau potable (Burian et al., 2000). Une fois contaminées, ces sources d'eau pouvaient engendrer des épidémies (choléra, fièvre typhoïde, etc.), comme ce fut le cas à Londres (de 1824 à 1901) et Hambourg (de 1830 à 1910) (Bourdelaïs, 1990; Tien et al., 2011). Face à cette menace pour la santé publique et au développement économique, l'assainissement des eaux usées urbaines basé sur l'évacuation hydraulique gravitaire souterraine hors des zones habitées s'est imposée comme la seule approche viable (Burian et al., 2000). Au bout de leur course, les eaux usées étaient rejetées sans traitement dans les eaux de surfaces, mais également sur les terres agricoles. Cette dernière pratique, adoptée par plusieurs grandes villes d'Europe et des États-Unis pour l'irrigation et la fertilisation, a été

graduellement abandonnée à cause des coûts associés à la maintenance des systèmes et l'instauration de nouvelles exigences sanitaires (Tidåker, 2007).

Au tournant du 20^e siècle, le traitement des eaux usées a fait son apparition dans les villes dotées d'un système de collecte. Trois grands objectifs étaient poursuivis : prévenir la propagation des maladies contagieuses dans les zones où étaient déversées les eaux usées, améliorer l'apparence visuelle des eaux de surface réceptrices et faciliter le traitement de l'eau potable par les villes qui étaient situées en aval des eaux usées rejetées (Burian et al., 2000). Misant d'abord sur la sédimentation gravitaire pour l'enlèvement des matières en suspension, les systèmes de traitement allaient par la suite intégrer des procédés biologiques afin d'éliminer la matière organique (Lofrano et Brown, 2010). Avec une meilleure compréhension des mécanismes engendrant l'eutrophisation, des étapes de traitement destinées à l'enlèvement des nutriments (composés azotés et phosphorés) ont ensuite fait leur apparition dans les années 70 et 80. En ce qui concerne les boues produites au cours du traitement, elles étaient épandues sans traitement sur les terres agricoles ou, dans certains cas, rejetées dans la mer, jusqu'aux années 90. C'est à cette période que des règlements entourant la gestion des boues ont été instaurés afin de protéger la santé publique, ainsi que la qualité de l'environnement. Aujourd'hui, la part de boues qui est valorisée en agriculture fait l'objet d'un traitement chimique, biologique ou thermique (Cooper, 2001; Lofrano et Brown, 2010).

De nos jours, la grande majorité de la population des pays industrialisés est desservie par des systèmes d'assainissements dit « conventionnels », tels que décrits précédemment (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005; Orth, 2007). Ainsi, un vaste réseau de conduites souterraines couvre l'ensemble ou une partie de l'agglomération urbaine et achemine les eaux usées à une station d'épuration composée généralement de procédés mécanique, chimique et biologique permettant d'atteindre le niveau de traitement visé. Au cours des prochaines décennies, la performance épuratrice des systèmes de traitement devrait s'accroître en réponse aux nouvelles exigences environnementales des gouvernements (CCME, 2009; Commission européenne, 2012a). Cette augmentation de la performance du traitement s'effectuera dans un

contexte de réinvestissement massif afin de renouveler et d'étendre la zone desservie par les systèmes existants (Anderson, 2010; Mirza, 2007).

En parallèle au développement du système conventionnel, des travaux de recherche et des projets pilotes sont menés afin de démontrer la viabilité de systèmes d'assainissement séparatif, c'est-à-dire des systèmes qui incluent la séparation à la source des différentes fractions d'eaux usées (Jonsson et Vinneras, 2007; Larsen et Maurer, 2011; Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Werner et al., 2009). Parmi les systèmes séparatifs proposés, le système séparatif des eaux noires est un de ceux qui font l'objet de nombreuses recherches et a été inclus dans quelques projets de démonstration (Otterpohl, 2002; Skjelhaugen, 1998; Zeeman et al., 2008).

Système d'assainissement séparatif des eaux noires

Le système d'assainissement séparatif des eaux noires (SÉP-EN) est fondé sur la séparation des eaux noires (matières fécales, urine et eau de chasse de la toilette) et des eaux grises (évier, équipement de lavage, bain, etc.). Une des configurations techniques possibles de SÉP-EN inclut un système de collecte par vacuum qui aspire les eaux noires (1 L par chasse) jusqu'à un digesteur anaérobie. Dans le digesteur, les eaux noires sont traitées conjointement avec les résidus alimentaires organiques afin de produire du biogaz et un digestat recyclable sur les terres agricoles. De leur côté, les eaux grises sont acheminées par gravité à une fosse septique, suivie d'un marais épurateur. Depuis la fin des années 90, plusieurs projets de démonstration à l'échelle de bâtiments et de développements immobiliers ont intégré ce type de système séparatif (Swart et Palsma, 2013), dont le développement résidentiel d'environ 200 personnes de Flintenbreite à Lübeck en Allemagne (Otterpohl, 2002).

Méthodes d'évaluation des performances environnementale et économique de SÉP-EN

Pour démontrer l'intérêt du système séparatif des eaux noires par rapport au système conventionnel, les promoteurs de cette approche présentent ses avantages en termes de réduction des besoins énergétiques, de production de nutriments pour l'agriculture, de réduction des polluants rejetés dans le milieu aquatique et d'économie d'eau potable (Otterpohl, Grottker et Lange, 1997; Otterpohl, 2002; Zeeman et al., 2008). Bien que ces avantages prêtent à croire que la performance environnementale du système séparatif est supérieure, ceux-ci représentent un nombre limité de critères environnementaux et ne couvrent pas l'ensemble du cycle de vie du système d'assainissement. De plus, ces avantages représentent des gains exprimés en flux d'inventaire (quantité de ressources et d'émissions environnementales) et non de gains entourant la réduction des impacts environnementaux (eutrophisation, changements climatiques, etc.). À cette limite s'ajoute une évaluation économique qui est souvent partielle et non transparente, car plusieurs paramètres économiques ne sont pas présentés, tels que la durée de vie estimée des équipements, le taux d'actualisation et la période considérée pour l'étude (GTZ, 2005; SuSanA, 2009).

Pour pallier ce manque de complétude des impacts environnementaux et de coût, l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) et l'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV), sont considérées comme des cadres méthodologiques robustes qui permettent d'évaluer et de comparer de façon systémique et exhaustive les performances environnementale et économique de systèmes (Rebitzer et al., 2004). Encadrée par les normes ISO 14040 et ISO 14044, l'AECV vise à évaluer les impacts environnementaux liés à la consommation de ressources (matériaux, énergie, eaux, etc.) et aux émissions environnementales, et ce, sur l'ensemble du cycle de vie des systèmes. De façon analogue, l'ACCV permet de déterminer le coût total des systèmes en incluant les coûts liés à l'investissement, ainsi que ceux liés à l'opération et à l'entretien pendant la vie des systèmes.

Jusqu'à présent, peu d'études visant la comparaison du système séparatif des eaux noires avec le système conventionnel ont utilisé ces méthodes d'évaluation. De plus, les études qui les

ont utilisées n'ont pas permis de statuer clairement sur la supériorité d'un système par rapport à l'autre et ont toutes été réalisées dans le contexte européen.

Objectif général et structure de la thèse

L'objectif général de la thèse consiste à déterminer si le système d'assainissement séparatif des eaux noires présente des performances environnementale et économique supérieures, comparables ou inférieures à celles du système d'assainissement conventionnel dans le contexte québécois. Pour ce faire, les méthodes de l'AECV et de l'ACCV sont utilisées. Cette thèse s'adresse aux concepteurs et aux décideurs intervenant dans le milieu de l'assainissement et de l'aménagement urbain.

Cette thèse est composée de six chapitres (Figure 0.2). Le premier chapitre est dédié à l'état des connaissances entourant les systèmes d'assainissement conventionnel et séparatif et les approches méthodologiques utilisées pour évaluer leur performance environnementale et économique. En fin de chapitre est exposé le positionnement de la recherche, c'est-à-dire le problème de recherche, les hypothèses de recherche, ainsi que l'objectif général et les objectifs spécifiques. Le deuxième chapitre présente l'approche méthodologique retenue en définissant le champ d'étude, en étayant les sources et les modes de traitement des données d'inventaire économique et environnemental, ainsi qu'en décrivant les méthodes d'évaluation du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie. Les trois chapitres qui suivent sont dédiés aux articles scientifiques publiés au cours de la thèse. Ainsi, le troisième chapitre est consacré à l'article 1 qui vise à déterminer la performance économique des systèmes d'assainissement séparatif et conventionnel, ainsi que l'effet de facteurs critiques sur cette performance, comme la décentralisation du traitement. Le quatrième chapitre est destiné à l'article 2 qui porte sur la comparaison de la performance environnementale des systèmes séparatif et conventionnel et l'identification des processus contributeurs et des facteurs influençant les résultats. Le cinquième chapitre présente l'article 3 qui vise à comparer différentes voies (scénarios) de développement du système séparatif des eaux noires lui permettant d'améliorer ses performances environnementale et économique. Le sixième chapitre est dédié à une discussion générale portant notamment sur

une comparaison des résultats avec les études antérieures, l'influence de l'objectif et du champ d'étude sur les résultats obtenus, les limites de la thèse, les perspectives de recherche et, finalement, sur les retombées escomptées de la thèse. Une conclusion résumant les principaux résultats et les perspectives d'implantation pour le système séparatif des eaux noires vient clore la thèse.

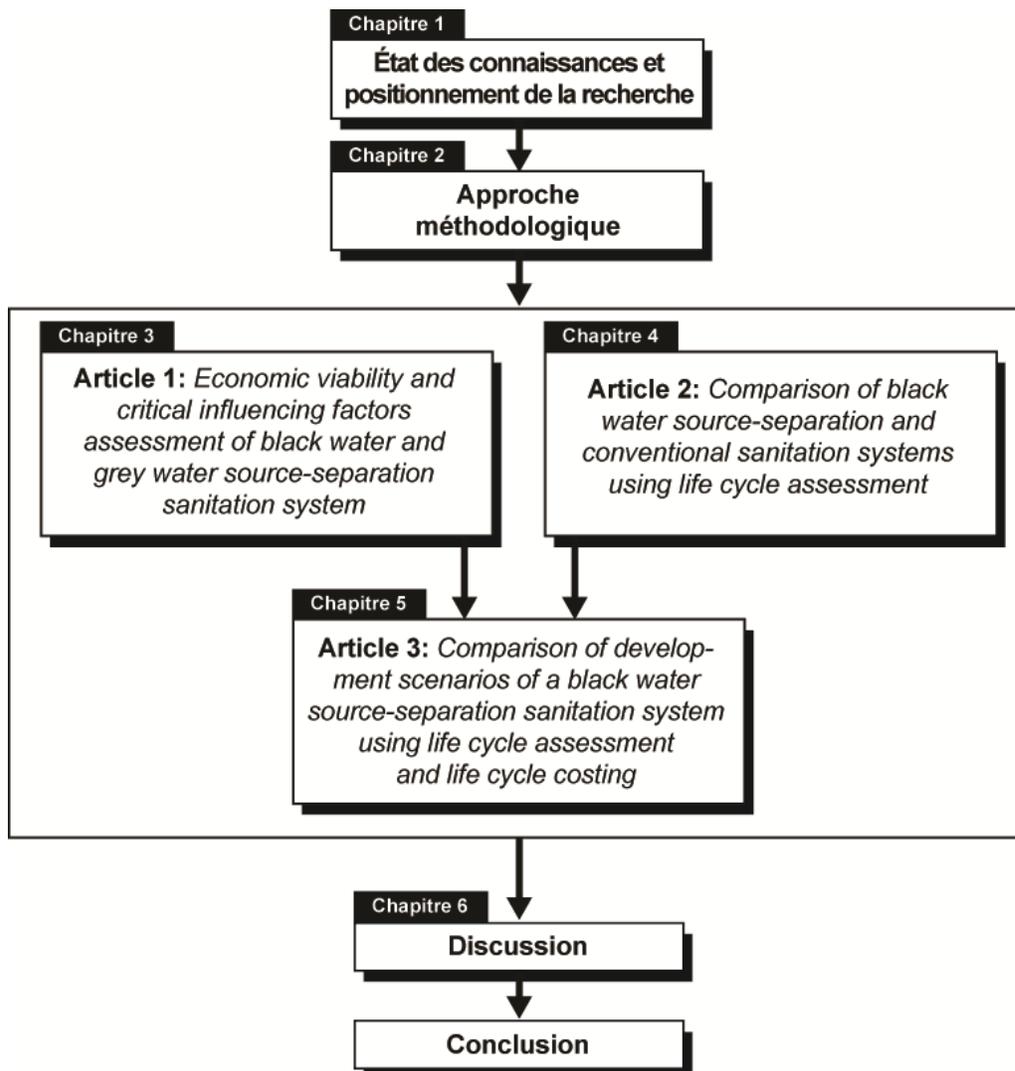


Figure 0.2 Structure de la thèse

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE

Ce chapitre vise à présenter l'état des connaissances relatives aux systèmes d'assainissement conventionnel et séparatif et les principales méthodes utilisées pour évaluer leurs performances environnementale et économique. De plus, une revue des principales études portant sur la comparaison des systèmes d'assainissement conventionnel et séparatif utilisant l'analyse environnementale du cycle de vie et l'analyse du coût sur le cycle de vie est présentée. Une analyse détaillée est ensuite consacrée aux études portant sur le système séparatif des eaux noires afin de déterminer l'état actuel des connaissances et de positionner la présente recherche. Ainsi, le chapitre se termine avec le problème de recherche, les hypothèses de recherche, l'objectif général et les objectifs spécifiques.

1.1 Systèmes d'assainissement des eaux usées municipales

Les systèmes d'assainissement remplissent deux grandes fonctions : la collecte et le traitement des eaux usées. Alors que l'approche d'assainissement traditionnelle consiste à acheminer de façon combinée les eaux usées pour ensuite réaliser un traitement constitué de plusieurs étapes, une approche alternative visant à séparer à la source les différentes fractions d'eaux usées afin de les traiter et de les valoriser de façon spécifique est promue par de nombreux intervenants du milieu de l'assainissement soucieux de la viabilité à long terme de ce système essentiel à la vie urbaine.

1.1.1 Systèmes d'assainissement conventionnel

Conçus initialement pour évacuer les eaux usées hors de la ville, les systèmes d'assainissement ont ensuite été développés dans la perspective d'augmenter leur niveau de performance de traitement afin répondre aux exigences de rejet toujours plus restrictives. Ainsi, les systèmes d'assainissement actuels, dits « conventionnels », reposent sur une

approche linéaire de type « bout de tuyau » (*end of pipe*) visant essentiellement à augmenter le contrôle des rejets sans considérer le système dans sa globalité.

Dans les prochaines années, le développement des systèmes d'assainissement devrait se poursuivre selon cette même approche, puisque l'accent sera consacré à accroître le niveau de performance de traitement des polluants traditionnels et à élargir le traitement aux contaminants émergents. Au Canada, la stratégie nationale de gestion des effluents d'eaux usées municipales prévoit des exigences minimales quant au rejet de certaines catégories de polluants pour l'ensemble des stations d'épuration du pays (CCME, 2009). Ces exigences consistent à limiter les concentrations à 25 mg/L pour la matière organique (DBO₅), à 25 mg/L pour les matières en suspension, à 0,02 mg/L pour le chlore résiduel total, ainsi qu'à réduire la concentration d'ammoniac non ionisé de l'effluent s'il s'avère qu'elle contribue à la toxicité du milieu aquatique.

Du côté européen, les municipalités comptant plus de 2000 personnes-équivalentes doivent être pourvues d'un traitement secondaire et, si le déversement d'eaux usées traitées se trouve dans une zone sensible à l'eutrophisation, de procédés d'enlèvement de l'azote et/ou du phosphore (européenne, 2012a). Les concentrations en azote et phosphore sont ainsi susceptibles d'être limitées à un niveau de 10 mg/L et 1 mg/L, respectivement. De plus, avec l'adoption récente d'une série de directives concernant les micropolluants, la Commission européenne encadre désormais le rejet d'une quarantaine de substances provenant des médicaments, des produits hormonaux et des produits d'hygiène personnelle suspectées de comporter un impact écotoxique sur les écosystèmes aquatiques (Commission européenne, 2012b; Pomiès et al., 2013).

1.1.1.1 Ressources et émissions de GES

Pour satisfaire ces fonctions de collecte et de traitement, les systèmes d'assainissement exigent une grande quantité de ressources (Larsen, 2011; Otterpohl, 2002; Wilderer, 2004). Considérant l'ensemble du cycle de vie des systèmes d'assainissement conventionnels, deux

études ont montré que leur consommation énergétique, rapportée par résident desservi par année, représentait entre 1 et 2 % de la consommation totale d'un citoyen vivant en Allemagne ou aux Pays-Bas (Remy et Jekel, 2008; Roeleveld et al., 1997). Sur la même base de comparaison, la production de GES attribuable aux systèmes d'assainissement a également été estimée à 1 % des GES émis par un citoyen allemand (Remy et Jekel, 2008).

En ce qui concerne la collecte, un grand volume d'eau (potable) est requis pour diluer les matières rejetées et garantir le flot d'écoulement permettant ainsi d'éviter l'accumulation de sédiments et, dans les climats arides, la corrosion accélérée des conduites (Ablin et Kinshella, 2004; Wilderer, 2005). Pour contribuer à atteindre un flot suffisant et limiter la longueur des conduites installées, les eaux usées résidentielles (eaux provenant des toilettes, des éviers, des équipements de lavage, etc.) sont collectées de façon mélangée au sein d'une seule conduite. Dans les pays industrialisés, le volume d'eaux usées générées quotidiennement, bien qu'il varie grandement selon les ménages, fluctue typiquement entre 125 litres par personne pour un pays comme l'Allemagne (Oldenburg, Albold et Otterpohl, 2008) et 290 litres par personne aux États-Unis (Brière, 2012). De plus, les ressources nécessaires à la fabrication des conduites, dont la longueur moyenne est estimée à 21,5 pieds (6,6 m) par personne desservie aux États-Unis (American Society of Civil Engineers, 1999), sont considérées comme importantes (Glick et Guggemos, 2013).

Pour le traitement, les installations et procédés requièrent une grande quantité de ressources et engendrent des émissions polluantes pendant leur construction et leur opération. Aux États-Unis, une station de traitement représente entre 30 et 60 % des dépenses énergétiques et environ 12 % des gaz à effet de serre (GES) d'une municipalité ayant un site d'enfouissement pour ses déchets solides (Hammer et Hammer, 2012). De plus, il a été démontré que la quantité de ressources augmente proportionnellement au niveau de traitement (Foley et al., 2010). Ainsi, un traitement rejetant un effluent de 5 mg N tot/L et 1 mg P tot/L consomme 5 % plus d'énergie pendant son opération, 50 % plus de béton (infrastructure), 40 % plus de produits chimiques (opération) qu'un traitement produisant un effluent de 20 mg N tot/L et 5 mg P tot/L. De plus, cette augmentation du niveau de traitement accroît les émissions de GES

de 70 %, principalement en raison des oxydes nitreux émis lors de la dénitrification (Foley et al., 2010).

En parallèle, les systèmes de traitement ne visent généralement pas à exploiter les ressources contenues dans les eaux usées (eau, matière organique et nutriments). Ainsi, les stations d'épuration sont rarement conçues pour recycler l'eau traitée — par exemple en agriculture, dans les procédés industriels ou encore sur les terrains municipaux — et visent l'élimination de la matière organique et de l'azote (nitrification/dénitrification) (Ho, 2005; Wilderer, 2004). En ce qui concerne le phosphore récupéré dans les boues de station de traitement, celui-ci possède un ratio de biodisponibilité (c.-à-d. la capacité à être prélevé par les cultures) qui se situerait entre 60 et 100 % selon les différentes études recensées (Remy, 2010; Tidåker, 2007). Ce taux s'explique par les fortes liaisons chimiques qui existent entre les différents composés de phosphore et les coagulants utilisés pour la précipitation. L'élimination de l'azote et la faible biodisponibilité du phosphore des boues induisent la production de fertilisants synthétiques azotés et phosphorés pour satisfaire les besoins agricoles (Otterpohl, 2002). De son côté, la production de fertilisants synthétiques entraîne l'augmentation de la rareté des ressources non renouvelables impliquées dans la fabrication des fertilisants, c'est-à-dire le gaz naturel pour les fertilisants azotés et le minerai de phosphate pour les fertilisants phosphatés (Cordell, 2010; Ramírez et Worrell, 2006). De plus, la centralisation des systèmes de traitement rend plus difficile le recyclage du contenu des eaux usées, notamment l'eau et l'énergie thermique (produite par la biodigestion des boues), puisque les utilisateurs potentiels se trouvent à une grande distance de la station de traitement (Ho, 2005).

1.1.1.2 Coût

Le coût lié aux systèmes d'assainissement conventionnel est généralement considéré comme important, notamment en raison du coût de remplacement (investissement) qui représente entre 10 et 20 % du PIB moyen des pays de l'OCDE (Maurer, 2013). Sur la base d'une étude précédente (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005), Maurer (2013) montre que le coût total annuel spécifique (par personne) du système conventionnel, excluant les conduites privées,

est de l'ordre de 170 USD pour un pays peuplé, tels la Grande-Bretagne, la France et les États-Unis, et de 271 USD pour un pays moins peuplé, tels le Danemark et la Suisse. Cette tendance vers un coût plus faible pour les pays plus peuplés est notamment expliquée par les économies d'échelle obtenues dans des villes de grande taille qui sont généralement plus nombreuses dans les pays plus peuplés (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005). Ainsi, si on compare à une municipalité comptant moins de 10 000 habitants, une municipalité comptant entre 10 000 et 50 000 habitants bénéficie d'une réduction de coût de 60 % et les municipalités de 50 000 à 100 000 habitants d'une réduction de 80 %. Ces économies d'échelle sont principalement rencontrées en ce qui a trait à la station d'épuration — qui représente une part de 35 % des coûts totaux liés aux systèmes d'assainissement —, alors que de telles économies d'échelle sont incertaines en ce qui a trait au réseau d'égout (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005; Maurer, 2013).

En ce qui a trait au coût d'opération d'une station d'épuration, il a été démontré que celui-ci représente la somme du produit des quantités de polluants retirés par leur coût d'enlèvement spécifique (Hernandez-Sancho, Molinos-Senante et Sala-Garrido, 2011; Meininger, 2010). En général, il est estimé qu'un traitement secondaire (enlèvement des nutriments N et P) implique un coût deux fois plus élevé que celui d'un traitement primaire (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005). Selon le manuel de gestion des stations d'épuration de l'EPSAR (organisme public espagnol de gestion des eaux), les coûts d'opération moyens d'un traitement primaire, secondaire et tertiaire sont respectivement de 0,12 Euros/m³, 0,26 Euros/m³ et 0,36 Euros/m³, en considérant que ces coûts sont attribuables uniquement au niveau visé et n'incluent donc pas les niveaux inférieurs (Hernandez-Sancho, Molinos-Senante et Sala-Garrido, 2011; Molinos-Senante, Hernández-Sancho et Sala-Garrido, 2010).

1.1.2 Systèmes d'assainissement séparatif

En guise d'alternative aux systèmes d'assainissement actuels, plusieurs auteurs ont proposé une approche visant une gestion globale des ressources contenues dans les eaux usées et celles nécessaires au traitement : la séparation à la source des eaux usées. Les systèmes

d'assainissement fondés sur la séparation à la source consistent à séparer en une, deux ou trois fractions les eaux usées afin de réaliser un traitement et un recyclage adapté à chaque fraction (composition et volume). De cette manière, les ressources matérielles et énergétiques consommées par l'ensemble du système (collecte, traitement et recyclage) sont réduites au minimum (Larsen et Maurer, 2011; Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Werner et al., 2009), tout comme les ressources financières (Maurer, Rothenberger et Larsen, 2005). Dans la majorité des cas, l'approche vise le recyclage agricole des nutriments (N, P, K) contenus dans les excréments humains (urine et matières fécales) afin de remplacer un maximum de nutriments provenant des fertilisants synthétiques et d'éviter que ces nutriments contribuent à l'eutrophisation des milieux aquatiques (Jonsson et al., 1997; Tidåker et al., 2006). En effet, la quantité d'azote, de phosphore et de potassium contenus dans les excréments humains représente respectivement 78 %, 75 % et 47 % du total généré dans les eaux usées (Figure 1.1).

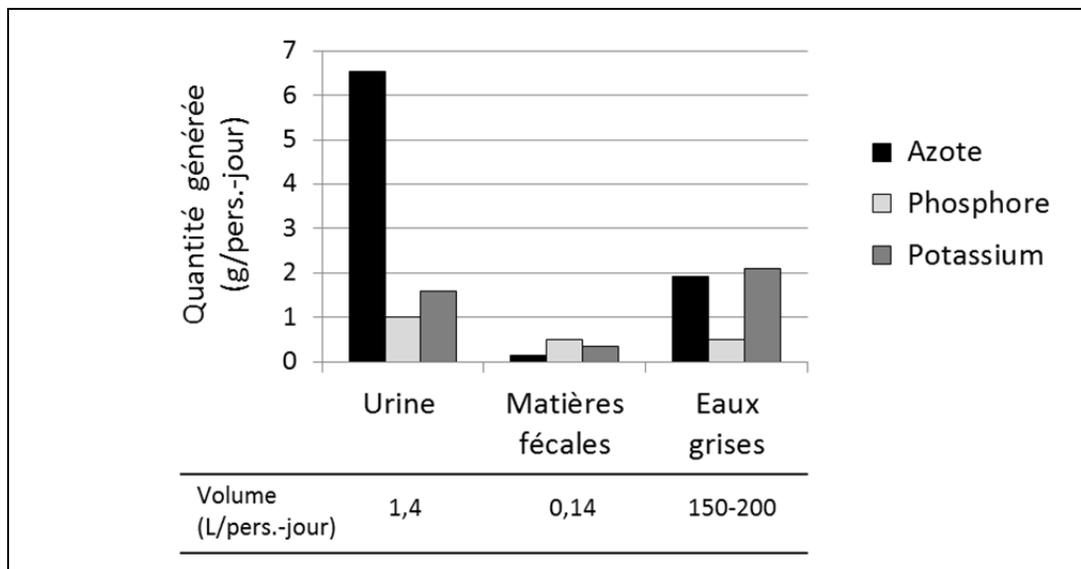


Figure 1.1 Quantité de nutriments et volume relatif à l'urine, aux matières fécales et aux eaux grises
Adaptée de Wendland (2008), Remy (2010) et de MDDEP (2008)

Ainsi, comme la majorité des nutriments des eaux usées se concentre dans les excréments humains, et que son volume est 100 fois moins important que celui des eaux grises, les ressources nécessaires pour leur transport, stockage et épandage sur les terres agricoles sont considérées comme plus faibles que celles économisées par l'évitement de la production de fertilisants synthétiques. Une telle démonstration a notamment été réalisée concernant la séparation et la valorisation de l'urine par Jonsson (2002). Par ailleurs, les systèmes séparatifs sont considérés comme étant plus aptes à répondre à un éventuel resserrement des normes relativement aux rejets de contaminants émergents (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzi, 2012).

1.1.2.1 Types de séparation

Parmi les nombreux projets pilotes et démonstratifs réalisés dans les pays industrialisés, trois grands types de systèmes d'assainissement séparatif avec évacuation hydraulique (eau) des matières fécales peuvent être distingués : 1) séparation de l'urine, 2) séparation des eaux noires (urine, matières fécales et eau de chasse), 3) séparation de l'urine et des eaux brunes (matières fécales et eau de chasse) (Figure 1.2). Le système d'assainissement fondé sur la séparation de l'urine est un système à deux flux qui vise à ne pas mélanger l'urine avec les autres eaux usées afin de la valoriser sur les terres agricoles. Pour ce faire, ce système repose sur une toilette à deux compartiments : l'urine est drainée dans le compartiment avant et les eaux brunes dans le compartiment arrière.

L'urine est évacuée par gravité avec peu ou sans eau de chasse. Ensuite, elle est généralement stockée au sous-sol du bâtiment jusqu'à ce qu'un camion la transporte sur les terres agricoles pour la recycler (Remy, 2010). De leur côté, les eaux brunes et les eaux grises sont évacuées conjointement par un réseau d'égout gravitaire jusqu'à une station d'épuration conventionnelle (Tidåker, 2007). L'intérêt d'une séparation spécifique de l'urine est de réaliser un traitement généralement simplifié (p. ex. stockage de l'urine pendant six mois), d'éviter l'emploi d'un procédé de nitrification/dénitrification à la station d'épuration pour les eaux usées restantes et de pouvoir recycler une grande partie des nutriments dans un volume

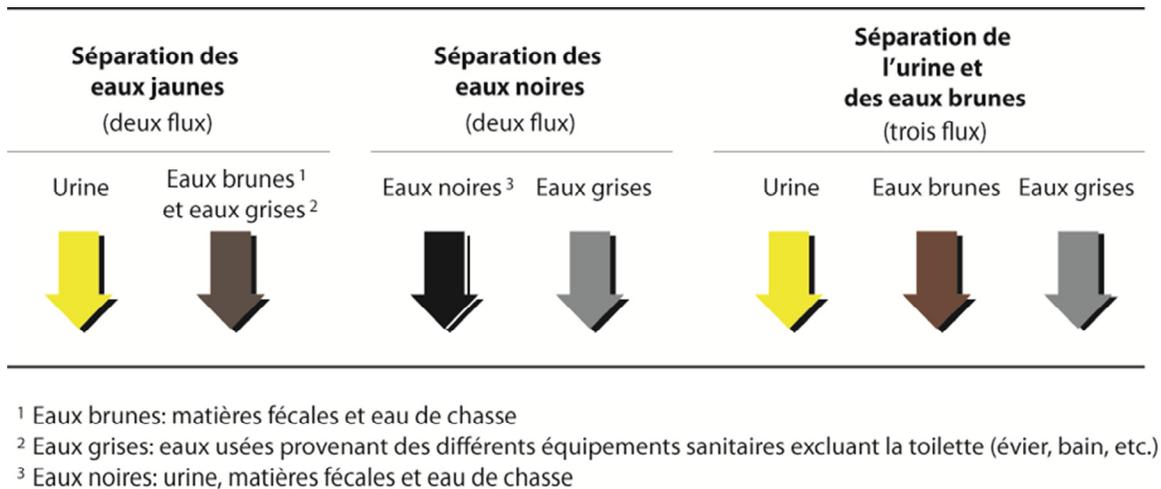


Figure 1.2 Types de systèmes d'assainissement séparatif

relativement faible (Larsen et Maurer, 2011). Toutefois, ce type de système séparatif comporte des défis relatifs à son opération et sa maintenance, tels que le degré réel de séparation de l'urine [généralement entre 65 et 85 % selon Tidåker, Sjoberg et Jonsson (2007)], l'acceptabilité sociale relativement à l'usage d'une toilette différente et le besoin additionnel de maintenance en raison des dépôts de struvite. Plusieurs développements immobiliers de faible envergure (< 500 personnes) ont incorporé un système d'assainissement basé sur la séparation de l'urine, notamment en Suède, au Danemark, en Suisse, en Autriche, en Allemagne, aux Pays-Bas et en Australie (GIZ, 2012), dont certains ont fait l'objet de publications détaillées (Berndtsson, 2006; Jonsson et Vinneras, 2007; Larsen et Lienert, 2007; Stockholm Vatten, 2000).

Le système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) consiste à gérer de façon distincte les eaux noires et les eaux grises. Les eaux noires sont drainées de la toilette par vacuum ou par gravité jusqu'à une station de stockage intermédiaire avant d'être pompées ou transportées par camion à un bâtiment de traitement (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Tidåker et al., 2006). Si le traitement des eaux noires a cours dans un digesteur anaérobie, les résidus alimentaires peuvent être traités conjointement afin d'accroître la production d'énergie (biogaz) (Wendland, 2008). Le digestat produit (c.-à-d. la fraction liquide sortant du

digesteur) est transporté par camion et épandu sur les terres agricoles. Les eaux grises sont quant à elles drainées par gravité et traitées dans une station de traitement conventionnel ou encore dans un marais épurateur. Les eaux grises traitées peuvent également subir un traitement additionnel (désinfection) afin d'être réutilisées en agriculture, en aménagement paysager ou encore à l'intérieur des résidences (toilettes, lessive, etc.) (Li, Wichmann et Otterpohl, 2009). Ce type de système séparatif permet d'offrir un format de toilette classique (un seul compartiment) qui facilite l'acceptabilité sociale, de produire une source d'énergie (biogaz) et d'envisager un traitement passif des eaux grises (faible consommation énergétique). Situés principalement en Allemagne et aux Pays-Bas, plusieurs projets démonstratifs à l'échelle de bâtiments ainsi qu'au sein de développements immobiliers regroupant moins de 300 personnes ont intégré ce système séparatif depuis la fin des années 90 (Gallagher et Sharvelle, 2011; GIZ, 2010; Londong, 2013; Swart et Palsma, 2013). Prévu en 2015, un projet immobilier de 2000 résidents à Hambourg en Allemagne vise l'intégration du système séparatif des eaux noires au sein de sa stratégie de développement durable (Augustin et al., 2013) (Figure 1.3).

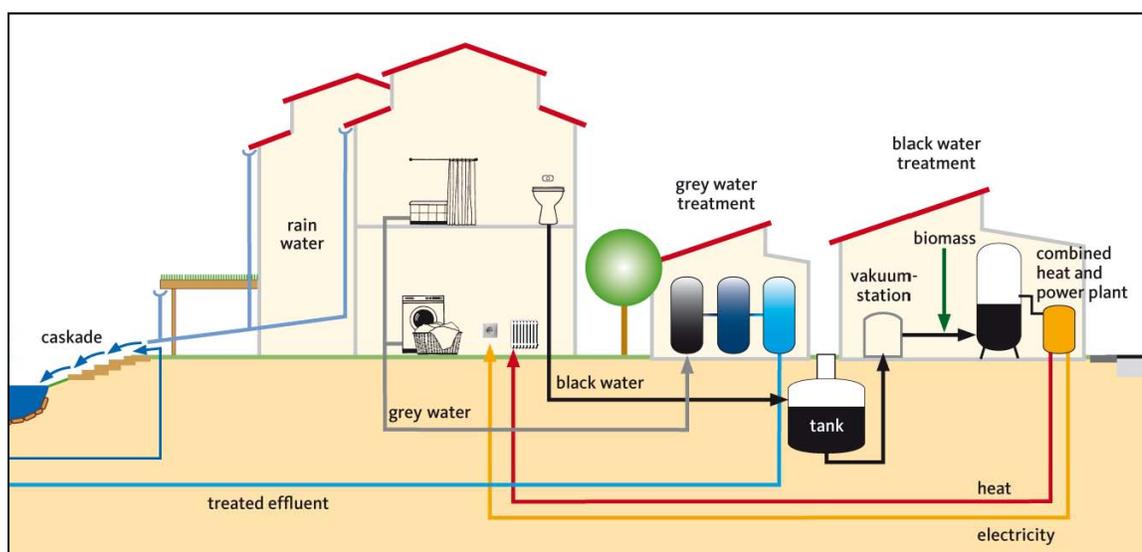


Figure 1.3 Concept de gestion des eaux usées dans le développement immobilier Jenfelder Au dans la ville de Hambourg, Allemagne - Hamburg Water Cycle
Tirée de Augustin (2012)

Le système séparatif de l'urine et des eaux brunes est une combinaison des deux précédents types de systèmes où chaque flux d'eaux usées est géré indépendamment des autres. L'urine non diluée est acheminée par gravité à des réservoirs de stockage situés au sous-sol et elle est ensuite recyclée sur les terres agricoles. La collecte des eaux brunes est généralement gravitaire si son traitement est effectué par compostage, et par vacuum s'il est réalisé par digestion anaérobie (Otterpohl, 2002; Remy, 2010). Le compost ou le digestat qui en résulte est ensuite valorisé sur les terres agricoles. La collecte et le traitement des eaux grises s'effectuent de façon identique au système séparatif des eaux noires. À l'heure actuelle, aucun système séparatif de l'urine et des eaux brunes implanté dans le cadre d'un développement immobilier n'a été répertorié. Quelques projets pilotes ont été recensés, dont celui du moulin à eau historique Lambertsühle, près de Cologne en Allemagne (Otterpohl, 2002) et le projet démonstratif européen pour l'évacuation et traitement séparé de l'urine, des fèces et des eaux grises (projet SCST - *Sanitation Concepts for Separate Treatment of urine, faeces and greywater*) à la station d'épuration Stahnsdorf de Berlin en Allemagne (Peter-Frohlich et al., 2007).

1.1.2.2 Décentralisation du traitement

Pour l'implantation des systèmes d'assainissement séparatif, plusieurs auteurs préconisent un traitement décentralisé des différentes fractions d'eaux usées afin de favoriser le recyclage des ressources qu'elles contiennent (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Werner et al., 2009). Cette décentralisation prend généralement la forme d'une station de traitement desservant un nombre réduit de personnes (< 2500 personnes) occupant plusieurs nouveaux bâtiments ou encore un développement immobilier résidentiel (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzi, 2012; Otterpohl, Grottker et Lange, 1997). Le niveau de décentralisation du traitement peut varier grandement selon la configuration du système séparatif et le type de séparation. À un bout du spectre, le traitement peut se réaliser sur les lieux de génération (p. ex. le stockage de l'urine dans le sous-sol du bâtiment) et, à l'autre bout du spectre, à une échelle semi-centralisée (p. ex. marais épurateur ou digestion anaérobie).

Toutefois, les gains relatifs à cette décentralisation ne font pas l'unanimité (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzù, 2012). Parmi les avantages sur lesquels s'accordent certains auteurs, la décentralisation du traitement permettrait d'obtenir une plus grande proximité entre le lieu de traitement et les utilisateurs potentiels des ressources contenues dans les eaux usées (eau, matière organique et nutriments) (Borsuk et al., 2008; Ho, 2005), de réduire la longueur de conduites de collecte (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzù, 2012) et de mieux protéger la qualité des eaux de surface (Tchobanogius et al., 2004). Toutefois, d'autres auteurs soulignent que les systèmes décentralisés ont plus fréquemment des problèmes au niveau de leur gestion, parviennent plus difficilement à obtenir un haut niveau de traitement et ne procurent pas d'économie d'échelle (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzù, 2012).

1.2 Approches méthodologiques d'évaluation des performances environnementale et économique des systèmes d'assainissement

Traditionnellement, les approches méthodologiques d'évaluation des systèmes d'assainissement étaient basées sur la viabilité économique et le maintien de la qualité de l'environnement aquatique (Sharma et al., 2009). Avec la prise de conscience entourant des problèmes environnementaux régionaux et globaux, ces approches ont été élargies pour intégrer de nombreux critères environnementaux et des indicateurs de durabilité (Palme et Tillman, 2008). Ainsi, de nombreuses approches méthodologiques dédiées à l'évaluation environnementale et d'autres dédiées à l'évaluation économique, chacune présentant des avantages et inconvénients, sont disponibles pour informer les concepteurs et les décideurs des domaines de l'assainissement et de l'aménagement urbain.

1.2.1 Évaluation environnementale

L'évaluation environnementale des systèmes d'assainissement conventionnel et séparatif peut se réaliser selon différentes approches méthodologiques. Premièrement, ces approches peuvent différer selon la nature des indicateurs retenus : principe de durabilité (p. ex. réutilisation des ressources), consommation de ressources non renouvelables, consommation énergétique, émissions polluantes (eau, sol et air), récupération des nutriments et de l'eau,

impacts environnementaux (p. ex. eutrophisation) et aires à protéger (p. ex. biodiversité) (Balkema et al., 2002; Gagnon, 2012; Malmqvist et Palmquist, 2005). Les indicateurs mesurables quantitativement peuvent être classés en trois catégories selon leur niveau d'agrégation : inventaire (ressources consommées et émissions), impact environnemental intermédiaire (p. ex. eutrophisation, écotoxicité, etc.) et impact environnemental final (p. ex. qualité des écosystèmes). De plus, les approches méthodologiques varient également selon les frontières du système considéré : phases du cycle de vie et contenu des eaux usées considérées et composantes techniques des systèmes étudiés. Dans l'ensemble, deux grandes classes d'approches méthodologiques peuvent être distinguées: l'analyse des flux de ressources et l'analyse environnementale du cycle de vie (Gagnon, 2012).

1.2.1.1 Analyse des flux de ressources

Plusieurs approches méthodologiques fondées sur l'analyse des flux de ressources entrant (consommation) et sortant (émises dans l'environnement) sont utilisées pour évaluer la performance environnementale des systèmes d'assainissement. Ces différentes approches méthodologiques, regroupant à la fois des méthodes établies et des cadres conceptuels, concernent principalement la gestion des ressources dans la phase d'opération des systèmes et incluent des critères tels que la consommation énergétique, l'utilisation des terres (surface), la récupération des nutriments et l'utilisation de l'eau (Gagnon, 2012).

Utilisant un cadre conceptuel, Larsen (2011) propose une évaluation globale de la gestion des ressources qui tient à la fois compte des ressources contenues dans les eaux usées, des ressources nécessaires à la collecte et au traitement des eaux usées, des ressources que représentent les milieux naturels et des ressources anthropiques (économiques et sociales). Optant pour une approche ciblant les impacts environnementaux prioritaires engendrés par les systèmes d'assainissement, Kärman (2001) suggère d'évaluer la quantité d'azote rejetée dans le milieu aquatique, l'apport en nutriments et en cadmium sur les terres agricoles, ainsi que la consommation d'électricité et de combustibles fossiles. D'autres auteurs ont utilisé des approches semblables visant à quantifier un nombre restreint de flux de ressources, tels que

l'énergie, les nutriments (N et P) recyclés sur les terres agricoles et l'eau potable consommée lors de l'opération des systèmes d'assainissement (Otterpohl, Grottker et Lange, 1997; Tervahauta et al., 2013; Zeeman et al., 2008). De son côté, Meinzingler (2010) a utilisé l'analyse des flux de matières (*Material flow analysis*) pour établir des bilans de masse détaillés des flux de référence (fractions d'eaux usées et autres produits organiques) en termes de matières organiques, de nutriments (N, P, K, S) et d'eau, ainsi que pour les flux énergétiques associés à chaque processus composant les systèmes d'assainissement étudiés. Certains auteurs ont préconisé l'utilisation d'un indicateur unique reflétant la consommation globale de ressources, telles l'exergie (Hellstrom, 1997; 1999) et l'émergie (Grönlund et al., 2004).

Considérant que l'évaluation des systèmes d'assainissement a cours dans un processus de prise de décision où le nombre d'indicateurs doit être réduit, Balkema et al. (2002) propose une approche d'évaluation qui vise à sélectionner le système qui satisfait le mieux au problème d'optimisation multiobjectif intégrant notamment les objectifs suivants : minimiser l'énergie, minimiser la surface de territoire, minimiser la perte de nutriments, minimiser la production de déchets et maximiser la production de sous-produits (eau recyclée, biogaz, biomasse, etc.). Dans le cas où aucun système ne procure une performance supérieure aux autres à tous les indicateurs, des méthodes d'aide à la décision multicritère basées sur l'agrégation, le surclassement ou la comparaison avec un idéal peuvent être utilisées (Gagnon, 2012). Quelques études de cas portant sur l'évaluation multicritère d'un système d'assainissement ou un de ses sous-systèmes ont été réalisés [p. ex. Borsuk et al. (2008) et Palme et al. (2005)].

Bien que l'approche méthodologique fondée sur l'analyse des flux de ressources propose des indicateurs environnementaux valables, ceux-ci représentent des flux d'inventaire (c.-à-d. quantité de ressources émises ou consommées) et non des problèmes environnementaux. Ainsi, l'interprétation finale par le concepteur ou le décideur est problématique, car ces derniers peuvent difficilement pondérer l'importance relative de chacun des flux en lien avec un impact environnemental spécifique (Bare et al., 2000; Jolliet et al., 2010). À titre

d'exemple, il apparaît difficile de comparer la consommation d'un litre de pétrole avec l'extraction un kilogramme de fer dans l'optique de mesurer l'épuisement global des ressources non renouvelables. De plus, cette approche considère uniquement les ressources impliquées dans la phase d'opération des systèmes d'assainissement et ne représente donc pas un bilan complet sur le cycle de vie.

1.2.1.2 Analyse environnementale du cycle de vie

L'analyse environnementale du cycle de vie (AECV), communément appelée analyse du cycle de vie, est considérée par plusieurs auteurs comme un outil clé pour l'évaluation de l'impact environnemental global de systèmes complexes (Hellweg et Milà i Canals, 2014; Rebitzer et al., 2004). Plus spécifiquement, l'AECV se définit comme une méthode d'évaluation quantitative de l'impact sur l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources d'un système de produit en relation à une fonction spécifique et ceci en considérant les entrants (ressources) et sortants (émissions) impliqués au cours de son cycle de vie (Jolliet et al., 2010). Le cycle de vie d'un produit ou d'un service comprend, pour chaque composante considérée, l'extraction des ressources brutes, la transformation en matières premières, la production de la composante, le transport, l'usage et la fin de vie. Outil permettant d'évaluer des impacts environnementaux potentiels, et non réels, l'AECV est une approche relative qui permet de comparer deux ou plusieurs produits ou services remplissant la même fonction. L'AECV est également reconnue comme un outil efficace pour mettre en évidence les processus à améliorer en priorité et éviter que les améliorations technologiques proposées n'entraînent un simple déplacement d'impact au lieu d'un véritable gain environnemental (Jolliet et al., 2010; Rebitzer et al., 2004).

Phases d'une AECV

La réalisation d'une AECV s'effectue en quatre grandes phases : définition des objectifs et du champ de l'étude, inventaire du cycle de vie, évaluation de l'impact du cycle de vie et interprétation du cycle de vie (Jolliet et al., 2010)(Figure 1.4). La description des phases d'une AECV qui suit a été réalisée en considérant que l'objectif de l'étude est de comparer

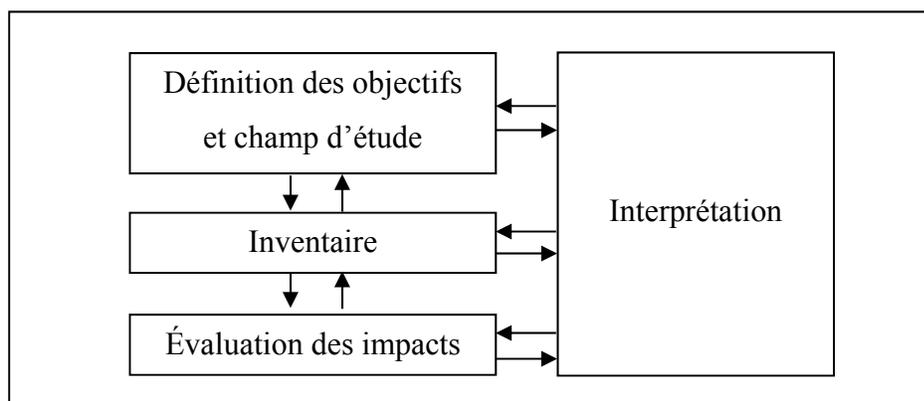


Figure 1.4 Cadre d'une analyse du cycle de vie
Adaptée d'ISO 14040 (2006)

deux systèmes. Première phase de l'étude, la définition des objectifs et du champ d'étude consiste à énoncer les objectifs, les motifs de réalisation de l'étude et le public visé. La ou les fonctions à pourvoir par les systèmes comparés, ainsi que l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire la quantification de ces fonctions, sont définies afin de présenter clairement la base de comparaison entre les deux systèmes. De plus, il y est inclus la description des systèmes étudiés, les flux de référence et les frontières des systèmes retenus, ainsi que la présentation des méthodes utilisées et des hypothèses formulées. La phase de l'inventaire vise l'acquisition et le traitement des données pour quantifier les flux élémentaires, c'est-à-dire les échanges entre la technosphère (sphère technico-économique dans lequel font partie les systèmes comparés) et l'écosphère (environnement) sous forme de ressources et d'émissions, en relation avec l'unité fonctionnelle. En lien avec les objectifs de l'étude, la qualité des données est évaluée afin d'alimenter la phase d'interprétation des résultats. Les règles d'affectation de l'impact pour un coproduit d'un processus multifonctionnel, telles la subdivision du processus, l'expansion des frontières ou l'allocation sur la base de leur masse ou leur valeur économique sont également appliquées (Jolliet et al., 2010).

La phase d'évaluation des impacts environnementaux potentiels est destinée à caractériser en termes d'impacts environnementaux potentiels les flux élémentaires recueillis dans la phase d'inventaire. Cette phase comprend une étape de classification des substances en termes de

contribution à une catégorie d'impacts et une étape de caractérisation de cet impact, c'est-à-dire une évaluation de l'ampleur de la contribution, selon un indicateur donné (p. ex. CO₂ équivalent), à une catégorie d'impacts (p. ex. Changements climatiques). Les catégories d'impacts se retrouvent à deux niveaux : intermédiaire (*midpoint*) qui représente un problème environnemental spécifique (p. ex. acidification), et dommage (*endpoint*) qui fait référence à une aire de protection (p. ex. qualité des écosystèmes). Plusieurs méthodes d'évaluation des impacts sont disponibles, telles que CML 2002, Eco-indicateur 99, ReCiPe, EDIP 2003, LUCAS, TRACI et IMPACT 2002+ (JRC et IES, 2010). À titre d'exemple, la méthode IMPACT 2002+ regroupe 15 catégories d'impacts au niveau intermédiaire et quatre au niveau dommage (Figure 1.5). Sur la base des méthodes LUCAS, EDIP et IMPACT 2002+, la méthode IMPACT World+ a été lancée récemment. Cette nouvelle méthode incorpore les plus récents modèles de caractérisation, dont plusieurs sont adaptés aux catégories d'impacts locales et régionales (p. ex. eutrophisation) (IMPACT World+, 2012).

Après l'évaluation des impacts, des étapes comme la normalisation, le regroupement et la pondération des scores d'impacts obtenus peuvent être accomplies selon les besoins des décideurs. Finalement, la phase de l'interprétation est dédiée à tirer des conclusions et des recommandations qui sont cohérentes avec les objectifs et le champ de l'étude (ISO 14040, 2006). Elle permet notamment d'identifier les priorités d'action, d'analyser l'influence de l'incertitude des données d'inventaire et des méthodes d'évaluation des impacts sur les résultats et de soulever les limites de l'étude. En arrière-plan de ses quatre phases, une AECV se conformant à ISO 14040 (2006) doit communiquer ses résultats de manière transparente, complète et précise et, s'il y a lieu, faire l'objet d'une revue critique par les pairs.

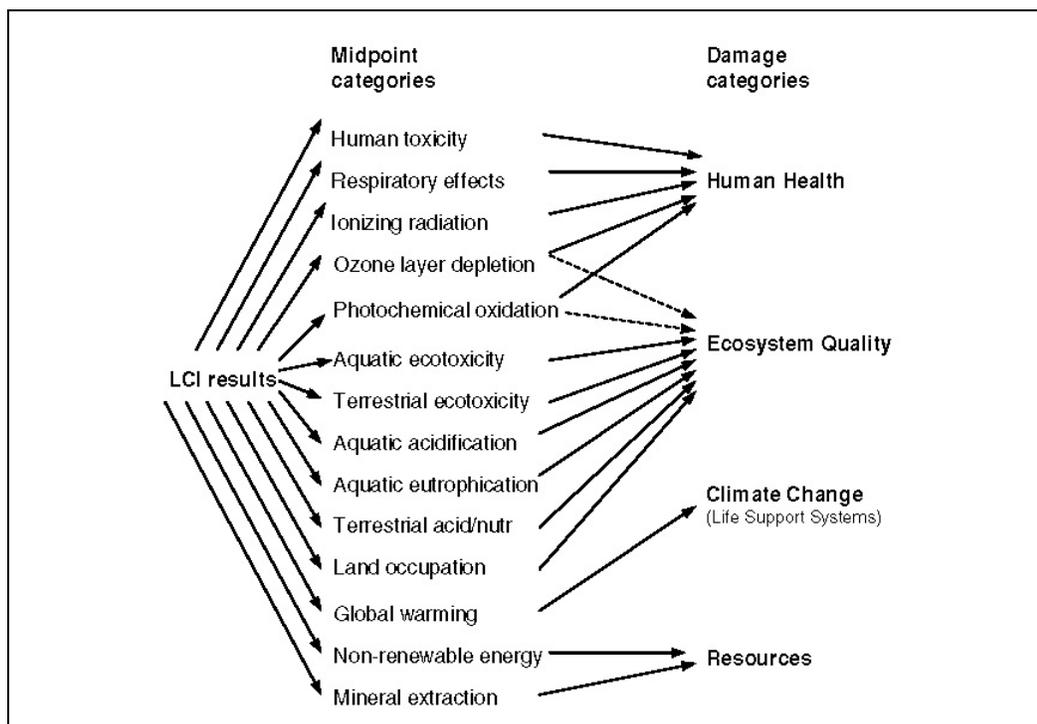


Figure 1.5 Catégories d'impacts de la méthode Impact 2002+
Tirée de Jolliet et al. (2003)

AECV appliquée aux systèmes d'assainissement

Considérée par plusieurs auteurs comme un outil clé pour l'évaluation globale des impacts potentiels des systèmes d'assainissement, l'AECV est fréquemment utilisée dans le domaine de l'assainissement (Corominas et al., 2013). Depuis la première AECV dans les années 90, une quarantaine d'AECV relatives aux systèmes d'assainissement des eaux usées a été publiée dans des revues scientifiques. Parmi ces études, plusieurs AECV ont porté sur des systèmes d'assainissement incluant le procédé d'épuration par boue activée et des procédés de traitement tertiaire [p. ex. Lundie, Peters et Beavis (2004), Tangsubkul et al. (2005) et Ortiz, Raluy et Serra (2007)], alors que quelques-unes ont porté sur des systèmes d'assainissement séparatif [p. ex. Remy et Jekel (2008), Tidåker, Mattsson et Jonsson (2007) et Lundin, Bengtsson et Molander (2000)].

Selon les AECV recensées par Godin (2012), la taille des systèmes étudiés (capacité de traitement) variait entre 40 et 800 000 personnes-équivalentes et les systèmes étaient

localisés en grande majorité dans des pays européens. Les études avaient principalement l'objectif d'évaluer ou de comparer les impacts sur le cycle de vie d'un ou plusieurs systèmes, bien que quelques-unes se sont limitées à dresser l'inventaire des principales ressources et émissions (p. ex. CO₂) [p. ex. Foley et al. (2010) et Emmerson et al. (1995)]. Les AECV visant l'évaluation des impacts étaient davantage réalisées dans une optique de planification de nouveaux systèmes (p. ex. AECV prospective) et les ACV comptabilisant l'inventaire des ressources et émissions consistaient plutôt à évaluer des systèmes d'assainissement existants. Les AECV réalisées étaient de type attributionnel, c'est-à-dire qu'elles ont évalué les impacts d'un système de produits sur son cycle de vie d'une manière statique (aucun changement temporel), en recourant à l'allocation pour les processus multifonctionnels et en utilisant généralement des données moyennes pour modéliser les processus technologiques répondant à la demande de production d'un bien (p. ex. mélange de production énergétique) (Dandres, 2012). Toutefois, la grande majorité des AECV portant sur un système d'assainissement intégrant le recyclage de différents produits fertilisants (p. ex. boues) sur les terres agricoles, ont réalisé une expansion des frontières pour inclure les gains liés aux produits fertilisants (énergie et nutriments), comme le recommande ISO 14040 (2006) (Corominas, 2013).

Bien que l'AECV soit encadrée par les normes ISO 14040 et 14044 (2006), aucun cadre spécifique au secteur des eaux usées n'a été établi (Corominas et al., 2013). Pour cette raison, plusieurs différences méthodologiques ont été observées dans l'application de la méthode. Relativement à la composition des flux de référence (eaux usées entrantes dans le système), certaines AECV se sont limitées à inclure la matière organique, les composés azotés et les composés phosphorés, alors que d'autres ont également inclus un petit ou un grand nombre de métaux lourds (Godin, 2012). La délimitation des frontières des systèmes étudiés varie également d'une étude à l'autre (Corominas et al., 2013) : à un bout du spectre, certaines études ont focalisé sur un procédé de traitement, alors qu'à l'autre bout du spectre, certaines couvrent l'ensemble des systèmes de production d'eau potable et d'assainissement des eaux usées ainsi que la production de fertilisants synthétiques (Figure 1.6). De plus, plusieurs AECV se concentrent uniquement sur l'opération des systèmes de traitement, alors que

d'autres incluent les phases de construction et de fin de vie des infrastructures et installations. À ce sujet, plusieurs AECV ont montré que la phase de construction, et plus particulièrement pour les systèmes séparatifs, représente une part substantielle de l'énergie totale sur le cycle de vie (Frischknecht et al., 2007; Tidåker, 2007), alors que la phase de fin de vie s'est révélé peu contributrice (Emmerson et al., 1995). Dans la réalisation de l'inventaire des AECV ayant inclus la phase de construction, des différences notables sont identifiées relativement à la durée de vie des conduites (50-75 ans) et des installations de traitement (10-40 ans) (Godin, 2012; Remy, 2010).

Par ailleurs, il convient de souligner que la localisation géographique choisie pour l'AECV affecte significativement les résultats puisque plusieurs paramètres, tels que le mélange énergétique pour la production électrique, la composition et la quantité d'affluent à traiter, ainsi que les normes encadrant les rejets d'eaux usées et le recyclage des boues, varient

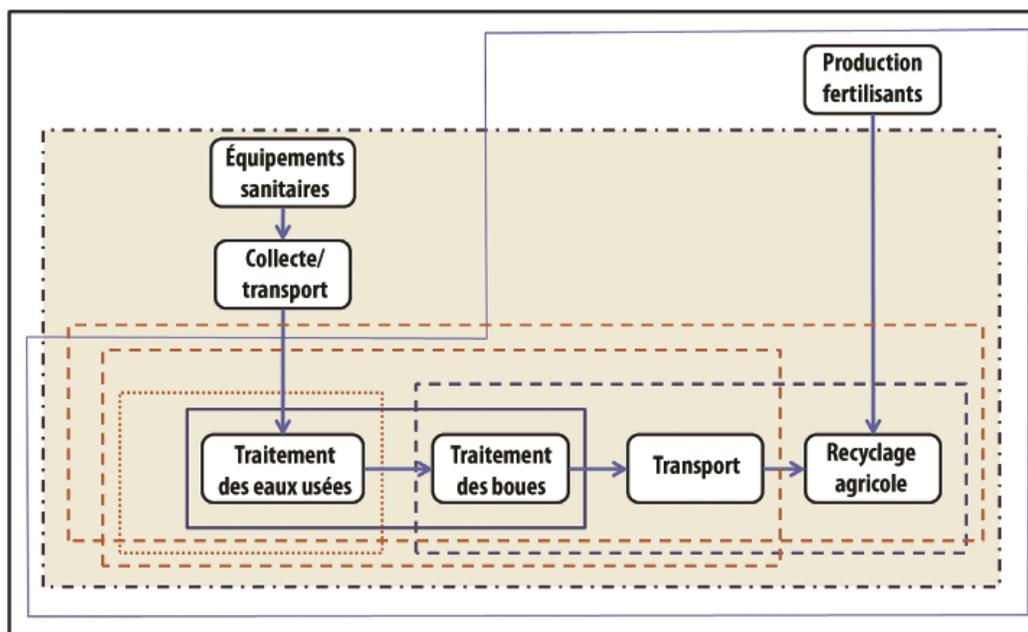


Figure 1.6 Variations dans la délimitation des frontières pour l'évaluation de systèmes d'assainissement municipaux
Adaptée de Corominas et al. (2013)

grandement selon la région visée (Godin, 2012). Le nombre de personnes desservies par les systèmes (échelle d'implantation) a également été soulevé comme un facteur susceptible d'orienter la configuration technique des systèmes et, par conséquent, influencer leur performance (Lundin, Bengtsson et Molander, 2000). Ainsi, plus l'échelle d'implantation est réduite, plus les procédés de traitement sont choisis en fonction de leur coût afin de prendre en considération les pertes d'économie d'échelle. De plus, l'implantation d'un système de plus faible taille occasionne également une perte d'économie d'échelle en termes d'impacts environnementaux (énergie et ressources) (Lundin, Bengtsson et Molander, 2000).

En parallèle, certaines limites inhérentes à la méthode et susceptibles d'affecter la qualité des résultats présentés ont été soulevées dans la littérature scientifique. Au niveau de la phase d'inventaire, les études impliquant de nouvelles technologies rencontrent fréquemment des problèmes de disponibilité et de qualité des données, dont certaines caractérisent des processus contribuant grandement aux impacts environnementaux (Corominas et al., 2013; Remy, 2010). Relativement aux méthodes d'évaluation des impacts, celles-ci caractérisent des quantités et non des concentrations d'émissions polluantes, une donnée qui peut s'avérer importante dans l'évaluation des impacts relatifs aux processus d'épandage des boues et des rejets d'eaux usées traitées (Remy, 2010). En ce qui concerne spécifiquement les métaux contenus dans les effluents d'eaux usées traitées et les matières épandues sur les sols agricoles, les méthodes actuelles d'évaluation des impacts (éco)toxiques sont considérées comme non robustes (Diamond et al., 2010), car les scores obtenus sont reconnus pour comporter une grande variabilité (Gandhi et al., 2010; Owsianiak et al., 2013).

1.2.2 Évaluation économique

La performance économique des systèmes d'assainissement et de leurs différents sous-systèmes (collecte, traitement et recyclage des boues) a toujours constitué un critère incontournable dans leur évaluation et leur sélection (Burian et al., 2000; Maurer, 2013). Aujourd'hui, plusieurs méthodes sont employées pour évaluer la performance économique des systèmes d'assainissement. Alors que certaines méthodes estiment le coût relativement à

une ou plusieurs phases spécifiques du cycle de vie d'un système d'assainissement (p. ex. coût d'opération), la plupart des méthodes utilisées visent à comptabiliser les coûts sur l'ensemble du cycle de vie (Gagnon, 2012). La prochaine section présente les principales méthodes visant l'analyse du coût sur le cycle de vie et décrit les similitudes et distinctions avec le cadre méthodologique de l'AECV dans une perspective d'arrimage entre les deux méthodes.

1.2.2.1 Méthodes d'analyse du coût sur le cycle de vie

L'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV) (*life cycle costing*) est une méthode générale d'évaluation du coût d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie, comprenant la production/construction, l'opération, la maintenance et la fin de vie tout en considérant la valeur des flux monétaires dans le temps (U.S. Department of Commerce, 2010). De cette méthode générale, trois catégories d'ACCV peuvent être distinguées selon le groupe de travail sur l'ACCV de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) : l'ACCV conventionnelle, l'ACCV environnementale et l'ACCV sociale (Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer, 2008b). Les caractéristiques différenciatrices de chacune des méthodes sont présentées au Tableau 1.1.

L'ACCV conventionnelle consiste à évaluer les coûts directs (internes) d'un produit ou service en incluant les phases du cycle de vie qui sont à la charge de l'acteur principal (p. ex. le manufacturier ou le propriétaire du produit) (Lichtenvort et al., 2008). Ainsi, les coûts non assumés par l'acteur principal de l'étude sont généralement négligés dans l'ACCV conventionnelle. Appliquée à l'évaluation des coûts d'une station d'épuration dont la gestion est réalisée par une municipalité, cette méthode pourrait inclure les coûts liés aux phases de construction, d'opération et d'entretien de la station, mais négligerait le coût lié à l'épandage des boues sur les terres agricoles, car celui-ci serait déboursé par l'agriculteur. De son côté, l'ACCV environnementale vise l'analyse du coût sur le cycle de vie d'un produit ou d'un service en considérant un champ d'étude et des frontières du système analogues à une AECV qui serait réalisée en parallèle (Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer, 2008b). L'ACCV

environnementale repose donc sur une unité fonctionnelle, des frontières et des règles d'allocation des processus multifonctionnels communes à une AECV. De plus, elle considère un ou plusieurs acteurs sur le cycle de vie (p. ex. gouvernement, entreprise, citoyen, etc.) pour la prise en compte des coûts. Quant à elle, l'ACCV sociale considère l'ensemble des coûts (internes et externes) assumés par les différents acteurs de la société, aujourd'hui et dans le futur, relativement au cycle de vie d'un produit ou d'un service. Contrairement à l'ACCV conventionnelle qui néglige les coûts sociaux et environnementaux attribuables aux prélèvements de ressources et aux émissions polluantes (externalités¹) et à l'ACCV environnementale qui les néglige également, mais qui est accompagnée d'une AECV qui en tient compte, l'ACCV sociale internalise ces coûts en leur attribuant une valeur économique (monétarisation) (Steen et al., 2008). La valeur économique des externalités peut être fixée selon plusieurs méthodes d'évaluation monétaire des biens et services environnementaux, telles que les méthodes du prix du marché, de la fonction de production, des préférences révélées et des préférences exprimées (CCME, 2010; Steen et al., 2008).

La prise en compte ou non de la croissance des coûts (p. ex. inflation) sur le cycle de vie du produit et le taux d'actualisation retenu diffèrent selon les méthodes. Ainsi, les ACCV conventionnelles peuvent utiliser des taux de croissance propres à une catégorie de coûts (équipement, énergie, etc.) ainsi qu'un taux d'actualisation variant selon les acteurs considérés (2 à 15%), alors que dans le cas de l'ACCV environnementale, le taux d'actualisation est généralement fixé à 0 % et les coûts demeurent généralement stables afin de garder une cohérence avec l'hypothèse de stationnarité posée dans l'AECV (l'impact d'une substance émise est constant dans le temps) avec laquelle elle est jumelée (Lichtenvort et al., 2008). L'ACCV peut être entreprise dans l'optique d'une planification de nouveaux systèmes (produits ou services) en utilisant des coûts estimés (ACCV prospective) ou encore dans le but de faire l'analyse de systèmes existants à partir des coûts vérifiés (ACCV rétrospective) (Lichtenvort et al., 2008).

¹ Les externalités sont des coûts externes non comptabilisés par l'acteur qui les produit (p. ex. émissions de NO_x dans l'atmosphère) (Steen et al., 2008)

Tableau 1.1 Caractéristiques des méthodes d'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV)
Adapté de Lichtenvort et al. (2008)

Caractéristiques	ACCV conventionnelle	ACCV environnementale	ACCV sociale
Acteurs considérés	Un seul acteur (en général)	Un ou plusieurs acteurs	La société dans son ensemble, incluant les gouvernements
Phases du cycle de vie incluses	Cycle de vie partiel, avec l'exclusion de la fin de vie et parfois de l'utilisation	Cycle de vie complet	Cycle de vie complet
Frontières des coûts du système	Coûts internes déboursés par l'acteur principal	Coûts internes par l'ensemble des acteurs (coûts externes pris en compte dans l'AECV)	Coûts internes et externes (prise en compte des externalités)
Unité de référence	Produit ou service	Unité fonctionnelle	Système
Catégories de coût considérées	Recherche et développement, acquisition, opération et parfois pour la fin de vie	Matériaux, énergie, machines, main-d'œuvre, gestion des déchets, transport, maintenance, taxes et subventions	Construction, opération, maintenance et dégradation environnementale
Modélisation des coûts	Modèle quasi dynamique (parfois dynamique)	Modèle statique	Modèle quasi dynamique (en général)
Actualisation des flux monétaires	Recommandé	Recommandé	Recommandé

Les trois types d'ACCV ne sont pas au même stade de développement, de reconnaissance scientifique et d'utilisation par les acteurs de la société (Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer, 2008b). L'ACCV conventionnelle est une méthode bien établie dont les premières utilisations remontent aux années 60, notamment pour l'achat d'équipements ou de moyens de transport à usage militaire (Lichtenvort et al., 2008). Aujourd'hui, cette méthode est communément utilisée par diverses organisations (entreprises, firmes de consultants, gouvernements, etc.) pour l'évaluation du coût sur le cycle de vie de plusieurs types de produits et services reconnus pour leur longue durée de vie (p. ex. flotte de véhicules, bâtiment, infrastructure publique, etc.). De son côté, l'ACCV environnementale est de plus en plus utilisée, bien que son usage demeure moindre que celui de l'ACCV conventionnelle (Ciroth, Verghese et

Trescher, 2008; Hunkeler, Lichtenwort et Rebitzer, 2008a). Un code de bonnes pratiques pour la réalisation d'ACCV environnementales a été publié par la SETAC afin d'offrir un cadre visant une intégration cohérente et flexible des trois piliers de la durabilité (environnement, économie et justice sociale) (Swarr et al., 2011). Ce code de bonnes pratiques est essentiellement fondé sur l'adaptation des lignes directrices définies par ISO 14040 pour l'ACV (AECV). Quant à elle, l'ACCV sociale en est à ses tout débuts, même si le concept n'est pas récent (Klopffer, 2008). Afin de développer la méthode, l'ACCV sociale pourrait se baser sur l'analyse coût-bénéfice, un cadre méthodologique reconnu et utilisé depuis plusieurs décennies qui vise l'internalisation des coûts liés aux externalités (Lichtenwort et al., 2008).

1.2.2.2 Phases d'une ACCV environnementale

Une ACCV environnementale est composée de quatre phases : définition du but et du champ d'étude, inventaire économique sur le cycle de vie, interprétation et, finalement, communication et révision (Swarr et al., 2011). La phase dédiée à la définition du but et du champ d'étude consiste à énoncer clairement le but de l'étude, tout en spécifiant les motifs pour la réaliser ainsi que le public visé. De plus, l'unité fonctionnelle, les étapes du cycle de vie, les flux de référence et les frontières du système sont définies en concordance avec celles de l'AECV. De plus, la perspective de l'ACCV, c'est-à-dire le ou les acteurs qui assument les coûts (p. ex. entreprise, usager, etc.), est énoncée. La phase d'inventaire vise à attribuer un coût à chaque sous-système, composante ou processus unitaire inclus dans les frontières du système. Le niveau de détail et la qualité des données répertoriées dépendent du but de l'étude (Swarr et al., 2011). Un taux d'actualisation approprié doit être déterminé selon la perspective de l'ACCV, la durée de vie des systèmes évalués et le but de l'étude. Comme dans l'ACCV conventionnelle, le résultat peut être exprimé de deux façons en lien avec l'unité fonctionnelle retenue : 1) la valeur actuelle nette, c'est-à-dire un coût total rapporté à une année de référence donnée, 2) le coût annuel équivalent, c'est-à-dire un coût constant pour chaque année de vie du système (Derome, 1997). La phase d'interprétation réside en une analyse détaillée des résultats dans le but de faire ressortir les principaux contributeurs, les facteurs d'influence, l'incertitude globale et les limites de l'étude. La phase de communication

et de révision comprend le choix du type et du format de rapport afin que les résultats soient communiqués de façon transparente, claire, complète et précise (Swarr et al., 2011). Une revue critique des résultats par les pairs peut également être entreprise selon le motif de réalisation de l'étude et le public visé.

1.2.2.3 ACCV appliquée aux systèmes d'assainissement

L'ACCV est reconnue comme une méthode clé pour l'évaluation des coûts de systèmes d'assainissement (Glick et Guggemos, 2013; US-EPA, 2010). Au cours des dernières années, plusieurs ACCV conventionnelle et environnementale portant sur le domaine de l'assainissement ont été recensées dans la littérature scientifique. Les ACCV conventionnelles répertoriées couvraient spécifiquement le réseau de collecte des eaux usées (Lim, Lee et Park, 2009; Vipulanandan et Pasari, 2005) ou encore la station d'épuration (Tsagarakis, Mara et Angelakis, 2003). Au niveau des ACCV environnementales, une étude a ciblé le réseau de collecte (Glick et Guggemos, 2013), d'autres ont porté sur la station d'épuration et le recyclage des boues (Godin, 2012; Rebitzer, Hunkeler et Jolliet, 2003), alors qu'une autre a couvert l'ensemble du système d'assainissement (Gagnon, 2012). Les coûts considérés comprenaient ceux reliés à l'investissement (infrastructure, équipement et installation), à l'opération et à la maintenance. La plupart des ACCV ont exclu le coût du démantèlement des systèmes. Quelques ACCV conventionnelles ont porté sur des systèmes d'assainissement décentralisés, mais non séparatifs (Clark, 1997; Fane, Ashbolt et White, 2002).

1.2.3 Évaluation environnementale et économique combinée : application aux systèmes d'assainissement

La combinaison de l'évaluation environnementale et économique dans une optique cycle de vie s'avère pertinente puisqu'elle intègre deux des trois piliers du développement durable (Klöpffer et Citroth, 2011). Plus particulièrement, l'évaluation environnementale et économique sur le cycle de vie permet de rehausser la pertinence et la complétude du processus de prise de décision et d'identifier clairement les relations entre les coûts encourus

et les impacts environnementaux évités, c'est-à-dire le niveau d'éco-efficience d'une décision de développement (Jolliet et al., 2010; Schmidt, 2003). Utilisée dans la phase de conception d'un produit ou service, une telle évaluation combinée permet de prévenir les impacts potentiels et le coût sur le cycle de vie qu'un système pourrait engendrer au cours de sa vie (Rebitzer, Hunkeler et Jolliet, 2003) (Figure 1.7).

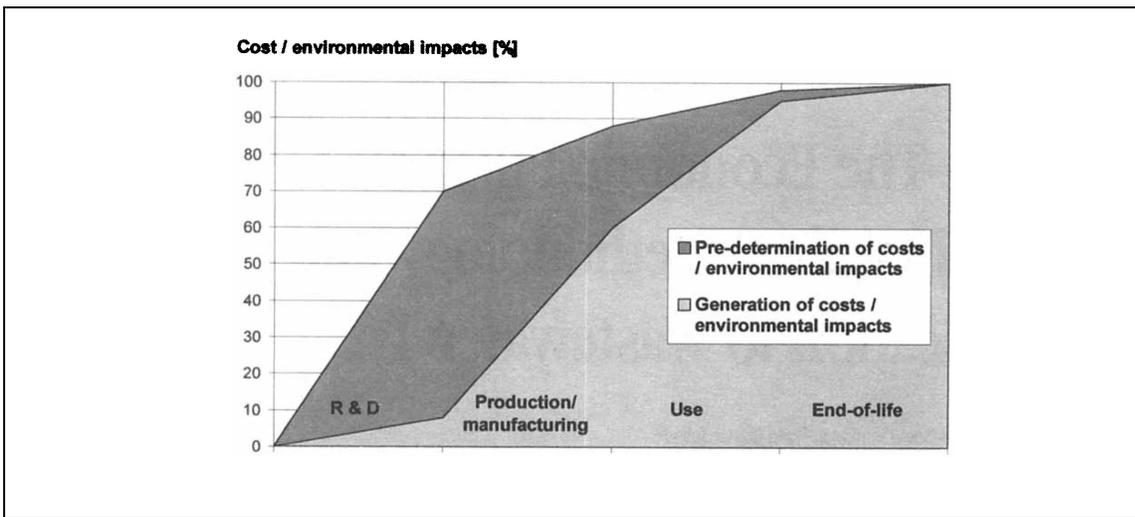


Figure 1.7 Génération et prédétermination du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie d'un produit ou d'un service
Tirée de Rebitzer, Hunkeler et Jolliet (2003)

Dans la littérature relative à l'évaluation de la performance de systèmes d'assainissement (collecte et/ou de traitement), quelques études ont combiné les évaluations environnementale et économique et certaines l'ont utilisé dans une optique de cycle de vie. Parmi les études portant sur des systèmes de traitement conventionnel, une étude a combiné l'AECV, comprenant deux indicateurs, à une évaluation économique basée sur le coût d'opération (Rodriguez-Garcia, 2011). D'autres études ciblant le système conventionnel ont combiné l'ACCV et l'AECV, dont l'AECV comportait trois indicateurs environnementaux ou moins (Munoz et al., 2008; Nogueira et al., 2007; Glick, 2013) ou encore quatre indicateurs et plus (Gagnon, 2012; Godin, Bouchard et Vanrolleghem, 2012; Larsen, Hansen et Boyer-Souchet, 2010). Pour ces dernières études, l'AECV a été réalisée en suivant les normes ISO 14040 (2006) et ISO 14044 (2006) et l'ACCV a appliqué les principes méthodologiques

ayant trait à l'ACCV environnementale telle que présentée précédemment. Une seule étude comparative des systèmes séparatif et conventionnel, divisée en une AECV et une ACCV environnementale a été recensée. Ainsi, l'AECV réalisée par Remy (2010) et l'ACCV environnementale accomplie par Oldenburg (2007), ont en commun l'unité fonctionnelle, les frontières du système, la configuration du système conventionnel et la configuration d'un SÉP-EN qui inclut un traitement des eaux grises avec un réacteur biologique séquentiel. Toutefois, les résultats de ces dernières n'ont pas fait l'objet d'une analyse intégrée autre qu'une conclusion générale attestant du potentiel des systèmes séparatifs (Peter-Frohlich et al., 2007).

1.3 AECV et ACCV comparatives de systèmes séparatifs et conventionnels

Depuis la fin des années 90, plusieurs AECV et ACCV comparant les systèmes d'assainissement séparatif (tous types confondus) et les systèmes conventionnels dans un contexte de pays industrialisés ont été recensées dans la littérature scientifique. De type prospectif, ces études ont comparé différentes configurations de systèmes d'assainissement séparatif et conventionnel implantés au sein de villes ou bâtiments hypothétiques dans des contextes européens. L'objectif de ces études consistait généralement à déterminer les principaux avantages et inconvénients respectifs des systèmes séparatifs et conventionnels en regard de plusieurs indicateurs environnementaux et, dans certains cas, de déterminer laquelle des deux approches est préférable. Bien que ces études comportent des différences méthodologiques rendant la comparaison des résultats en termes absolus non valides, celles-ci permettent de mieux cerner l'influence du choix des frontières des systèmes, de dégager certaines forces et faiblesses des systèmes séparatifs et conventionnels et de mettre en lumière les types de systèmes séparatifs ayant le plus de potentiel pour rivaliser avec le système conventionnel. Par souci d'efficacité, la revue entourant les AECV s'est limitée à celles qui ont utilisé un minimum de trois indicateurs d'impacts environnementaux (niveau intermédiaire ou dommage) ou encore celles qui, en plus de leurs résultats exhaustifs exprimés en flux d'inventaire, étaient pertinentes dans le cadre de la présente recherche.

1.3.1 AECV comparatives

Une AECV a comparé un système séparatif de l'urine et des eaux brunes avec un système conventionnel implanté au sein de deux municipalités suédoises (Tillman, Svingby et Lundström, 1998). Alors que le système conventionnel repose sur une station d'épuration composée de traitement mécanique, biologique et chimique, le système séparatif consiste à gérer indépendamment les trois fractions d'eaux usées : l'urine est stockée avant son recyclage agricole, les eaux brunes sont envoyées dans un digesteur anaérobie, avec les résidus alimentaires et les eaux grises sont traitées dans un filtre à sable. L'urine récupéré et le digestat sont épandus sur les terres agricoles. En élargissant les frontières aux fonctions secondaires des systèmes d'assainissement (production de fertilisants, biogaz et chaleur), le système séparatif peut obtenir des impacts environnementaux plus faibles que le système conventionnel au sein de la municipalité de 900 habitants, alors que les conclusions étaient plus difficiles à tirer pour la municipalité de 12 000 habitants. Dans ce dernier cas, la récupération de la chaleur des eaux usées ainsi que le niveau élevé de dénitrification, rendu possible par la taille suffisante de la station d'épuration, procurent un avantage au système conventionnel sur le plan énergétique.

De façon similaire, une AECV a comparé des systèmes séparatif et conventionnel implantés au sein de deux municipalités de taille différente (200 et 2700 personnes) (Lundin, Bengtsson et Molander, 2000). Pour la municipalité de 200 personnes, un système séparatif fondé sur une séparation à la source des eaux noires et d'un traitement par compostage liquide avec les résidus alimentaires nécessite plus de ressources matérielles et d'électricité que le système conventionnel dans la phase de construction et d'opération des systèmes. Toutefois, en considérant la substitution de fertilisants synthétiques obtenus par le recyclage agricole des eaux noires (expansion des frontières), le système séparatif des eaux noires obtient un meilleur bilan que le système conventionnel en ce qui a trait aux émissions de dioxyde de carbone et à la consommation de ressources fossiles et de phosphate minéral brut. Pour la municipalité de 2700 personnes, un système séparatif de l'urine, alors que le reste des eaux usées est traité par voie conventionnelle, obtient des performances supérieures au système conventionnel relativement à ces trois indicateurs, notamment grâce à l'expansion des

frontières. De plus, l'étude a montré que des économies d'échelle, en termes d'impacts environnementaux, sont attendues lors de la construction et l'opération d'une station de traitement de plus grande envergure.

Une première étude réalisée par Tidåker et al. (2006) avait pour objectif de comparer un système fondé sur la séparation à la source des eaux noires afin que celles-ci soient traitées par digestion anaérobie (avec les résidus alimentaires) avant leur recyclage agricole avec un système conventionnel où uniquement les boues de la station d'épuration sont recyclées sur les terres agricoles. Les deux systèmes ont été dimensionnés pour desservir une population de 8830 personnes-équivalentes. Au plan énergétique, le système séparatif des eaux noires consomme davantage de carburant fossile, mais moins d'électricité que le système conventionnel. En ce qui concerne l'eutrophisation aquatique et les changements climatiques, la performance du système séparatif est supérieure au système conventionnel, mais celle-ci est inférieure en ce qui a trait à l'acidification. Une seconde étude a porté sur les conséquences environnementales liées à la substitution de fertilisants synthétiques utilisés en agriculture par l'urine humaine (Tidåker, Mattsson et Jonsson, 2007). Avec l'unité fonctionnelle définie comme la récolte d'un kilogramme de blé d'hiver, l'étude a comparé un scénario de fertilisation conventionnel (production et transport des fertilisants, préparation du sol, épandage des fertilisants et récolte de la culture) avec un scénario où l'urine est séparée à la source, stockée pendant six mois et épandue sur les terres agricoles en remplacement de fertilisants synthétiques. Les résultats indiquent que le scénario de séparation à la source de l'urine consomme moins d'énergie primaire, engendre moins d'eutrophisation aquatique, émet moins de gaz à effet de serre, mais contribue davantage à l'acidification que le scénario de fertilisation conventionnel. De ces deux dernières études, il a été démontré que les avantages du système séparatif reposent sur un stockage étanche (eaux noires ou urine) qui limite les émissions atmosphériques d'ammoniac.

Une analyse des flux de matière réalisée par Hellstrom et al. (2008), considérée ici dans la catégorie AECV à cause de son inventaire exhaustif de la phase d'opération des systèmes, a comparé un système conventionnel comprenant le recyclage agricole des boues et l'incinération des matières organiques avec un système conventionnel visant le recyclage des

nutriments (boues et matières organiques) et deux types de systèmes séparatifs. Le premier système séparatif consiste en une séparation de l'urine, des eaux brunes et des eaux grises, alors que le second sépare uniquement les eaux noires et les eaux grises. Dans les deux cas, les eaux brunes et les eaux noires sont traitées dans un digesteur anaérobie et les eaux grises dans une station de traitement conventionnel. Le système séparatif des eaux noires comprend également un filtre à sable et un procédé d'osmose inverse qui sont dédiées à traiter et concentrer les nutriments contenus dans le digestat afin de réduire la masse à transporter pour l'épandage en agriculture. Les résultats montrent que le système conventionnel visant le recyclage des nutriments obtient le score d'impacts le plus faible relativement au potentiel d'eutrophisation, mais consomme le plus d'exergie. Le système conventionnel et le système séparatif des eaux noires affichent respectivement les scores d'impacts les moins élevés aux indicateurs acidification et changements climatiques.

Une étude accomplie par Benetto et al. (2009) a comparé un système conventionnel avec un système séparatif de l'urine et des eaux brunes pour un bâtiment situé en zone rurale dans lequel travaillent 40 personnes. Le système séparatif comprend des réservoirs de stockage pour l'urine séparée à la source et une étape de filtration et de compostage pour les eaux brunes avant leur recyclage agricole. L'étude conclut que le système séparatif engendre un score d'impacts plus grand pour les indicateurs Changements climatiques, Santé humaine et Ressources, mais un score plus faible pour la Qualité des écosystèmes. Le score d'impacts du système séparatif à ce dernier indicateur est nettement inférieur à celui obtenu par le système conventionnel en raison de la quantité plus faible de métaux, notamment l'aluminium provenant du coagulant, épandus sur les terres agricoles. L'étude rappelle également que l'écotoxicité terrestre des métaux est largement surestimée avec les modèles actuels. De plus, la distance de transport de l'urine et des eaux brunes compostées vers les terres agricoles ainsi que la méthode d'allocation des sous-produits (nutriments) sont considérées comme deux paramètres déterminant significativement la performance de ce système séparatif.

Une AECV exhaustive comparant 12 systèmes d'assainissement comprenant trois variantes de systèmes conventionnels et neuf variantes de systèmes d'assainissement séparatif a été réalisée par Remy (2010) sur la base des résultats obtenus lors du projet démonstratif

européen SCST (Peter-Frohlich et al., 2007). Les variantes de systèmes conventionnels se distinguent principalement entre celle visant un épandage agricole des boues et celles qui incluent leur incinération. Les variantes de systèmes séparatifs peuvent être classées en trois groupes selon la fraction d'eaux usées séparée et son traitement : 1) eaux noires traitées par digestion anaérobie, 2) urine (stockage) et eaux brunes traitées par digestion anaérobie, et 3) urine (stockage) et eaux brunes traitées par compostage. Inclues dans les frontières de l'étude, les matières organiques sont traitées conjointement aux eaux noires ou eaux brunes. Dans les trois groupes, les eaux grises peuvent être traitées dans un réacteur biologique séquentielle (RBS), un marais épurateur ou un réacteur biologique membranaire (RBM).

Présentant les scores d'impacts obtenus pour huit catégories (niveau intermédiaire - *midpoint*), l'étude de Remy (2010) conclut qu'il n'est pas possible de déterminer quelle approche d'assainissement ou quel type de systèmes séparatifs serait préférable aux systèmes conventionnels, puisqu'aucun système comparé n'obtient de scores d'impacts inférieurs aux autres à toutes les catégories d'impacts. Le système conventionnel recyclant les boues sur les terres agricoles affiche une performance supérieure au système conventionnel dont les boues sont incinérées relativement à la consommation d'énergie primaire et aux changements climatiques, mais subit quelques reculs au niveau de l'acidification et des impacts liés à la toxicité humaine et l'écotoxicité. Les variantes de systèmes séparatifs des eaux noires et celles séparant l'urine et les eaux brunes montrent des bénéfices à tous les indicateurs en comparaison avec les systèmes conventionnels, sauf à l'acidification, et, pour les variantes ayant un marais épurateur pour traiter les eaux grises, un recul au niveau de l'eutrophisation. Toutefois, les variantes du système séparatif qui incluent un marais épurateur impliquent des scores d'impacts inférieurs à ceux obtenus par les variantes traitant les eaux grises avec un RBS ou un MBR au niveau de la consommation énergétique et des changements climatiques. Dans une étude subséquente, Remy et Jekel (2012) ont montré que l'inclusion des matières organiques dans les frontières de l'étude constituait un avantage au niveau énergétique pour les systèmes séparatifs incluant la digestion anaérobie des eaux noires ou eaux brunes. Cet avantage est attribuable à la production énergétique plus grande liée à l'ajout de matières organiques dans le digesteur anaérobie (biogaz) des systèmes séparatifs par rapport aux

systèmes conventionnels qui traitent les résidus alimentaires par compostage, un procédé qui consomme de l'énergie au lieu de produire. Finalement, l'étude de Remy (2010) souligne que les variantes de systèmes séparatifs procurent un score d'impacts nettement moindre pour les catégories reliées à la toxicité humaine et l'écotoxicité par rapport aux systèmes conventionnels en raison d'une réduction des émissions de métaux sur les terres agricoles. Cette réduction s'explique par le fait que la fraction solide résultant du traitement des eaux grises (les solides restent fixés au marais épurateur ou sont incinérés), dans laquelle se trouvent la majeure partie des métaux des eaux usées, n'est pas épandue sur les terres agricoles.

1.3.2 ACCV comparatives

Pour la première phase du projet démonstratif européen SCST (*Sanitation Concepts for Separate Treatment of urine, faeces and greywater*), une étude de préfaisabilité économique a comparé deux systèmes séparatifs de l'urine et des eaux brunes avec des systèmes conventionnels implantés au sein de deux municipalités hypothétiques de tailles différentes (672 et 5000 habitants) dans un contexte allemand (Peter-Frohlich et al., 2003). Pour les deux systèmes séparatifs, l'urine est stockée avant son recyclage, alors que les eaux grises sont traitées dans un marais épurateur. Les deux systèmes séparatifs se distinguent par le mode de collecte et de traitement des eaux brunes : le premier comprend une collecte gravitaire suivi d'un traitement par compostage, alors que le second réalise une collecte par vacuum suivi d'un traitement par digestion anaérobie. L'étude a pris en compte les coûts d'investissement, d'opération et d'entretien et couvre une période de 50 ans. De plus, les coûts reliés au réinvestissement pour les équipements dont la durée de vie était inférieure à la période de l'étude ont également été considérés. Toutefois, il n'est pas précisé si les revenus de la vente des nutriments et de l'énergie produite (biogaz) sont inclus. Un taux d'inflation nul pour les différents flux monétaires, ainsi qu'un taux d'actualisation de 3,5 % ont été utilisés. Les coûts des systèmes conventionnels (eau potable, eaux usées, énergie et branchement au réseau) proviennent des entreprises responsables du service des eaux sur le territoire. Dans le scénario d'une ville de 672 personnes, le système séparatif fondé sur la collecte gravitaire et

le compostage des eaux brunes obtient le coût total le moins élevé, suivi du système conventionnel et finalement par le système séparatif fondé sur la collecte par vacuum et la digestion anaérobie des eaux brunes. Dans le cas d'une ville de 5000 personnes, le système séparatif intégrant la collecte par vacuum et la digestion anaérobie des eaux brunes passe en seconde position devant le système conventionnel. L'étude conclut que les systèmes séparatifs peuvent représenter un avantage économique en comparaison du système conventionnel, mais précise que le coût total est grandement lié au contexte local.

Sur la base des données obtenues dans le cadre du projet démonstratif SCST, une étude a comparé un système conventionnel avec quatre configurations de systèmes séparatifs dans un contexte allemand (Oldenburg et al., 2007). Les détails de l'étude peuvent être consultés dans un rapport distinct (Oldenburg, 2007). En plus des deux systèmes séparatifs de l'urine et des eaux brunes pris en considération dans l'étude de préfaisabilité de Peter-Frohlich et al. (2003), l'étude réalisée par Oldenburg et al. (2007) a aussi évalué un système séparatif de l'urine dont le stockage se réalise dans des réservoirs semi-centralisés, un système séparatif de l'urine avec des réservoirs décentralisés (dans chaque bâtiment) et un système séparatif des eaux noires incluant une collecte à vacuum et une digestion anaérobie des eaux noires et des matières organiques. Pour tous les systèmes séparatifs, les eaux grises sont traitées dans un réacteur biologique séquentiel. Le système conventionnel inclut un réacteur biologique séquentiel pour le traitement des eaux usées et le compostage pour les résidus alimentaires. Les principales hypothèses économiques demeuraient les mêmes que celles employées dans l'étude de préfaisabilité de Peter-Frohlich et al. (2003), à l'exception du taux d'intérêt qui a été fixé à 3 %. Les résultats indiquent que, par rapport au système conventionnel, le système séparatif de l'urine avec des réservoirs décentralisés obtient le coût total le plus faible (-1,2 %), suivi du système séparatif des eaux noires (+3,9 %) et du système séparatif de l'urine avec stockage semi-centralisé (+5,3 %). Les deux systèmes séparatifs de l'urine et des eaux brunes obtiennent un coût total 14 % plus élevé que le système conventionnel. Les coûts d'investissement et de réinvestissement demeurent plus élevés pour l'ensemble des systèmes séparatifs par rapport au système conventionnel, notamment à cause des conduites supplémentaires dédiées à la séparation des eaux, mais les coûts d'opération demeurent à

l'avantage des systèmes séparatifs. Toutefois, l'étude mentionne que le coût croissant de l'énergie favorisera, sur le long terme, les variantes du système séparatif qui consomment moins d'énergie, c'est-à-dire ceux incluant la digestion anaérobie. En conclusion, l'étude souligne que les résultats obtenus ne sont valides que pour ce contexte local et que, par conséquent, les coûts relatifs aux différents systèmes comparés ne peuvent être transposables à d'autres contextes.

Une analyse des flux de matières, incluant une dimension économique, a comparé des systèmes d'assainissement implantés au sein d'une nouvelle ville hypothétique modélisée à partir de la ville de Hambourg en Allemagne, comptant 1,7 million d'habitants (Meinzinger, 2010). Un des systèmes conventionnels considérés inclut une station d'épuration traitant la matière organique, l'azote et le phosphore, ainsi qu'un procédé de récupération des nutriments contenus dans les boues afin de produire de l'ammoniaque et de la struvite pour ensuite les recycler sur les terres agricoles. Parmi les différents systèmes séparatifs évalués, un système est fondé sur la séparation de l'urine, un autre sur l'urine et les eaux brunes, alors que les deux autres sont fondés sur la séparation des eaux noires. Les deux systèmes séparatifs des eaux noires diffèrent dans leur mode de traitement des eaux noires : l'un d'eux achemine par camion les eaux noires et les résidus alimentaires à un digesteur anaérobie centralisé, dont le digestat se voit extraire les nutriments (sous la forme de struvite et d'ammoniaque), alors que l'autre système réalise une digestion anaérobie décentralisée pour un regroupement de 3000 à 5000 résidents (Meinzinger, 2010, p. 60) avant que le digestat soit recyclé sans traitement sur les terres agricoles. L'étude comptabilise les coûts reliés à l'investissement, l'opération et la maintenance en considérant la durée de vie des équipements et des infrastructures. Les revenus obtenus de la vente des nutriments sont également pris en compte. Un taux d'actualisation de 3 % est utilisé. Les résultats présentés sous forme de coût total annuel montrent que, par rapport au système conventionnel considéré (avec recyclage des nutriments), les systèmes fondés sur la séparation de l'urine (avec ou sans séparation des eaux brunes) parviennent à atteindre un coût plus faible (-7 % à -16 %), alors que les systèmes séparatifs des eaux noires obtiennent un coût supérieur (+11 % à +40 %). Le système séparatif des eaux noires incluant une digestion anaérobie décentralisée implique le coût le

plus élevé, notamment en raison de cette décentralisation (perte d'économie d'échelle) et du transport du digestat vers les terres agricoles.

1.3.3 Synthèse des AECV et ACCV comparatives de systèmes séparatifs des eaux noires et de systèmes conventionnels

La revue de la littérature montre que quatre AECV et deux ACCV ont inclus le système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) dans leur comparaison entre des systèmes séparatif et conventionnel (CONV). Afin de pousser davantage l'analyse de ces études, une comparaison détaillée de ces différentes AECV, puis des ACCV, est effectuée. Cette comparaison s'attarde spécifiquement aux principaux éléments du champ d'étude, aux composantes de SÉP-EN et CONV, ainsi qu'aux résultats obtenus pour les différentes catégories d'impacts.

En ce qui concerne les AECV, les champs d'étude sont comparés en ce qui a trait à l'unité fonctionnelle, les fonctions secondaires et les phases du cycle de vie considérées, le nombre de personnes desservies et la localisation de l'étude (Tableau 1.2). L'unité fonctionnelle a toujours inclus les eaux usées et les matières organiques/résidus alimentaires, alors que seule l'étude de Remy (2010) a pris également en compte l'approvisionnement en eau potable. En ce qui concerne les fonctions secondaires considérées, l'ensemble des études ont inclus la production de nutriments, alors que deux études ont inclus les sources d'énergie produite par la combustion du biogaz (électricité, chaleur et/ou biométhane) généré lors de la digestion anaérobie. Il est à noter que l'étude de Tidåker et al. (2006) se distingue des autres à ce chapitre en ce sens qu'elle inclut l'ensemble des activités agricoles visant la production d'une quantité donnée d'avoine. Ainsi, la perte de rendement de l'avoine due à la compaction des sols engendrée par l'épandage d'une grande masse de digestat a été considérée. Trois des quatre études ont inclus les phases de construction et d'opération, alors qu'une seule s'est limitée à l'opération. Ce choix d'inclure la phase de construction s'appuie sur la reconnaissance de l'apport significatif des infrastructures dans l'ensemble des impacts engendré par les systèmes séparatifs (Tidåker, Mattsson et Jonsson, 2007; Tillman, Svingby et Lundström, 1998). Le nombre de personnes desservies par les systèmes d'assainissement

varie entre 200 et 20 000 personnes, expliquant notamment les différences entre les configurations technologiques des systèmes évalués dans les différentes études.

Ainsi, SÉP-EN et CONV ont été définis différemment dans les quatre études, et ce, pour les étapes de collecte, de traitement et de recyclage des sous-produits (Tableau 1.3). Pour SÉP-EN, la collecte des eaux noires se réalise à l'aide d'un système à vacuum ou d'un système d'écoulement gravitaire et de pompage avec ou sans recours au transport par camion. La digestion anaérobie est le procédé de traitement des eaux noires retenu pour trois études, alors qu'une a opté pour le compostage liquide. Le traitement des eaux grises s'effectue à l'aide de systèmes de traitement passif (marais épurateur et filtre à sable) ou par des procédés mécanisés conventionnels. Pour CONV, alors que la collecte des eaux usées est identique entre les différentes études, le traitement des eaux usées, réalisé par voie biologique et chimique, apparaît grandement similaire entre les différentes études, bien que seule l'étude de Remy (2010) a présenté les taux d'enlèvement par polluant. Selon les différentes études, le traitement des boues peut s'effectuer par digestion anaérobie ou sans autre traitement que la déshydratation et le stockage. Alors que l'étude de Lundin, Bengtsson et Molander (2000) n'a pas inclus les matières organiques dans les flux de référence de CONV, les autres études ont considéré un traitement des matières organiques par compostage ou digestion anaérobie. Au niveau de l'épandage agricole, les systèmes retenus aux fins de la comparaison recyclent tous les fertilisants organiques qu'ils produisent (digestat, concentrat, fraction solide du digestat, boues et matières organiques traitées) sur les terres agricoles.

Tableau 1.2 Principaux éléments du champ d'étude des analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV) comparatives de système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et de système conventionnel (CONV)

Auteur	Remy (2010)	Hellstrom et al. (2008)^a	Tidåker et al. (2006)	Lundin, Bengtsson et Molander (2000)
Unité fonctionnelle	Réaliser l'approvisionnement en eau potable et la gestion des eaux usées et des matières organiques pour une personne pendant une année	Réaliser la gestion des eaux usées et des matières organiques pour une personne pendant une année	Réaliser la gestion des eaux usées et des matières org. pour 8830 personnes-équivalentes pendant une année	Réaliser la gestion des eaux usées et des résidus alimentaires pour une personne pendant une année
Fonctions secondaires considérées (expansion des frontières)	Produire de l'électricité et des nutriments	Produire de la chaleur, du biométhane (carburant) et des nutriments	Produire 2100 tonnes d'avoine sur 486 hectares (nutriments)	Produire des nutriments
Phases du cycle de vie considérées	Construction et opération	Opération	Construction et opération	Construction et opération
Nombre de personnes desservies	5000	20 000	8830	200
Localisation	Allemagne	Suède	Suède	Suède

^a L'analyse des flux de matière réalisée par Hellstrom et al. (2008) est ici considérée comme une AECV à cause de son inventaire exhaustif de la phase d'opération des systèmes et de sa pertinence dans le cadre de la présente thèse.

À l'aide d'une analyse qualitative comparant les scores d'impacts obtenus par SÉP-EN et CONV pour les différents indicateurs, les principaux gains et reculs de chaque système ont été identifiés, ainsi que les processus clés qui y sont associés (Tableau 1.4). Au niveau de l'énergie/exergie et des changements climatiques, la performance de SÉP-EN devance celle de CONV pour trois des quatre études. Alors que les études de Remy (2010) et Hellstrom et al. (2008) expliquent notamment ce résultat par un meilleur bilan énergétique en raison de la digestion anaérobie, l'étude de Lundin, Bengtsson et Molander (2000), qui n'a pas inclus cette technologie, attribue cet avantage à la plus grande substitution des fertilisants synthétiques aux fertilisants organiques.

Quant à l'étude de Tidåker et al. (2006), celle-ci fait ressortir la contribution significative du transport du digestat vers les terres agricoles, ainsi que l'infrastructure supplémentaire spécifique à SÉP-EN. Pour l'eutrophisation, deux études indiquent que SÉP-EN obtient un score d'impacts supérieur à CONV, mais pour deux raisons différentes : le taux relativement faible d'enlèvement du phosphore par le marais épurateur (Remy, 2010) et l'épandage du concentrat et de la fraction solide du digestat qui émet de l'ammoniac (Hellstrom et al., 2008). Obtenant une conclusion inversée, Tidåker et al. (2006) montre dans son scénario de potentiel d'eutrophisation minimum que la plus faible quantité de matière organique (DCO) rejetée dans l'environnement, par SÉP-EN par rapport à CONV, notamment grâce à l'épandage du digestat sur les terres agricoles, explique la supériorité de SÉP-EN. Pour cette catégorie d'impacts, il apparaît que les différentes technologies de traitement des eaux grises et des eaux usées considérées, ainsi que des divergences dans les méthodes d'évaluation des impacts utilisées expliquent en partie les résultats divergeant obtenus par ces trois études.

Tableau 1.3 Principales composantes du système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et du système conventionnel (CONV) dans les analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV)

Auteur	Remy (2010)	Hellstrom et al. (2008)	Tidåker et al. (2006)	Lundin, Bengtsson et Molander (2000)
Scénarios retenus (nom donné dans l'étude)	SÉP-EN (V2) CONV (R agri)	SÉP-EN (BWRO) CONV (LWWTP)	SÉP-EN (eaux noires) CONV (boues recyclées)	SÉP-EN (compostage liquide) CONV (STEP petite échelle)
Système de collecte (SÉP-EN)				
Eaux noires	Système à vacuum et pompage	Système d'écoulement gravitaire et pompage	Système d'écoulement gravitaire, réservoir et camion (collecte combinée)	Système à vacuum et pompage
Matières org.	Camion	(collecte combinée)		Non considéré
Procédés de traitement (SÉP-EN)				
Eaux noires	Digestion anaérobie	Digestion anaérobie, déshydratation et osmose inverse (OI)	Digestion anaérobie	Compostage liquide (thermophile)
Matières organiques				
Eaux grises	Marais épurateur	Boues activées, prédénitri-fication et déphosphoration	Traitement biologique et chimique	Filtre à sable
Procédés de traitement (CONV)				
Eaux usées	Boues activées, dénitrification et déphosphoration. Digestion anaérobie et déshydratation des boues.	Boues activées, prédénitri-fication et déphosphoration. Digestion anaérobie et déshydratation des boues.	Traitement biologique et chimique. Digestion anaérobie et compostage des boues.	Réacteur biologique séquentiel et déphosphoration. Déshydratation et stockage des boues.
Matières organiques	Compostage	Digestion anaérobie	Compostage	Non considéré
Épandage agricole	CONV : Matières org. et boues traitées SÉP-EN : Digestat	CONV : Mat. org. et boues SÉP-EN : Concentrat (OI) et fraction solide du digestat	CONV : Boues traitées SÉP-EN : Digestat	CONV : Boues de station SÉP-EN : Compost liquide

Tableau 1.4 Méthodes d'évaluation des impacts, résultats qualitatifs et processus clés résultant des analyses environnementales sur le cycle de vie (AECV) comparatives de système séparatif des eaux noires (SÉP-EN) et de système conventionnel (CONV)

Auteur	Remy (2010)		Hellstrom et al. (2008)		Tidåker et al. (2006)		Lundin, Bengtsson et Molander (2000)	
Scénarios retenus (nom donné dans l'étude)	SÉP-EN (V2) CONV (R agri)		SÉP-EN (BWRO) CONV (LWWTP)		SÉP-EN (eaux noires) CONV (boues recyclées)		SÉP-EN (compostage liquide) CONV (STEP petite échelle)	
Niveau d'impacts	Intermédiaire (midpoint)		Intermédiaire (midpoint)		Intermédiaire (midpoint)		Flux d'inventaire	
Méthodes d'évaluation des impacts	CML 2000		Facteurs de caractérisation spécifiques (littérature)		Facteurs de caractérisation spécifiques (littérature)		Aucune	
Indicateurs	SÉP-EN vs CONV¹	Processus clé²	SÉP-EN vs CONV¹	Processus clé²	SÉP-EN vs CONV¹	Processus clé²	SÉP-EN vs CONV¹	Processus clé²
Énergie/exergie	++	Digestion anaérobie et système à vacuum	++	Digestion anaérobie et osmose inverse	0	Transport du digestat et infrastructure	++ ³	Nutriments (digestat)
Changements climatiques	++		++		0		++	
Eutrophisation	--	Marais épurateur	--	Épandage concentrat et fraction solide du digestat	++	Épandage digestat (DCO)	4	4
Acidification	--	Épandage digestat (NH ₃)	0		-	Épandage digestat (NH ₃)	-- ⁵	Épandage compost liquide
Toxicité⁶	++	Épandage digestat	ND ⁷	ND ⁷	ND ⁷	ND ⁷	ND ⁷	ND ⁷

¹ Score d'impacts de SÉP-EN vs CONV : >25 % plus faible (++) , 10-25 % plus faible (+) , +/- 10 % (0) , 10-25 % plus élevé (-) et >25% plus élevé (- -)

² Processus clé de SÉP-EN expliquant l'avantage/recul par rapport à CONV. Si le score est +/- 10 % (0) , le processus clé est un grand contributeur;

³ Exprimé avec l'indicateur « ressources fossiles (kWh) »;

⁴ Les résultats, en flux d'inventaire, ne permettent pas d'estimer le potentiel d'eutrophisation et d'identifier le principal processus contributeur;

⁵ Les résultats, en flux d'inventaire, permettent d'estimer que le potentiel d'acidification de SÉP-EN est plus élevé que celui de CONV;

⁶ Toutes catégories de toxicité et d'écotoxicité confondues;

⁷ ND : non disponible (non pris en compte dans l'étude).

L'acidification ressort comme une catégorie d'impacts où SÉP-EN obtient un score équivalent ou plus élevé que CONV. Pour les quatre études, l'épandage du fertilisant organique liquide (digestat, concentrat, fraction solide du digestat ou compost) est un processus qui y contribue grandement à cause des émissions d'ammoniac (NH_3) qu'il occasionne. En ce qui a trait à la toxicité (incluant l'écotoxicité), la seule étude à l'avoir prise en compte (Remy, 2010) a démontré que SÉP-EN procure un net avantage comparativement à CONV, puisqu'une moins grande quantité de métaux est épandue sur les terres agricoles, en raison du confinement des métaux présents dans le massif filtrant du marais épurateur. Cependant, l'étude rappelle que les scores obtenus pour ces catégories d'impacts comportent une grande incertitude, puisque la variabilité des facteurs de caractérisation liés à la toxicité et l'écotoxicité des métaux, dans la méthode CML, peut représenter jusqu'à 6,5 ordres de grandeur.

Relativement aux deux ACCV recensées, les champs d'étude sont comparés en ce qui concerne l'unité fonctionnelle, les processus inclus dans l'expansion des frontières, les phases du cycle de vie, le nombre de personnes desservies et la localisation de l'étude (Tableau 1.5). Pour l'étude de Oldenburg et al. (2007), l'unité fonctionnelle est spécifique à la gestion des eaux usées et des matières organiques, alors que l'étude de Meininger (2010) considère également l'approvisionnement en eau potable et la gestion de l'eau de pluie. Les processus inclus dans l'expansion des frontières, c'est-à-dire la production de l'électricité et des nutriments, sont les mêmes pour les deux études, tout comme les phases du cycle de vie et la localisation (c.-à-d. Allemagne). Bien que les contextes d'implantation soient largement différents entre les deux études étant donné le nombre de personnes desservies — 5000 et 1,7 million de personnes pour les études de Oldenburg et al. (2007) et Meininger (2010) respectivement — cela affecte peu la configuration technologique retenue pour chacun des systèmes. Dans les deux études, SÉP-EN évacue les eaux noires par un système à vacuum, les traite par digestion anaérobie conjointement avec les matières organiques et recycle le digestat directement sur les terres agricoles (Tableau 1.6). Les eaux grises sont traitées dans un traitement conventionnel (réacteur biologique séquentiel) dans l'étude de Oldenburg et al. (2007), alors qu'elles sont traitées dans un bioréacteur membranaire permettant une

réutilisation dans la lessive ou la toilette dans l'étude de Meininger (2010). Pour CONV, le traitement des eaux usées est réalisé par voie biologique (boues activées) et les boues produites sont digérées par voie anaérobie et incinérées dans les deux études. Également identique pour les deux études, les matières organiques sont traitées par compostage et recyclées sur les terres agricoles en ce qui concerne CONV.

L'évaluation du coût sur le cycle de vie a été réalisée avec les méthodes de la valeur actuelle nette et du coût annuel équivalent spécifique pour les études de Oldenburg et al (2007) et Meininger (2010), respectivement (Tableau 1.7). Dans les deux cas, SÉP-EN obtient un coût additionnel (surcoût) par rapport à CONV : + 3,9 % (Oldenburg, 2007; Oldenburg et al., 2007) et + 40 % (Meininger, 2010). Bien qu'une multitude de facteurs expliquent le surcoût plus élevé obtenu par Meininger (2010), puisque les champs d'études diffèrent, les principaux facteurs apparaissent comme étant l'inclusion de l'approvisionnement en eau potable dans l'unité fonctionnelle et la décentralisation du traitement des eaux noires qui occasionne une perte d'économie d'échelle relativement aux digesteurs anaérobies en comparaison avec la centralisation du traitement pour CONV. En plus des conduites du système à vacuum, le volume d'eau de chasse nécessaire au fonctionnement du système à vacuum est un autre processus contribuant à une grande part des coûts de SÉP-EN.

Tableau 1.5 Principaux éléments du champ d'étude des analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV) comparatives de systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV)

Auteur	Oldenburg et al. (2007)	Meininger (2010)
Unité fonctionnelle	Réaliser la gestion des eaux usées et des matières organiques pour une personne pour une année	Réaliser la gestion de l'eau potable, de l'eau de pluie, des eaux usées et des matières organiques pour une personne pendant une année
Expansion des frontières (fonctions secondaires)	Produire de l'électricité et des nutriments	Produire de l'électricité et des nutriments
Phases du cycle de vie	Construction et opération	
Nb de personnes desservies	5000	1,7 million
Localisation	Allemagne	Allemagne

Tableau 1.6 Principales composantes des systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV) comparées dans les analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV)

Auteur	Oldenburg et al. (2007)	Meinzinger (2010)
Scénarios retenus (nom donné dans l'étude)	SÉP-EN (Scénario n°5) CONV (Scénario n°1)	SÉP-EN (Scénario n°5 BlaD ¹) CONV (Scénario n°2 NuRS ¹)
Système de collecte (SÉP-EN)		
Eaux noires	Système à vacuum et pompage	Système à vacuum et pompage
Matières organiques	Camion	Camion
Procédés de traitement (SÉP-EN)		
Eaux noires	Digestion anaérobie	Digestion anaérobie
Matières organiques		
Eaux grises	Réacteur biologique séquentiel	Bioréacteur membranaire (réutilisation comme eau de lessive ou toilette)
Procédés de traitement (CONV)		
Eaux usées	Réacteur biologique séquentiel avec dénitrification et déphosphoration. Digestion anaérobie et incinération des boues.	Boues activées avec dénitrification et déphosphoration. Digestion anaérobie et incinération des boues.
Matières organiques	Compostage	Compostage
Épandage agricole	CONV : Compost SÉP-EN : Digestat	CONV : Compost SÉP-EN : Digestat

¹ Les composantes reliées à l'eau potable et à l'eau de pluie ont été exclus du tableau

Tableau 1.7 Méthodes et résultats des analyses du coût sur le cycle de vie (ACCV) de systèmes séparatifs des eaux noires (SÉP-EN) et de systèmes conventionnels (CONV)

Auteur	Oldenburg et al. (2007)	Meininger (2010)
Scénarios retenus (nom donné dans l'étude)	SÉP-EN (Scénario n°5) CONV (Scénario n°1)	SÉP-EN (Scénario n°5 BlaD ¹) CONV (Scénario n°2 NuRS ¹)
Méthode d'actualisation	Valeur actuelle nette	Coût annuel équivalent spécifique
Taux d'actualisation (réel)	3 %	3 %
Durée de l'étude (année)	50	-
Coût	(Euros/personne (année 0))	(Euros/personne/an)
SÉP-EN	7310	315
CONV	7033	225
Écart (surcoût de SÉP-EN)	277 (3,9 %)	90 (40 %)
Processus clé de SÉP-EN (grand contributeur au coût)¹	Conduites du système à vacuum (eaux noires)	Système à vacuum (volume d'eau de chasse et conduites) et digestion anaérobie (décentralisation)

¹ Principaux processus contributeurs au coût de SÉP-EN qui expliquent en partie son recul par rapport à CONV

1.4 Positionnement de la recherche

Sur la base de cette revue de littérature, le problème de recherche est formulé afin d'exposer les principaux vides de connaissances auxquels il a été jugé pertinent de répondre. Afin d'établir une orientation claire à la recherche, trois hypothèses sont posées. Un objectif de recherche général, accompagné de quatre objectifs spécifiques, sont ensuite énoncés afin d'opérationnaliser les hypothèses.

1.4.1 Problème de recherche

Dans les écrits recensés, SÉP-EN a fait l'objet d'AECV et d'ACCV dont l'objectif était de comparer ses performances environnementale et économique avec celles de CONV. Les quatre AECV ici recensées ont conclu que les deux systèmes détenaient des avantages et qu'aucun système n'était supérieur à l'autre pour l'ensemble des catégories d'impacts intermédiaires retenues. Par ailleurs, les résultats présentés sous la forme de problèmes

environnementaux spécifiques (catégories d'impacts intermédiaires) ou encore de flux d'inventaire (p. ex. émissions de SO₂) sont plus difficiles à interpréter par les concepteurs et les décideurs du domaine de l'assainissement qui ne sont pas familiers avec la complexité des enjeux environnementaux. Ainsi, une présentation des résultats au niveau dommage (p. ex. Santé humaine, Qualité des écosystèmes, etc.) pourrait faciliter leur interprétation. Au final, une ambiguïté subsiste quant au système comportant une performance environnementale supérieure à l'autre.

En ce qui concerne la performance économique des deux systèmes, seulement deux ACCV ont été réalisées par le passé et celles-ci ont montré une certaine divergence quant au surcoût de SÉP-EN par rapport à CONV. Ainsi, une ACCV a conclu que ce surcoût était de 3,9 %, alors que l'autre a déterminé qu'il se situait à 40 %. De plus, ces ACCV n'ont pas étudié l'effet de la décentralisation (échelle d'implantation) sur la performance économique de SÉP-EN. En effet, la décentralisation des systèmes séparatifs est fréquemment présentée comme ayant un effet bénéfique, notamment par l'accroissement du potentiel de valorisation des ressources (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Werner et al., 2009), alors que cet effet est plutôt ambigu selon d'autres auteurs (Libralato, Volpi Ghirardini et Avezzi, 2012; Orth, 2007).

Afin de brosser un portrait global des performances environnementale et économique de SÉP-EN et de CONV, seule l'AECV de Remy (2010) et l'ACCV environnementale d'Oldenburg et al. (2007) permettent d'y parvenir, puisqu'elles ont utilisé une approche méthodologique commune. Toutefois, cette combinaison des performances a été spécifiquement effectuée pour SÉP-EN qui inclut un traitement des eaux grises avec un réacteur biologique séquentiel. De plus, le contexte d'implantation des systèmes défini dans ces études se caractérise par une desserte de 5000 personnes dans le contexte allemand. Ainsi, les résultats obtenus demeurent spécifiques à ce contexte d'implantation et ne peuvent donc être transposés à des contextes différents (p. ex. contexte québécois ou nord-américain), notamment en raison des spécificités entourant le coût des ressources et au mélange énergétique pour la production électrique.

Plusieurs facteurs déterminant les performances économique et environnementale de SÉP-EN ont été recensés dans la littérature scientifique : le volume d'eau de chasse et la consommation électrique du système à vacuum, la distance de transport du digestat vers les terres agricoles et la technique d'épandage du digestat. Bien que ces études aient réalisé des analyses de sensibilité concernant ces facteurs d'influence, seule l'AECV de Remy (2010) a tenté de déterminer le niveau (seuil) de rendement nécessaire à ces différents processus pour que la performance environnementale de SÉP-EN soit la même que celle de CONV relativement à une catégorie d'impacts donnée. Par ailleurs, peu d'études ont évalué des SÉP-EN incluant des modes de gestion du digestat alternatifs à celui de l'épandage direct en agriculture qui, dans bien des cas, est responsable des reculs de SÉP-EN au plan environnemental et économique. Ainsi, seule l'étude de Hellstrom et al. (2008) a évalué un SÉP-EN muni d'un procédé d'osmose inverse pour réduire la masse du digestat avant la valorisation agricole du concentrat en agriculture.

1.4.2 Hypothèses de recherche

Pour répondre à ce problème de recherche – qui consiste essentiellement en l'absence de certitude quant au niveau de performances environnementale et économique du système séparatif des eaux noires par rapport au système conventionnel (supérieures, comparables ou inférieures) –, trois hypothèses sont proposées :

Hypothèse 1. Le système séparatif des eaux noires offre une alternative économiquement viable (comparable) au système conventionnel et sa performance économique s'améliore au moyen d'une implantation à plus petite échelle (décentralisation).

Hypothèse 2. Le système séparatif des eaux noires présente une performance environnementale comparable au système conventionnel.

Hypothèse 3. Le développement du système séparatif des eaux noires, lorsqu'il est basé sur une gestion intégrée stratégique du digestat, permet d'atteindre des performances environnementale et économique supérieures au système conventionnel.

1.4.3 Objectif général et objectifs spécifiques

L'objectif général de la présente thèse consiste à déterminer si le système d'assainissement séparatif des eaux noires représente une alternative viable au système d'assainissement conventionnel sur les plans économique et environnemental, en considérant l'ensemble du cycle de vie des systèmes, dans le contexte québécois. Cet objectif général se décline en quatre objectifs spécifiques:

Objectif 1. Comparer le système séparatif des eaux noires et le système conventionnel sur la base du coût sur le cycle de vie afin de déterminer si le coût associé au système séparatif des eaux noires demeure comparable (non significativement différent) à celui du système conventionnel, c'est-à-dire que l'écart entre les coûts ne dépassent pas 20 %, et si le coût du système séparatif des eaux noires diminue au moyen d'une implantation à plus petite échelle (décentralisation). Cet objectif est poursuivi à l'article 1.

Objectif 2. Comparer le système séparatif des eaux noires et le système conventionnel en ce qui a trait aux impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie afin de déterminer si les impacts potentiels du système séparatif des eaux noires sont comparables (non significativement différents) à ceux du système conventionnel, c'est-à-dire que l'écart entre les scores d'impacts obtenus par les deux systèmes pour les catégories d'impact est inférieur au facteur d'incertitude associé à chacune de ces catégories. Cet objectif est repris à l'article 2.

Objectif 3. Identifier les processus et les facteurs clés permettant au système séparatif des eaux noires d'améliorer ses performances environnementale et économique par rapport à celles du système conventionnel. Cet objectif est poursuivi aux articles 1 et 2.

Objectif 4. Comparer plusieurs scénarios unitaires et combinés de développement du système séparatif des eaux noires fondés sur une gestion intégrée stratégique du digestat en vue de déterminer lesquels obtiennent des performances environnementale et économique supérieures à celles du système conventionnel. Cet objectif est repris à l'article 3.

CHAPITRE 2

APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

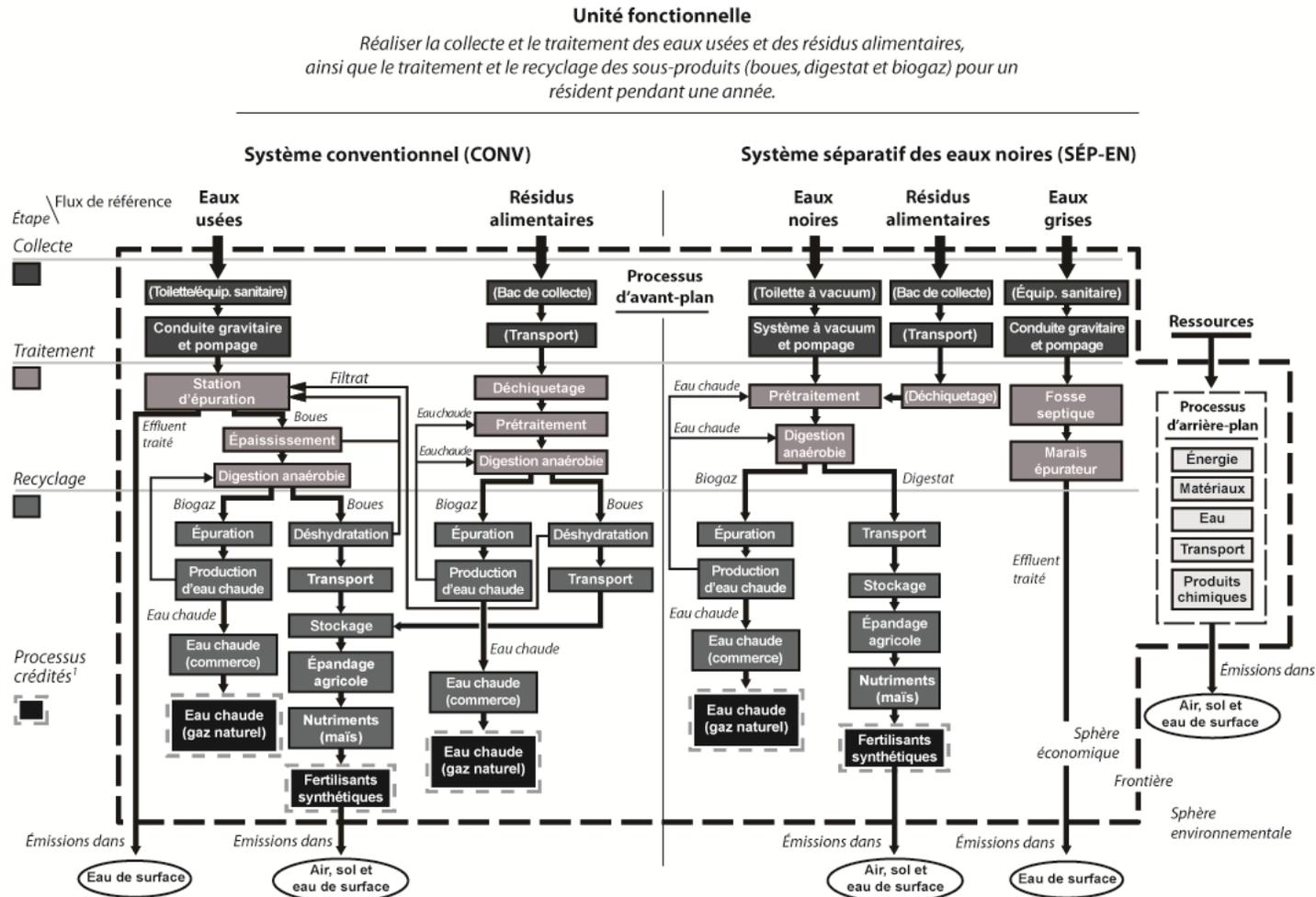
Afin d'atteindre les objectifs de recherche, deux méthodes sont retenues : l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) et l'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV). Ces méthodes ont été retenues pour leur exhaustivité, leur complétude et leur pertinence en lien avec les objectifs énoncés. L'AECV est réalisée en concordance avec les normes ISO 14040 et ISO 14044. L'ACCV est de type environnemental dans la perspective où un champ d'étude commun avec l'AECV est utilisé afin de rendre cohérents les résultats obtenus par les deux méthodes (Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer, 2008b). Toutefois, comme chaque article a été réalisé de façon indépendante, le champ d'étude retenu pour chacun d'entre eux présente de légères variations, variations qui sont spécifiées dans la description du champ d'étude.

2.1 Champ d'étude

Le champ d'étude comprend l'unité fonctionnelle, les flux de référence, le fonctionnement et les frontières des systèmes et les phases du cycle de vie considérées. Afin d'illustrer les principaux éléments du champ d'étude, un schéma des processus composant les systèmes étudiés, avec les flux de référence s'y rattachant, ainsi que la frontière délimitant les sphères économique et environnementale est présenté (Figure 2.1).

2.1.1 Fonctions et unité fonctionnelle

Les systèmes d'assainissement accomplissent deux fonctions principales : réaliser la collecte et le traitement des eaux usées et des résidus alimentaires d'une agglomération urbaine. Ils effectuent également les fonctions secondaires suivantes : traiter et recycler les sous-produits issus du traitement des eaux usées, c'est-à-dire les boues, le digestat et le biogaz.



Notes : Lorsque les noms des processus sont écrits entre parenthèse (p. ex. Transport), cela signifie que ces processus sont exclus de l'inventaire. L'équivalence fonctionnelle (expansion des frontières) est ici obtenue par la méthode du crédit (impacts et coût évités) utilisée dans l'article 3.

Figure 2.1 Unité fonctionnelle, processus composant les systèmes d'assainissement et frontière délimitant les sphères économique et environnementale

Comme ces fonctions secondaires se sont avérées essentielles pour déterminer la performance réelle des systèmes séparatifs (Lundin, Bengtsson et Molander, 2000; Remy, 2010), la méthode de l'expansion des frontières, telle que spécifiée par ISO 14044 (2006), est utilisée pour les inclure dans la comparaison des systèmes. Ainsi, l'unité fonctionnelle utilisée dans le cadre de la présente thèse est :

Réaliser la collecte et le traitement des eaux usées et des résidus alimentaires, ainsi que le traitement et le recyclage des sous-produits (boues, digestat et biogaz) pour un résident pendant une année.

Cette unité fonctionnelle est applicable au contexte québécois pour l'année 2010. Tous flux d'eaux usées ou de résidus autres que ceux énoncés précédemment sont exclus. Les systèmes d'assainissement sont considérés comme étant implantés dans une nouvelle ville de 50 000 personnes et en fonction pour une période de 50 ans. Ainsi, l'étude est de nature prospective, parce que les systèmes comparés sont considérés être en fonctionnement sur une longue période et parce que les systèmes séparatifs des eaux noires sont peu nombreux à travers le monde et ne desservent pas de ville de cette taille.

2.1.2 Flux de référence

Les flux de référence, c'est-à-dire les eaux usées et les résidus alimentaires pour CONV, et les eaux noires, les eaux grises et les résidus alimentaires pour SÉP-EN, sont les flux de matières entrant dans les systèmes. En ce qui a trait à la composition des flux de référence, la matière organique, les nutriments (azote, phosphore et potassium) et certains métaux lourds (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc) ont été considérés. Les micropolluants, tels que les substances émanant des produits pharmaceutiques et hormonaux, ainsi que les produits d'hygiène personnelle, ont été exclus des substances considérées, puisque peu de données relatives au contexte québécois sont disponibles. Le contenu en matière organique et en nutriments des eaux usées reflète le contexte québécois (Environnement Canada, 2008; MDDEP, 2008; Recyc-Québec et Éco-Entreprise,

2007), mais, par absence de données régionales, le contenu en métaux représente le contexte allemand (Remy, 2010). La composition des flux de référence, ainsi que les quantités générées, sont présentées à l'article 2 (Tableau 4.1) et à l'article 3 (Tableau 5.1).

2.1.3 Fonctionnement des systèmes

La configuration technologique du système séparatif des eaux noires (SÉP-EN-0) a été définie sur la base de celle du système d'assainissement implanté à Flintenbreite, dans la ville de Lübeck en Allemagne (Otterpohl, 2002) et certaines données produites dans le cadre du projet démonstratif européen SCST (Peter-Frohlich et al., 2007; Remy, 2010). La configuration du système conventionnel (CONV) représente un système d'assainissement des eaux usées générique retrouvé dans la plupart des pays industrialisés (CCME, 2006; Remy, 2010). Le recyclage du biogaz au moyen d'une chaudière a été préféré à la cogénération pour mieux refléter le contexte québécois où le prix de l'électricité est relativement faible (Hydro-Québec, 2013).

SÉP-EN-0 comprend une voie de collecte distincte pour les eaux noires, les eaux grises et les résidus alimentaires (Figure 2.1). À partir d'une toilette à vacuum nécessitant 1 L d'eau par chasse, les eaux noires sont acheminées au bâtiment de traitement par un système à vacuum et des pompes à basse pression. Les résidus alimentaires sont transportés par camion au bâtiment de traitement pour y être premièrement déchiquetés. Les eaux noires et les résidus alimentaires déchiquetés subissent un prétraitement dans un broyeur et un pasteurisateur, puis sont traités dans un digesteur anaérobie. Le biogaz qui en résulte est traité dans un biofiltre et est acheminé à une chaudière. L'eau chaude produite est destinée aux équipements de prétraitement et de traitement. Le surplus d'eau chaude est utilisé par des commerces avoisinants. En cas de déficit d'eau chaude, du gaz naturel provenant du réseau est consommé. Le digestat produit est transporté tel quel sur les terres agricoles (sans déshydratation) afin de conserver le maximum de nutriments. Cette approche visant l'épandage direct permet également d'éviter, en comparaison avec une approche misant sur la déshydratation, d'installer un procédé d'enlèvement des composés azotés et phosphorés

solubles contenus dans le filtrat résultant de la déshydratation. En effet, les technologies de traitement en place (digesteur anaérobie et marais épurateur) n'ont pas la capacité de retirer ou d'éliminer ces nutriments. Le digestat est stocké dans des réservoirs étanches pour la période hivernale. Au début et pendant la saison de croissance de la culture de maïs dédié à l'alimentation animale, le digestat est épandu comme fertilisant organique. Quant aux eaux grises, elles empruntent un réseau de conduites gravitaires et sont traitées dans des unités de traitement comprenant une fosse septique et un marais épurateur. Dix unités de traitement sont réparties sur le territoire de la ville. Cette décentralisation des unités de traitement permet de réaliser une économie de matériaux par l'emploi de conduites en plastique de faible diamètre.

CONV se divise en deux filières : eaux usées et résidus alimentaires (Figure 2.1). Les eaux usées s'écoulent dans un réseau d'égout gravitaire, sont pompées à la surface et sont traitées dans une station d'épuration. La station d'épuration est composée d'un traitement biologique (réacteur à boues activées), d'une étape de nitrification et de dénitrification et, finalement, d'une déphosphoration chimique. Les boues produites sont épaissies, traitées par digestion anaérobie, puis déshydratées afin de réduire leur masse avant le transport. Le filtrat sortant de l'unité de déshydratation est renvoyé dans l'affluent de la station d'épuration. De leur côté, les résidus alimentaires sont acheminés par camion à une installation de traitement, passent par un déchiqueteur, un prétraitement (broyeur et pasteurisateur) et sont finalement traités dans un digesteur anaérobie. Le digestat est déshydraté. Le filtrat résultant de la déshydratation est traité à la station d'épuration. Les boues déshydratées de la station d'épuration et de l'installation de traitement des résidus alimentaires (ci-après nommées conjointement « boues »), sont transportées sur les terres agricoles, stockées et épandues comme fertilisants organiques. Le biogaz produit est recyclé suivant les mêmes processus établis pour SÉP-EN-0.

Pour établir une équivalence entre les deux systèmes d'assainissement concernant la production des sous-produits (boues, digestat et biogaz), deux méthodes sont utilisées : crédit (charge évitée) et compensation. La méthode du crédit, utilisée dans l'article 3 et

représentée à la Figure 2.1, consiste à créditer (soustraire) la quantité de sous-produits au bilan environnemental et économique du système qui les fournit. À l'inverse, la méthode de la compensation vise à ajouter des produits de compensation au système qui ne produit pas la même quantité de sous-produits. Cette dernière méthode a été employée pour les articles 1 et 2. Dans les deux cas, les sous-produits sont transposés en produits considérés comme équivalents, c'est-à-dire un produit disponible sur le marché qui aurait le potentiel d'être substitué. Ainsi, la quantité de nutriments des fertilisants organiques est rapportée en termes de quantité équivalente de nutriments des fertilisants synthétiques et la quantité d'eau chaude produite avec le biogaz est traduite en quantité de gaz naturel nécessaire pour produire cette quantité d'eau chaude. Bien qu'elles soient mathématiquement équivalentes, ces deux méthodes permettent de représenter de manières différentes l'apport du recyclage des sous-produits.

2.1.4 Frontières des systèmes et phases du cycle de vie considérées

Les systèmes d'assainissement sont composés de plusieurs processus pouvant être classés selon les grandes étapes ou fonctions que les systèmes accomplissent : collecte, traitement, recyclage et processus crédités (Figure 2.1). Les processus représentent des infrastructures, des équipements et/ou du transport. Les processus et les ressources qu'ils consomment ou produisent pendant leur opération ont été inclus dans l'inventaire selon leur apport environnemental significatif et non identique entre les deux systèmes (Tableau 2.1). Cette sélection des processus et ressources significatifs a reposé sur des analyses détaillées d'études considérant des systèmes similaires (Hellstrom et al., 2008; Meinzinger, 2010; Remy, 2010; Tidåker, 2007).

Pour chaque processus retenu, les phases de construction/fabrication (extraction des matières premières, production et assemblage) et d'opération/entretien ont été considérées. Par ailleurs, les ressources humaines nécessaires pendant la construction, l'opération et l'entretien des systèmes ont été prises en considération dans l'analyse économique, mais les ressources liées à ces activités (transport, lavage pour l'entretien, etc.) ont été exclues de l'analyse environnementale, puisqu'elles sont considérées comme négligeables. La gestion des

infrastructures et équipements en fin de vie a été exclue, car elle est considérée comme négligeable sur les plans environnemental (Emmerson et al., 1995; Remy, 2010) et économique (Oldenburg, 2007).

Tableau 2.1 Processus et ressources inclus et exclus de l'inventaire des systèmes d'assainissement comparés

Inclus dans l'inventaire	Exclus de l'inventaire
1. Processus (composantes techniques)	
Conduites gravitaires pour les eaux usées et les eaux grises (privée et publique)	Bacs de collecte des résidus alimentaires
Système à vacuum pour les eaux noires (conduites et stations)	Collecte et transport par camion des résidus alimentaires (excepté à l'article 1)
Pompes	Toilettes (excepté à l'article 1)
Installations et équipements de traitement mécanique (bâtiments, réservoirs et réacteurs)	Équipements sanitaires générant les eaux grises
Marais épurateur	Déchetteur de résidus alimentaires
Transport du digestat vers les terres agricoles	Épurateur de biogaz
Réservoirs de stockage (urbain et agricole)	Échangeur de chaleur
Épandeur agricole (fertilisant solide et liquide)	Purificateur d'air dans les différentes installations de traitement
	Appareils de mesure et de contrôle
2. Ressources consommées et produites pendant l'opération	
Électricité	Eau de procédé
Chaleur (eau chaude)	Autres produits chimiques liés au traitement
Gaz naturel	Ressources liées au transport des employés
Coagulant	Ressources liées à l'entretien des installations
Polymère	
Eau potable (qui alimente les toilettes et les équipements sanitaires)	
Nutriments (fertilisants organiques ou synthétiques)	
Carburant (essence et diesel)	

2.2 Inventaire économique et environnemental

Pour chacun des processus et ressources considérés dans le champ d'étude, un inventaire économique et environnemental est réalisé. L'inventaire économique consiste à déterminer les coûts d'investissement, d'opération et d'entretien pour chaque processus d'avant-plan, tel qu'illustré au Tableau 2.1. L'inventaire environnemental comprend l'ensemble des ressources et émissions relatives aux processus d'avant-plan ainsi qu'aux processus d'arrière-plan, c'est-à-dire les processus en amont de l'opération dans le cycle de vie d'un processus d'avant-plan (extraction, production, assemblage, etc.). Les données environnementales et économiques des processus d'avant-plan ont été acquises dans la littérature scientifique et le logiciel MATTEUS v.5.11 (IREQ, 2008). Ce logiciel, qui repose sur un chiffrier *Microsoft^{MD} excel*, permet de calculer les bilans massiques, énergétiques et économiques à la sortie de chacun des procédés de traitement dans lequel passe un effluent. Quant aux données d'arrière-plan, elles sont fournies par la base de données ecoinvent v.2.2 (ecoinvent Center, 2007) qui est reconnue pour la complétude et la transparence des données qu'elle contient (Frischknecht et al., 2005). Les données d'avant-plan de type ressource sont liées aux données d'arrière-plan correspondantes dans le logiciel SimaPro 7.3.3 (PRé Consultants, 2012). Comme il est d'usage dans une AECV de type attributionnel, les données d'avant-plan sont statiques (aucun changement au cours de la période d'étude) et représentent des valeurs moyennes typiques des processus retenus (p. ex. biodégradabilité d'une matière donnée) et des approvisionnements en ressources (p. ex. mélange énergétique pour la production électrique du réseau).

Les données environnementales et économiques d'avant-plan sont considérées comme représentatives du contexte québécois, même si certaines proviennent de certains pays européens, dont l'Allemagne (Remy, 2010; Wendland, 2008). Les données d'arrière-plan sont quant à elles représentatives du contexte européen, puisque la base de données ecoinvent a été alimentée de données spécifiques à certains pays européens ou encore de moyenne européenne. Toutefois, leur usage pour le contexte québécois est considéré comme approprié de par la similitude de la situation technico-économique propre aux pays industrialisés. Ainsi,

la qualité générale des données est jugée comme étant bonne considérant que la comparaison des systèmes est réalisée dans un cadre prospectif. Toutefois, une analyse d'incertitude semi-quantitative des données d'inventaire (avant et arrière-plan) et une analyse d'incertitude qualitative simplifiée des données d'avant-plan sont réalisées respectivement pour les articles 2 et 3.

L'inventaire des données d'avant-plan de matériaux a été réalisé en effectuant le produit entre une dimension de longueur ou de volume d'un équipement de traitement ou d'une infrastructure et un coefficient massique (kg/m et kg/m^3) (IREQ, 2008; Remy, 2010). La durée de vie des équipements, des réservoirs et des conduites est respectivement fixée à 15, 25 et 50 ans (IREQ, 2008; Remy, 2010). Les ressources consommées lors de l'opération ont été calculées à partir de ratios et de modèles génériques propres au traitement des eaux usées. Les bilans en énergie thermique des équipements de prétraitement et de traitement et en ce qui concerne la production d'eau chaude par la combustion de biogaz ont été obtenus à l'aide coefficients génériques utilisés dans MATTEUS+ et d'équations relatives au transfert thermique. Les distances de transport des matériaux de construction (de l'usine de fabrication jusqu'au site où se trouvent les systèmes d'assainissement) et des fertilisants organiques (de la ville aux terres agricoles) reflètent le contexte québécois. Le calcul de la quantité de fertilisants synthétiques crédités ou ajoutés a été effectué sur la base des émissions environnementales liées à l'épandage des fertilisants organiques, la biodisponibilité relative des nutriments des fertilisants organiques et du contenu en nutriments des différents fertilisants synthétiques, ainsi que de leur part de marché respective (voir la section 4.3.3 pour plus de détails).

Les coûts d'investissement et d'opération (incluant la maintenance) d'un équipement ayant une capacité donnée ont été calculés à l'aide d'une fonction de coût incluant un facteur de mise à l'échelle permettant de refléter les économies d'échelle selon la capacité du traitement (2.1) (Ghafoori et Flynn, 2007; Laflamme, 2010).

$$\text{Paramètre}_2 = \text{Paramètre}_1 * (\text{Capacité}_2 / \text{Capacité}_1)^{\text{Facteur de mise à l'échelle}} \quad (2.1)$$

Tiré de Ghafoori et Flynn (2007 p.1030)

Une telle fonction de coût est également utilisée pour la détermination du coût de la station d'épuration incluse dans le système conventionnel (CCME, 2006). Les coûts d'opération et d'entretien relatifs aux infrastructures ont été calculés à l'aide de ratios appliqués aux coûts d'investissement. La valeur résiduelle des infrastructures et des équipements à la fin de leur vie utile est considérée comme négligeable. Le coût relatif au transport des fertilisants organiques vers les terres agricoles se rapporte à une grille tarifaire de camionnage en vrac (MTQ, 2010). Les nutriments contenus dans les fertilisants organiques et l'eau chaude produite par la combustion du biogaz sont considérés comme des revenus (crédits) propres au système d'assainissement qui les produit. Il est à noter que la méthode utilisée dans l'article 1 a considéré l'eau chaude comme un crédit (pour les deux systèmes), mais a imputé un coût additionnel à CONV pour les fertilisants synthétiques que ce dernier devait acquérir pour produire la même quantité de nutriments que SÉP-EN. La valeur économique associée aux nutriments et à l'eau chaude a été déterminée selon leur valeur sur le marché. Tous les éléments de coûts incluent les taxes et excluent les subventions (IREQ, 2008). D'ordre général, les coûts obtenus pour les équipements et installations sont réputés avoir une marge d'erreur de 20 %, comparables à ceux utilisés dans le cadre d'estimés préliminaires (Laflamme, 2010; Meinzinger, 2010). Ainsi, la présente analyse vise à donner un ordre de grandeur réaliste du coût impliqué dans chaque système et non à établir un coût exact sur la base de plans et devis d'une installation donnée.

2.3 Méthodes d'évaluation du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie

À partir des inventaires économique et environnemental, des méthodes d'évaluation du coût et des impacts environnementaux sur le cycle de vie sont utilisées. Alors que l'évaluation du coût est considérée comme faisant partie de la phase d'inventaire selon Swarr et al. (2011), celle-ci a été considérée séparément dans la présente thèse, afin de conserver une

concordance avec la phase dédiée à l'évaluation des impacts environnementaux potentiels de l'AECV. De plus, chaque méthode ainsi que leur combinaison réfère à un article spécifique.

2.3.1 Évaluation du coût sur le cycle de vie (ACCV - article 1)

L'évaluation du coût sur le cycle de vie, c'est-à-dire l'agrégation des coûts, vise à déterminer un coût global pour chacun des systèmes, ainsi que les principaux contributeurs de coûts, à partir de l'inventaire réalisé. En concordance avec l'unité fonctionnelle, l'évaluation présente le coût total et celui des différents processus sur la base d'un coût annuel équivalent spécifique (CAES) (annuité par personne). Le CAES est exprimé en dollar étasunien (USD) pour l'année 2010. Les taux de change utilisés sont : 1 USD vaut 1,2 CAD et 1 USD vaut 0,83 EUR. Contrairement à ce qui apparaît être suggéré par Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer (2008b), la présente évaluation du coût sur le cycle de vie se réalise en considérant un taux d'actualisation et des taux de croissance des prix spécifiques aux différents équipements et infrastructures afin de mieux refléter l'effet engendré par l'évolution du prix des ressources (eau, nutriments et énergie) qui est appelé à croître significativement dans les prochaines décennies (Meininger, 2010; Oldenburg, 2007). Ainsi, un taux d'actualisation nominal de 4 % (U.S. Department of Commerce, 2010) et des taux de croissance des prix variant entre 2 % pour les différentes infrastructures (p. ex. conduites) jusqu'à 3,5 % pour les nutriments (N, P, K) ont été retenus. Dans l'optique de comparer le coût des deux systèmes en prenant en considération l'incertitude et ainsi répondre à l'objectif 1 de la thèse, un écart entre le coût des systèmes inférieur à 20 % est considéré comme non significativement différent et inversement si l'écart est supérieur à 20 %. Cette valeur a été retenue sur la base de l'incertitude globale liée au coût de systèmes d'assainissement obtenue par Meininger (2010).

Dans le but d'évaluer l'effet de la décentralisation du traitement en ce qui a trait à SÉP-EN, trois scénarios d'échelle d'implantation ont été retenus pour desservir la nouvelle ville de 50 000 personnes : un système de traitement des eaux noires et un marais épurateur pour chaque groupe de 500 personnes, un système de traitement des eaux noires et cinq marais

épurateurs pour chaque groupe de 5000 personnes et un système de traitement des eaux noires et 10 marais épurateurs pour 50 000 personnes.

Il est à préciser que les coûts résultant d'une perte de qualité des écosystèmes (p. ex. qualité du cours d'eau récepteur) et les bénéfices sur la santé publique obtenus par les systèmes d'assainissement, tel qu'estimé dans l'ACCV sociale, ne sont pas inclus dans la présente ACCV de type environnemental (Hunkeler, Lichtenvort et Rebitzer, 2008b). Ainsi, les catégories d'impacts relatifs à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes sont considérées comme étant pleinement prises en compte dans l'AECV.

2.3.2 Évaluation des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie (AECV - article 2)

L'évaluation des impacts potentiels sur le cycle de vie permet d'attribuer à chaque substance comprise dans l'inventaire (ressources et émissions), avec l'aide de facteurs de caractérisation, une contribution à une catégorie d'impacts. Pour réaliser cette évaluation, la méthode IMPACT 2002+ v.2.15 a été retenue (Humbert et al., 2012; Jolliet et al., 2003). Reconnue dans le milieu de l'ACV, cette méthode permet de présenter les impacts à des catégories au niveau intermédiaire (midpoint) et dommage (endpoint) (JRC et IES, 2010). Dans le cadre de la présente étude, les impacts potentiels sont d'abord présentés à l'aide des catégories d'impacts du niveau dommage (c.-à-d. Santé humaine, Qualité des écosystèmes, Changement climatique et Ressources), car ce niveau d'agrégation des impacts augmente la probabilité de déterminer quel système présente une performance globale supérieure et ainsi répondre au deuxième objectif de la thèse. De plus, les catégories de dommage sont considérées comme étant plus compréhensibles et pertinentes pour les diverses parties prenantes, malgré qu'ils comportent une plus grande incertitude (Bare et al., 2000). Afin de tester la robustesse des résultats obtenus en regard avec la méthode d'évaluation, une analyse d'incertitude ainsi qu'une analyse de sensibilité sont réalisées. Les méthodes IMPACT WORLD+ et ReCiPe (H-Endpoint) sont utilisés pour réaliser l'analyse de sensibilité liée à la méthode d'évaluation des impacts.

2.3.3 Évaluation combinée du coût et des impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie (ACCV + AECV - article 3)

L'évaluation du coût et des impacts potentiels sur le cycle de vie de manière combinée est réalisée en appliquant les deux méthodes expliquées précédemment (sections 2.3.1 et 2.3.2). Ainsi, les scores d'impacts environnementaux pour les quatre catégories de dommage, ainsi que le coût annuel spécifique équivalent, obtenus par les différents systèmes sont présentés et analysés conjointement. La combinaison de ces deux méthodes permet d'évaluer à la fois les performances environnementale et économique des systèmes d'assainissement et d'offrir un portrait plus global facilitant la prise de décision.

CHAPITRE 3

ARTICLE 1: ECONOMIC VIABILITY AND CRITICAL INFLUENCING FACTORS ASSESSMENT OF BLACK WATER AND GREY WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM

C. Thibodeau¹, F. Monette¹, M. Glaus¹, C.B. Laflamme²

¹ Département de génie de la construction, STEPPE-École de Technologie Supérieure, 1100,
Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

² Laboratoire des technologies de l'énergie, Institut de recherche d'Hydro-Québec, 600
avenue de la Montagne, Shawinigan, Québec, Canada, G9N 7N5

Publié dans la revue *Water Science & Technology*, vol. 64, no 12, p. 2417-2424, 2011

3.1 Abstract

Black water and grey water source-separation sanitation system aims at efficient use of energy (biogas), water and nutrients but currently lacks evidence of economic viability to be considered a credible alternative to the conventional system. This study intends to demonstrate economic viability, identify main cost contributors and assess critical influencing factors. A technico-economic model was built based on new neighbourhood in a Canadian context. Three implementation scales of source-separation system are defined: 500, 5,000 and 50,000 inhabitants. The results show that the source-separation system is 33% to 118% more costly than the conventional system, with the larger cost differential obtained by lower source-separation system implementation scales. A sensitivity analysis demonstrates that vacuum toilet flow reduction from 1.0 to 0.25 L/flush decreases source-separation system cost between 23% and 27%. It also shows that high resource costs can be beneficial or unfavourable to the source-separation system depending if the vacuum toilet flow is low or normal. Therefore, the future of this configuration of source-separation system lies mainly in

vacuum toilet flow reduction or the introduction of new efficient effluent volume reduction processes (e.g. reverse osmosis).

Keywords: Anaerobic digestion, Black water and grey water, Cost contributors, Economic viability, Source-separation sanitation system, Vacuum toilets

3.2 Introduction and objectives

In response to the limits of conventional wastewater sanitation systems, various decentralized systems aiming to achieve efficient use of energy, water and nutrients have been initiated since the late 90s (GIZ, 2010). One of these approaches is based on two-stream wastewater source-separation: 1) concentrated black water (BW) which consists of vacuum toilet flow (urine, faeces and reduced flush water), and 2) grey water (GW), composed of bathroom-, kitchen- and laundry-water (Otterpohl, Albold et Oldenburg, 1999; Zeeman et al., 2008). While BW is co-treated with solid organic kitchen refuse (KR) in an anaerobic digester, GW is treated in a septic tank and a constructed wetland. Such a source-separation system is in start-up phase in the Flintenbreite real estate project in Lübeck, Germany (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004). At the end of 2011, the biogas plant should begin treating the BW and KR of about 200 inhabitants and producing heat and electricity to cover parts of equipment and treatment building energy demand. Moreover, it will provide a low-pathogen and -odour digestate that contains nutrients that replace synthetic fertilizers for a nearby farmer.

Although the BW and GW source-separation system has a high resource saving potential, few studies were conducted to assess its economic viability. A study showed that a new 5,000-inhabitant settlement in a suburb of Berlin, Germany, which integrates such a two-flow source-separation system would cost 3,9% more per capita on a 50-year period (Oldenburg, 2007). It also concluded that a two-flow source-separation system had less cost disadvantages than three flow (+ urine) and that the results are strongly linked to local conditions (Oldenburg et al., 2007). However, the impact of local context and critical influencing factors, like treatment units implementation size and resource costs, have not

been completely assessed. Such economic viability evidences are mandatory before a source-separation system can be considered a credible alternative to the conventional system.

The main objectives of this study are 1) to demonstrate the economic viability of the source-separation sanitation system as opposed to the conventional system, 2) to identify the main cost contributors and 3) to assess critical influencing factors of the source-separation system. The study also presents the main technico-economic components in order to show their impact on the results.

3.3 Methods

3.3.1 Study framework

The primary function of the sanitation systems analyzed in this study is to collect, transport, treat and discharge wastewater and organic kitchen refuse (Figure 3.1). They perform three secondary functions: producing energy (biogas reuse), reducing drinking water use at the source and providing agricultural fertilizers (nutrients). The functional unit is to achieve these functions for one inhabitant on a one-year period. The sanitation systems are implemented in a new settlement of 50,000-inhabitants based on a theoretical model and operated on a 50-year period. Other waste (water) streams (rainwater, garden residue, recyclables and garbage waste) as well as post-treatment water reclamation are not considered.

3.3.2 Technico-economic model of source-separation sanitation system

A model defining technico-economic parameters for all management steps was built according to the Canadian context, specifically in the Province of Quebec. It is mainly based on MATTEUS software developed by Hydro-Quebec (IREQ, 2008), which is the government-owned corporation that supplies electricity in Quebec. MATTEUS is an Excel-based spreadsheet and database program that models mass, energy and economic parameters in order to achieve prefeasibility studies on wastewater and organic solid waste. These

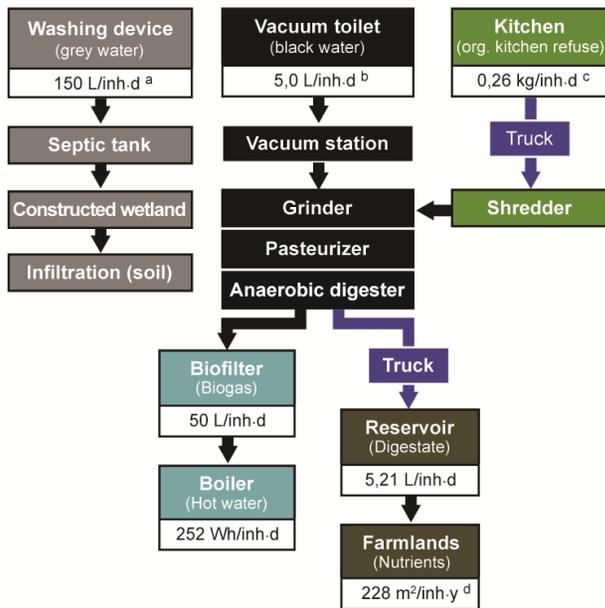
parameters are calculated from the necessary process capacity with an extrapolation method based on reference process capacity and parameters obtained from literature and suppliers (Morin et al., 2010). This method is expressed by the following equation (3.1):

$$Parameter_2 = Parameter_1 (Capacity_2 / Capacity_1)^{SC} \quad (3.1)$$

The scale factor (SC) is a typical coefficient for an equipment or infrastructure category that represents the economies of scale gained or lost when there is an up- or downsizing of the reference capacity. Comprised between 0 and 1, closer the SC is to 1, less is the impact of economies of scale.

In order to assess the impact of decentralization of the source-separation system, which is an often promoted way to save resources in the ecological sanitation approach (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Werner et al., 2009), three implementation scales (scenarios) were defined: 500, 5000 and 50,000 inhabitants (S-500, S-5000 and S-50,000). This means that the conventional sanitation system, which is *de facto* centralised in our existing urban planning strategy, in this study applied for 50,000 inhabitants (C-50,000), will be compared with 100 source-separation system units of S-500, 10 units of S-5000 and 1 unit of S-50,000.

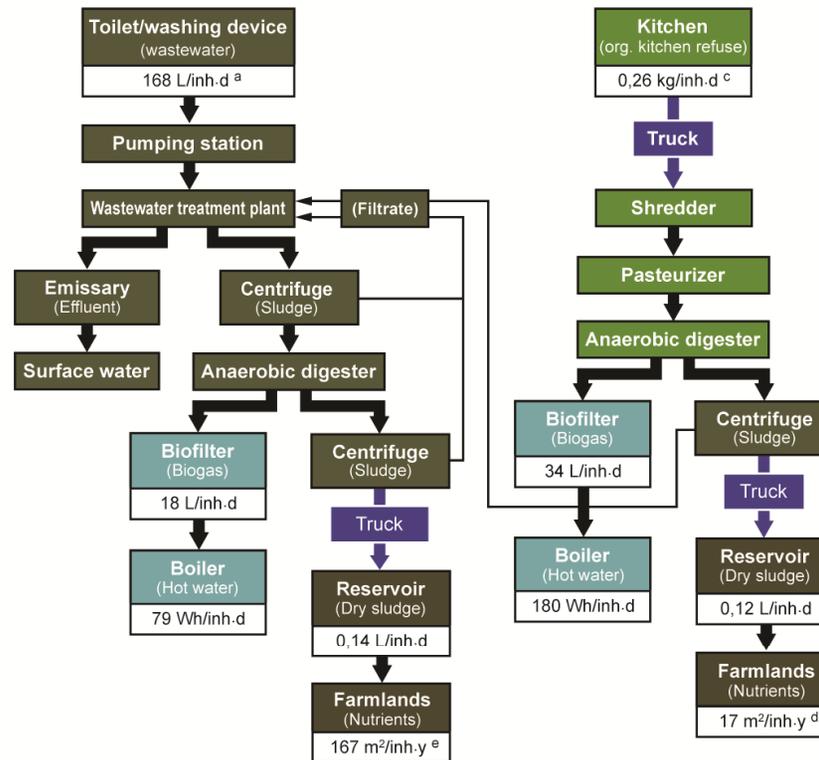
A) Source-separation sanitation system



Functional equivalence (Drinking water and fertilizers saved with source-separation system)	
Synthetic fertilizers* N: 2,24 kg/inh.y ; P: 0,24 kg/inh.y ; K: 0,91 kg/inh.y	Drinking water 13 L/inh.d

*Environmental losses are not considered

B) Conventional sanitation system



^a Adapted from Environment Canada (2008)

^b Wendland (2009)

^c Recyc-Quebec and Éco-entreprise (2007)

^d Based on maize N intake yield from IREQ (2008)

^e Based on maize P intake yield from IREQ (2008)

Figure 3.1 Main components and flows of source-separation (A) and conventional (B) sanitation systems

For each source-separation scenario, there is one BW and KR treatment unit. The number of GW treatment units is 1, 5 and 10, according to the respective scenario (S-500, S-5000 and S-50,000). Since such source-separation system has not been implemented yet in Canada, the technical design is based on similar systems in Europe (Otterpohl, Braun et Oldenburg, 2004; Zeeman et al., 2008), sludge and organic waste facilities in Canada and scientific studies (Remy, 2010; Wendland, 2008).

3.3.2.1 Technical parameters

The settlement is designed according to typical urban planning guidelines for new suburb settlement. It is composed of semi-detached houses (single model) with two residential units. Each residential unit is occupied by an average of 2.35 inhabitants and owns one toilet. The population density is 50 inhabitants per hectare.

From one-litre per flush vacuum toilet, BW passes through a negative pressure sewer network to a vacuum station and is sent by low-pressure pump into the treatment building. KR is collected by truck and dumped into a shredder located in the treatment building. BW and shredded kitchen residue go into a grinder, which results in an effluent mix of 2% total solids and 28,900 mgCOD/L. The effluent is heated to 55 °C and transferred in a pasteurizer which holds it for 24 hours to eliminate a significant fraction of pathogens. Afterwards, the effluent is digested anaerobically in a continuous stirred tank reactor working in mesophilic mode (37 °C) for a 21-day hydraulic retention time. Produced digestate (DG) is sent to reservoirs located on farmlands before being spread as nutrients replacing synthetic fertilizers. The maximum storage time is 200 days, which corresponds to the proscribed spreading period from October 1st to April 1st (IREQ, 2008). DG complies with US-EPA and WHO spreading norms for animal-feeding crops (Wendland, 2008). DG transportation distance towards storage tanks located in farmlands is set to 40 km for each scenario, which is about the mean value found in literature (Benetto et al., 2009; Remy, 2010). Produced biogas from the anaerobic digester passes through a condensater and a peat bio-filter (removes H₂S), and is finally burnt in a boiler. The hot water is used on site and, in periods of

surplus, is assumed to be completely sold to nearby businesses. Natural gas is used in case of biogas shortage (winter) to satisfy on-site heat consumption. GW is drained by gravity to treatment units composed of a septic tank and a constructed wetland. The constructed wetland covers an area of 2 m²/inh.

3.3.2.2 Economic parameters

The model is based on the economic life cycle analysis method. It integrates investment, reinvestment and operation costs. Main costs and economic factors are detailed in Tableau 3.1. They are expressed in USD with taxes. Exchange rates used are: USD/CAD 1:1.2 and USD/EUR 1:0.83. A nominal discount rate of 4% is taken.

Investment costs include capital, installation and engineering costs of infrastructure and equipment. Reinvestment costs consist of investments for equipment according to their lifespan and the annual inflation rate to perform the system functions on a 50-year period. End-of-life value and dismantling costs are not considered. Operation costs include personnel to run and maintain the equipment and infrastructure, transportation and energy. Running and maintenance costs for equipment are determined with a coefficient related to their treatment capacity and their scale factor (IREQ, 2008), while infrastructure have a rate associated to their investment costs, ranging from 0,5% for pipes to 2,0% for controls (Oldenburg, 2007). The selling of hot water to nearby businesses is considered as revenue resulting in operation costs reduction.

Drinking water and fertilizers needed by the conventional system to achieve the same secondary functions as the source-separation system will be considered as extra operation costs (functional equivalence) (see Figure 3.1).

Tableau 3.1 Main components costs and resources costs
of source-separation sanitation system

	Costs	Lifespan (years)	Scale factor	Annual inflation rates (%) ^a	References
BW, KR and DG management					
Vacuum toilet	700 USD/unit	40	1	2,0	Oldenburg (2007)
Vacuum drainage pipe	64 USD/ lin.m.	50	1	2,0	<i>Idem</i> , ø: 50 mm
Vacuum sewer	74 USD/lin.m.	50	1	2,0	<i>Idem</i> , ø: 65 mm
Vacuum station	233,000 USD/18.8 kW	15 ^b -40 ^c	0,6	2,0	<i>Idem</i> . 3 units for 5000 inh, ^b Motor and electronics, ^c Structure.
KR collection	56 USD/ton	-	1	3,5	City of Montreal (2009)
KR transport	0.18 USD/km	-	1	3,5	<i>Idem</i>
Treatment building	1,000,000 USD/1000 m ²	50	0,7	2,0	RS Means (2009), for 5000 inh
Grinder	193,100 USD/37 kW	15	0,6	2,0	IREQ (2008)
Pasteurizer	73,300 USD/30 m ³	15	0,6	2,0	<i>Idem</i>
Anaerobic digester	960,000 USD/1600 m ³	15	0,6	2,0	<i>Idem</i>
Boiler	40,000 USD/600 kW	15	0,6	2,0	<i>Idem</i>
DG transport					<i>Idem</i>
1) Fixed costs	5.1 USD/ton	-	1	3,5	<i>Idem</i>
2) Variable costs	0.12 USD/ton/km	-	1	3,5	<i>Idem</i>
DG reservoirs	34,000 USD/680 m ³	25	0,8	2,0	<i>Idem</i>
DG spreading	2.9 USD/m ³	-	1	3,5	<i>Idem</i>
GW management					
Drainage pipes	24 USD/lin.m.	50	1	2,0	Engineering firm (2010), mean cost
Gravity sewer	142 USD/lin.m.	50	1	2,0	<i>Idem</i> , ø: 200 mm
Constructed wetland	136,500 USD/1000 m ²	50	0,8	2,0	<i>Idem</i>
Resources					
Electricity	0.070 USD/kWh	-	-	3,0	MRNF (2007)
Natural gas	0.067 USD/kWh	-	-	3,0	<i>Idem</i>
Hot water	0.063 USD/kWh	-	-	3,0	Environment Canada (1998)
Drinking water	0.40 USD/m ³	-	-	3,5	Environment Canada (2008)
Nitrogen	1.88 USD/kg	-	-	3,5	IRDA (2008)
Phosphorus	1.23 USD/kg	-	-	3,5	<i>Idem</i>
Potassium	0.73 USD/kg	-	-	3,5	<i>Idem</i>
Occupied land area ^d	40 USD/m ²	-	-	2,0	Alternative Resources Inc. (2006)

^aAnnual growth rates references: 2,0 % - inflation rate (Bank of Canada, 2009); 3,0 % - energy (MRNF, 2007); 3,5 % - transport (MTQ, 2010); 3,5 % - fertilizers (Statistics Canada, 2008); 3,5 % - drinking water (Environment Canada, 2008);

^dApplied for anaerobic digester, treatment building and constructed wetlands

Drinking water consumption is 13 L/inh/d more for the conventional than for the source-separation system. While digestate from the source-separation system and dewatered sludge from the conventional system are given free of charge to farmers, the ones receiving sludge have to buy extra synthetic fertilizers to achieve the same agronomic potential, which amounts to N: 2.24 kg /inh/y, P: 0.24 kg/inh/y and K: 0.91 kg/inh/y.

3.3.3 Technico-economic model of conventional sanitation system

The conventional sanitation system is modeled according to MATTEUS and a model that assesses the economics of wastewater treatment plants (CCME, 2006). The model comprises infrastructures, treatment equipment, transport and disposition to manage wastewater, kitchen residue and sludge produced by a new settlement of 50,000 inhabitants (C-50,000).

Wastewater flow is 168 L/inh/d, consisting of 150 L of GW and 18 L of BW. The wastewater treatment plant (WWTP) is an activated sludge process with nitrification. Sludge is thickened, treated in an anaerobic digester, dewatered and the solid fraction is trucked to agricultural lands as fertilizers. KR treatment is similar to BW and KR treatment in source-separation system, but a centrifuge dewateres the digestate before sending the solid fraction to farmlands. As it is the case with source-separation system, hot water produced from biogas (digested sludge from wastewater and kitchen residue) is sold to nearby businesses. As explained previously, drinking water and synthetic fertilizers needed by the conventional system to achieve the same secondary functions as the source-separation system will be imputed as extra operation costs.

3.4 Results and discussion

Economic performance of the source-separation system and the conventional system is measured with the specific equivalent annual cost (per inhabitant) (SEAC) for 2010. It is separated in Investment, Reinvestment and Operation costs (maintenance and revenue included) (Figure 3.2). It shows that the source-separation system has a higher cost than the conventional sanitation system. S-50,000 is 33% more costly than C-50,000, while S-5,000 and S-500 cost respectively 56% and 118% more. Economies of scale are therefore dominant factors that represent a global scale factor of 0.89. For S-50,000, costs are distributed equally between Investment (47%) and Operation (47%), and a small fraction goes to Reinvestment (6%). C-50,000 obtains similar figures, the main difference being a 40% decrease of Operation costs.

With SEAC divided in management steps, a detailed comparative analysis of source-separation and conventional systems is performed (Tableau 3.2). Wastewater collection is the most costly step with 56% of SEAC for S-50,000 and 49% for C-50,000. Wastewater collection in the source-separation system is realized by adding another sewer line and a costlier toilet, leading to a 55% cost increase for S-50,000 compared to C-50,000. GW flow in the source-separation system is 18 L/inh/d lower than wastewater flow in the conventional system but this difference is too small to reduce gravity pipe size and the associated costs. This highlights sewer pipe regulation applied in Quebec, and other parts of Canada, that proscribes pipe diameter less than 200 mm, which discourages decentralized treatment and related pipe and pumping savings. KR collection and transportation costs are quite similar and remain low for all implementation scales, with a slight advantage for transportation in smaller source-separation systems.

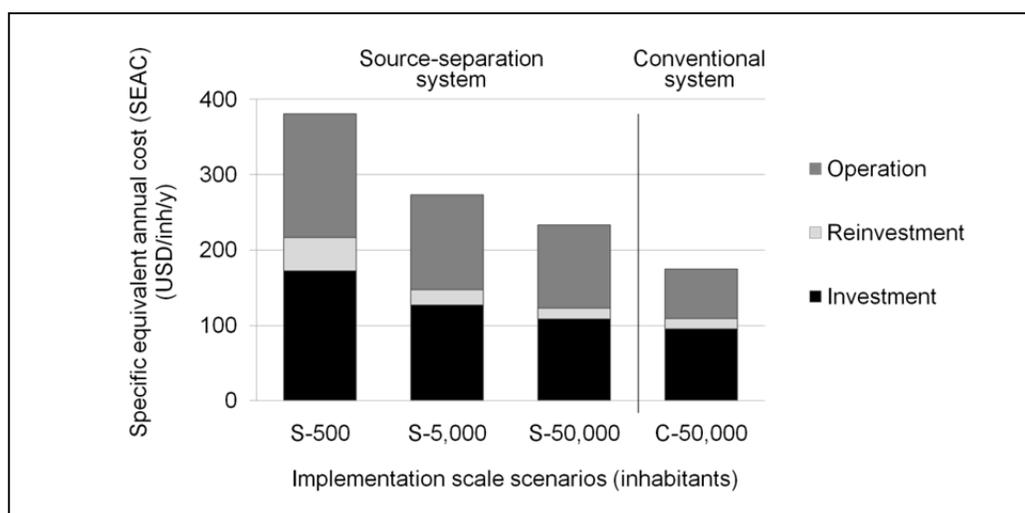


Figure 3.2 Specific equivalent annual cost (SEAC) of source-separation and conventional systems

Treatment costs account for 36% of C-50,000 and 14% of S-50,000, the latter benefiting from economies of scale compared to smaller source-separation systems. S-50,000 achieves lower treatment costs than C-50,000 because of considerably lower costs for septic tanks and constructed wetlands compared to a wastewater treatment plant.

In the reuse step, large digestate volume contributes to the economic drawback of the source-separation system, which has to perform the costly tasks of transportation, storage and spreading. For S-50,000, this cost represents 23% of SEAC, while accounting for 3% of C-50,000 SEAC. The high digestate management cost, which allows reusing nutrients on farmlands, is more expensive than the additional cost for synthetic fertilizers imputed to the conventional system (13.9 USD/inh/y). Biogas and hot water management in the source-separation system shows that bigger equipment achieves higher economic performance.

Energy consumption for S-50,000 and C-50,000 accounts respectively for 6.5% and 3.5% of SEAC. The SEAC energy balance of S-50,000 is 2.5 times more than C-50,000, which is

Tableau 3.2 SEAC of management steps for source-separation and conventional systems

Management steps/resources	Source-separation system			Conventional system	
	S-500	S-5,000	S-50,000	C-50,000	
	(USD/inh/y)			(USD/inh/y)	
Wastewater collection	165.6	142.7	131.7	84.9	
Vacuum toilet (BW)	24.1	24.1	24.1	11.3	Toilets
Vacuum station and pipe (BW)	72.1	50.3	39.7	73.6	Drainage/sewer pipe and pumping
Drainage/sewer pipe and pumping	69.4	68.3	67.9		
KR collection and transportation	10.8	10.9	11.3	11.3	
Collection	10,7	10.7	10.7	10.7	Collection
Transportation	0,1	0.2	0.6	0.6	Transportation
Treatment	128.9	55.8	31.9	62.6	
Pre-treatment and building	42.0	14.2	4.9	4.3	Pre-treatment and building (KR)
Anaerobic digestion	64.6	25.7	15.2	5.6	Anaerobic digestion
Septic tank and constructed	22.3	15.9	11.8	52.7	Wastewater treatment plant
Reuse	50.0	45.1	43,2	-3.9	
Digestate management	54.1	53.5	53.2	5.5	Sludge management
Biogas and hot water management	-4.1	-8.4	-10.0	-9.4	Biogas and hot water management
Energy	25.5	18.8	15.3	6.1	
Electrical consumption	7.2	6.6	6.3	4.4	Electrical consumption
Heat consumption	18.3	12.2	9.0	1.7	Heat consumption
Functional equivalence	-	-	-	13.9	
Drinking water	-	-	-	3.9	Drinking water
Digestate (nutrients)	-	-	-	10.0	Synthetic fertilizers
Total	380.8	273.3	233.4	174.9	

explained by higher heat consumption to raise and maintain temperature of a large effluent of source-separation system and by the electrical consumption of the vacuum system.

Globally, S-50,000 demonstrates that an additional investment in wastewater collection (+46.8 USD/inh/y), reduces treatment costs (-30.7 USD/inh/y) and allows reduction of drinking water and fertilizers use (-13.9 USD/inh/y). However, it increases reuse costs (+47.1 USD/inh/y) and energy consumption (+9.2 USD/inh/y) for an overall extra of 58.5 USD/inh/y, which amounts to a 33% cost increase over C-50,000.

3.4.1 Sensitivity analysis

In order to assess the impact of technological and economic conditions on the source-separation system, a sensitivity analysis was performed on critical factors for each implementation scale: vacuum toilet flow (V), digestate transportation (T) and resource costs (R) (Figure 3.3) Current vacuum toilets consume a mean of one liter of water per flush, as a result high volume effluent must be treated, stored and disposed, which constitutes costly steps. In comparison, vacuum toilets installed in commercial planes produce 0.25 L/flush and are considered to work properly. Furthermore, it was demonstrated that energy consumption from the source-separation system treatment equipment can be significantly reduced with such low-flow vacuum toilets (Wendland, 2008). A technico-economic simulation with this low-flow vacuum toilet shows a significant cost decrease of source-separation system. SV-50,000 would therefore cost 178 USD/inh-y, due mainly to 40.6% reduction in Operation costs.

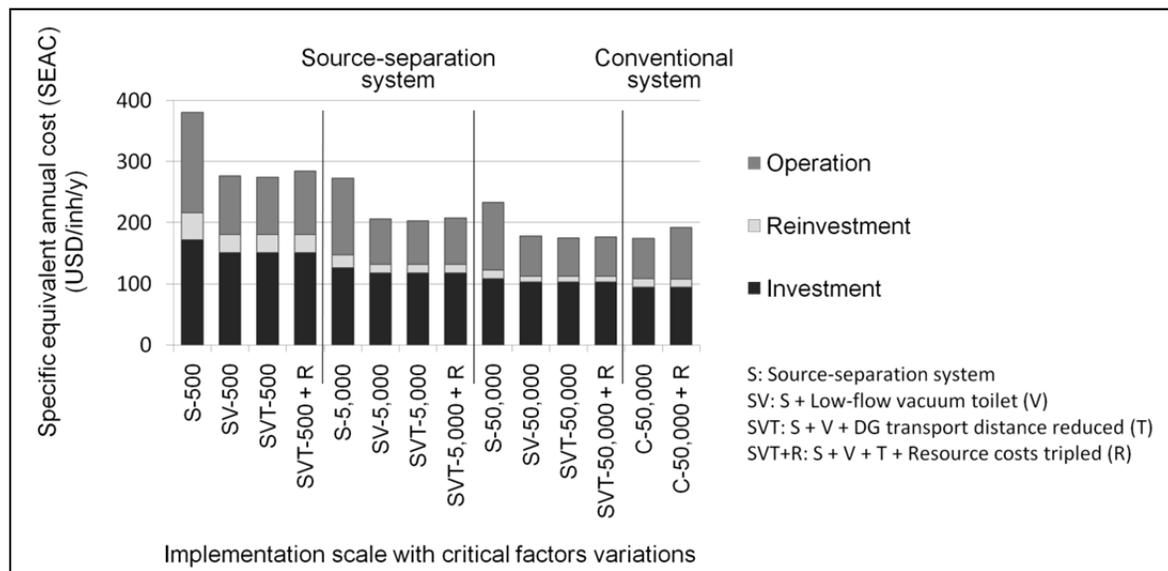


Figure 3.3 Sensitivity analysis for source-separation and conventional systems

A literature review set DG transport distance towards agricultural lands at 40 km. Considering that cities are sometimes surrounded by large crop areas, digestate transport distance could decrease significantly. To simulate a transport distance reduction, a figure of 20 km is chosen (SVT scenarios). The simulation results in a low economic impact by decreasing SEAC of SV-50,000 by 1.5%.

The source-separation system benefits from drinking water and fertilizers saving, but utilizes more energy and petrol (digestate transportation) in comparison to the conventional system. However, these resources can be acquired at relatively low cost (Tableau 3.1 - Canadian context) compared to other regions of the world. To show the impacts of a high resource costs context, a simulation of both systems implemented in a region where resource costs triple, is added to previous simulations (SVT+R scenarios). As a result, SEAC of SVT-50,000 is raised from 176 to 177 USD/inh/y and C-50,000 passes from 175 to 192 USD/inh/y. Therefore, SVT-50,000+R achieves an 8% less costly SEAC than C-50,000+R. The latter undergoes a higher increase mainly because drinking water and fertilizers costs increase significantly, while digestate transport costs of source-separation system increase moderately since low-flow vacuum toilet is used. However, in the case where normal vacuum toilet is used (ST-50,000+R not included in the Figure 3.3), SEAC increases to 254 USD/inh/y.

The sensitivity analysis proves that vacuum toilet flow is a critical factor for the source-separation system. Moreover, flow reduction becomes even more important if the source-separation system is implemented in a high resources cost context. Hence, technological development of the source-separation system lies mainly in vacuum toilet flow reduction or the introduction of efficient effluent volume reduction processes (e.g. reverse osmosis). Such new technologies would begin to be cost-effective compared to the initial configuration of the system if they perform a 90%-effluent flow decrease, while conserving soluble forms of nutrients (N-P-K) and costing 28% of S-50,000 SEAC.

3.5 Conclusion

Economic viability and cost contributors of the BW and GW source-separation sanitation system and conventional system are assessed, as well as critical influencing factors of the source-separation system. To support these objectives, a technico-economic model was built based on a new neighbourhood in the Canadian context. The results show that the source-separation system is more costly than the conventional system, 33% on a 50,000-inhabitants comparative basis. While S-50,000 achieves a greater economic performance in the treatment step and saves on water and fertilizers, it is less beneficial in wastewater collection, reuse and energy consumption. Source-separation systems in small implementation scales (500 or 5,000 inhabitants) are less cost-effective options since economies of scale are lost. The sensitivity analysis demonstrates that high economic performance from source-separation system is achievable by vacuum toilet flow reduction. While digestate transport distance has a small economic impact, high resource costs can lead to significant economic gain or loss for source-separation system depending on vacuum toilet flow. Therefore, the future of this configuration of BW and GW source-separation sanitation system lies mainly in vacuum toilet flow reduction or the introduction of new efficient effluent volume reduction processes.

CHAPITRE 4

ARTICLE 2: COMPARISON OF BLACK WATER SOURCE-SEPARATION AND CONVENTIONAL SANITATION SYSTEMS USING LIFE CYCLE ASSESSMENT

C. Thibodeau¹, F. Monette¹, Cécile Bulle², M. Glaus¹

¹ Département de génie de la construction, STEPPE-École de Technologie Supérieure, 1100, Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

² CIRAIG - Interuniversity Reference Center for the Life Cycle Assessment, Interpretation and Management of Products, Processes and Services, École Polytechnique de Montréal, Chemical Engineering Department, 2500, Chemin de Polytechnique, P.O. Box 6079, Stn. Centre-ville, Montreal, Quebec, H3C 3A7, Canada

Publié dans la revue *Journal of Cleaner Production*, vol. 67, no 0, p. 45-57, 2014

4.1 Abstract

The municipal sanitation system based on black water source-separation (BWS) is often advanced as a viable environmental alternative to conventional systems (CONV). However, current studies have not led to any formal conclusions on the environmental advantage of such a system. The objective of this study is to compare the environmental performances of BWS and CONV in terms of environmental damage using the life cycle assessment method. The functional unit is to ensure wastewater and kitchen refuse collection and treatment and by-product (digestate/sludge and biogas) recycling for one inhabitant for one year. The results show that BWS generates higher impact scores than CONV: 100%, 89%, 24% and 25% more for the human health, ecosystem quality, climate change and resources indicators, respectively, when metal emission impacts from fertilizers are excluded. If metal emission impacts were accounted for the conclusions are reversed for human health and ecosystem quality. The exclusion of metal emission impacts from fertilizers for the interpretation of the

results is based on acknowledged overestimation and high degree of uncertainty of (eco)toxicity impacts by existing assessment methods. However, even with such exclusion, the impact scores of both systems for the ecosystem quality indicator are still not significantly different because of the large contribution of metal emissions from the background data, which still remained in the inventory. Depending on the grid mix and organic fertilizer transport distance assumptions, the study conclusions may be inverted for the climate change and resources indicators, since BWS may obtain lower impact scores than CONV. The main contributors to BWS impact scores are ammonia emissions from applied digestate and digestate management (transport, storage and spreading). Suggestions for significant enhancements are required for BWS to attain better environmental performances than CONV.

Keywords: Black water, Source-separation system, Wastewater management, Digestate management, Environmental impacts, Life cycle assessment

4.2 Introduction and objective

Municipal wastewater sanitation aims to remove pollutants in order to comply with wastewater regulations. To achieve this, treatment processes requiring significant amounts of materials, chemicals and energy for their construction and operation are implemented. These processes do not generally target the reuse of wastewater constituents.

Many researchers advocate a paradigm shift in order to improve the overall performances of sanitation systems: wastewater content (water, organic matter and nutrients) should not be considered as pollutants but rather as resources that should be recycled (Larsen, 2011; Otterpohl, 2002; Zeeman et al., 2008). Various approaches that integrate this new paradigm have been proposed as alternatives to the conventional sanitation system (CONV). One of these approaches is the black water source-separation system (BWS), which consists of the separation of black water (urine, faeces and flush water) from grey water (bathroom, kitchen and laundry water) in the wastewater collection. Among many handling options, black water

can be treated with organic kitchen refuse in an anaerobic digester producing biogas and a digestate that is reused, with or without further treatment, on farmland as a substitute for synthetic fertilizers. Grey water can be treated by a constructed wetland or a more conventional treatment (aeration and chemical precipitation) according to the discharge or reuse pathway. Such a BWS has been implemented in the 200-inhabitant Flintenbreite real estate project in Lübeck, Germany (Otterpohl, 2002). Project promoters cited the low energy and material intensity of the infrastructure, the reduction in tap water demand and the agronomical benefits of the digestate to demonstrate the advantages of the new approach.

A life cycle assessment (LCA) aiming to assess the environmental advantages and drawbacks of various sanitation approaches demonstrated that a BWS with a constructed wetland for grey water treatment yielded fewer potential impacts than CONV for primary energy, climate change, human toxicity, terrestrial and aquatic ecotoxicity and greater impacts for aquatic eutrophication and acidification (Remy, 2010). However, the authors also pointed out that the extended scope used in the study, which included kitchen refuse in the reference flows, favoured the BWS over CONV because of energy considerations (Remy et Jekel, 2012). Indeed, taking kitchen refuse into consideration leads to less energy consumption by BWS since the kitchen refuse is converted into biogas during anaerobic digestion (with black water), while CONV involves treatment by composting with no energy recovery. Concurrently, a material and energy flow analysis by Meinzinger (2010) showed that a BWS with a membrane bioreactor for grey water treatment had a higher primary energy demand than CONV, even considering the anaerobic digestion of kitchen refuse for BWS and their composting for CONV. However, the analysis also found that BWS lead to lower tap water consumption and higher nutrients recycling potential towards farmland. A substance-flow analysis conducted by Hellstrom et al. (2008) concluded that BWS with a conventional treatment for the grey water and a reverse osmosis treatment for the digestate obtains higher nutrient recovery (total amount of N/P/K), lower eutrophication potential, lower global warming potential, but higher acidification potential than CONV (combined system) which

treats organic waste by incineration. Another substance-flow analysis showed similar results, but found a higher primary energy consumption for BWS with conventional treatment of grey water and no digestate treatment compared to CONV including composting of organic waste and sludge (Tidåker et al., 2006).

These results showed that both BWS and CONV have specific advantages and disadvantages but do not enable sanitation sector decision-makers (designers, service providers and government authorities) to reach any formal conclusions on the environmental advantage of either system. Indeed, depending on the impact indicators considered, one system may appear to be better than the other but the relative significance of these impact indicators when compared to each other is not given. It is then difficult for the stakeholders to make decisions when trade-offs exist between different impact categories (e.g. accepting a higher eutrophication level in order to reduce climate change or acidification impacts).

The objective of this study is to compare the environmental performances of BWS and CONV in terms of damages (endpoint level) in order to be able to mediate the trade-offs and facilitate decision-making when designing and assessing the systems.

4.3 Methods

The study is conducted using the life cycle assessment (LCA) method, as defined by ISO 14040 (2006) and ISO 14044 (2006).

4.3.1 Goals and scope

The goals of the study are to 1) assess the environmental performances of BWS and CONV over their entire life cycles; 2) conduct a contribution analysis of each system process; and 3) test the robustness of the results through an uncertainty analysis and a sensitivity analysis. The study is aimed at designers (engineers, urban planners, etc.), service providers and government authorities involved in sanitation. The study results are therefore presented at the damage level, which allows using a lower number of more relevant environmental indicators

(human health, ecosystem quality, climate change and resources impacts) than the problem level (usually around 15 different indicators such as eutrophication, toxicity, etc.) and as such makes decision-making easier.

The functional unit is “to ensure wastewater and kitchen refuse collection and treatment and by-product (digestate/sludge and biogas) recycling for one inhabitant for one year”. Digestate and sludge are recycled on farmland as organic fertilizers. The biogas from the anaerobic digestion of effluents is used in a boiler to produce hot water. Hence, the functions provided by the by-products, which are considered useful products that have positive economic value, are included in the system boundaries following the system expansion method (ISO 14044, 2006). To establish the functional equivalence between the systems, processes (synthetic fertilizers and hot water) are then added to the system that does not perform by-product recycling to the same level as the other.

The scope of the study includes all of the foreground and background processes pertaining to the collection, treatment and recycling of reference and intermediate flows and those related to the added processes (Figure 4.1). Resources and emissions life cycle inventory data (extraction, production, manufacturing and operation) were compiled for each system process. The dismantling phase is excluded, along with the mass and energy flows considered similar for both systems (e.g. toilet, washing device, kitchen refuse collection and transport, etc.).

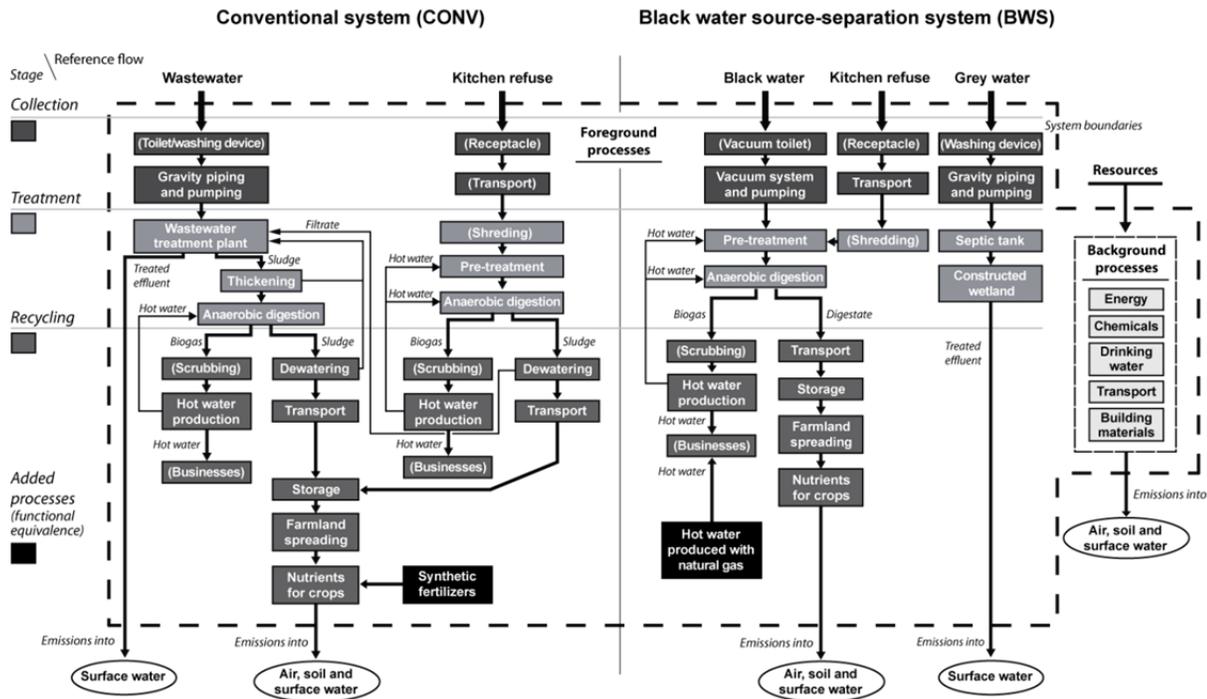


Figure adapted from Thibodeau et al. (2011)
 Processes in parenthesis (e.g. vacuum toilet) are excluded from inventory

Figure 4.1 System boundaries

This study is based on a hypothetical model in which the existing systems (CONV) and the new system (BWS) are scaled for a new 50 000-inhabitant settlement and operated over a 50-year period. The settlement is located in the Montreal area (province of Quebec, Canada). Population density is set at 50 inhabitants per hectare. The amounts and composition of the reference flows used in this study represent the Canadian context (Tableau 4.1), although the composition is comparable to those of other industrialized nations. Both systems discharge effluent with similar contaminant concentrations, in compliance with Canadian performance standards (CCME, 2009). Other residual domestic flows (rainwater, garden refuse, etc.), and business and industry effluents are not considered, since they are managed independently without any effect on the studied systems.

4.3.2 Description of the systems

The technological configuration of BWS is mainly based on the Flintenbreite sanitation system in Lübeck, Germany (Otterpohl, 2002), and the configuration of CONV represents a generic system, which includes a wastewater treatment plant (WWTP) with extended nutrients removal (Remy, 2010). Both systems are designed to best fit Quebec (Canada) context.

BWS consists of separate collection routes for black water, grey water and kitchen refuse (Figure 4.1). From a one-liter per flush vacuum toilet, black water is forwarded to the treatment building by a vacuum system and low-pressure pump. Kitchen refuse is transported by truck and dumped into a shredder in the treatment building. Black water and shredded kitchen refuse go into a pre-treatment, which includes a grinder and a pasteurizer and then through an anaerobic digester. Biogas is first scrubbed and then burnt in a boiler producing hot water. The hot water is used to heat the pre-treatment and treatment equipment, and the remaining hot water is used by nearby businesses. Digestate from the anaerobic digester is sent and stored on farmland without dewatering in order to preserve a maximum amount of nutrients. This digestate management approach is also justified since dewatering could only be carried out with the implementation of an additional process that removes the soluble nitrogen and phosphorus contained in the filtrate (liquid fraction of the dewatering process) before discharge. After storage, the digestate is applied as organic fertilizer. Grey water flows into a gravity sewer network and is sent to ten decentralized treatment units comprised of a septic tank and a constructed wetland. This decentralization choice is based on material saving considerations as lower diameter plastic gravity sewers can be used.

Tableau 4.1 Amounts and composition of CONV and BWS reference flows

Quantity	kg/inh/d	BWS		CONV	Both systems
		Black water ¹	Grey water ²	Waste-water ³	Kitchen refuse ⁴
		5.0	150	168	0.26
Main components					
DCO	g/inh/d	42.1	82.9	125	107.6
N	g/inh/d	7.5	1.9	9.4	0.9
P	g/inh/d	1.5	0.5	2.0	0.2
K	g/inh/d	1.9	2.1	4.0	0.6
Metals ⁵					
Cd	mg/inh/d	0.01	0.19	0.20	0.01
Cr	mg/inh/d	0.04	2.55	2.59	0.50
Cu	mg/inh/d	1.6	29.0	30.6	1.0
Hg	mg/inh/d	0.01	0.03	0.04	0.01
Ni	mg/inh/d	0.2	1.9	2.1	0.2
Pb	mg/inh/d	0.04	2.55	2.59	0.60
Zn	mg/inh/d	7.6	66.8	74.4	7.3
¹ Wendland (2008). The mass is calculated on the basis of a mean residential occupation rate of 65%. ² The quantity is estimated according to Environment Canada (2008) where water meters are implemented. Main components are obtained from wastewater and black water content. ³ The total quantity is the same as that of grey water (150 kg/inh/d) and the low-flush toilet (18 kg/inh/d). The main components were obtained from the MDDEP (2008). ⁴ The quantity is taken from RECYC-QUÉBEC and Éco Entreprises Québec (2007). The main components are from Wendland (2008) et Remy (2010). ⁵ Metals are calculated from Remy (2010)					

CONV includes two streams: wastewater and kitchen refuse (Figure 4.1). Wastewater is drained into a gravity sewer network, pumped to the surface and treated in a WWTP with extended nutrients removal. The process is an activated sludge with nitrification, denitrification and phosphorus removal as described by Remy (2010). Produced sludge is thickened, anaerobically digested and dewatered in order to reduce the mass to be transported. The filtrate that leaves the thickener is sent back into the affluent entering the WWTP. Kitchen refuse is transported by truck to a treatment facility and then goes through

shredding, pre-treatment (grinder and pasteurizer), anaerobic digestion and dewatering. Dewatered sludge from the wastewater treatment plant and kitchen refuse treatment facility (together referred to as *sludge*) is carried to farmland, stored and spread as organic fertilizer. Biogas from both digesters is recycled in the same way as in BWS.

In order to reach functional equivalence between the systems, the synthetic fertilizers process is added to CONV and the hot water produced with natural gas process is added to BWS (Figure 4.1). Some additional synthetic fertilizers are allocated to CONV because digestate from BWS leads to greater synthetic fertilizers substitution than sludge. Some additional hot water production with natural gas is allocated to BWS since the (pre)treatment equipment heat demand is higher than that of CONV, reducing the availability of hot water for nearby businesses.

4.3.3 Life cycle inventory

Foreground and background inventory data are collected through a scientific literature review and through theoretical calculations. Mass flows are processed using MATTEUS v.5.11 software to obtain mass, energy and economic balance for the treatment processes. Developed by the public corporation that supplies electricity in Quebec (IREQ, 2008), this Excel-based spreadsheet and database program was used within the context of many project prefeasibility studies on the handling and treatment of organic content effluents (Morin et al., 2010; Thibodeau et al., 2011). The background data is taken from the ecoinvent v.2.2 database (ecoinvent Center, 2007) included in the SimaPro 7.3.3 software (PRé Consultants, 2012).

The foreground data is considered to be representative of the regional context and of industrialized nations. In addition, it is deemed to be of sufficient quality considering the study objectives (Tableau 4.2). An uncertainty assessment of the foreground data is

conducted using the pedigree matrix method based on the authors' expert judgment (Weidema et Wesnaes, 1996) integrated in the SimaPro software. To define the uncertainties of material, energy and emissions data related to foreground processes, a score is established for each quality indicator data used in the method: reliability, completeness, temporal correlation, geographical correlation and further technological correlation. These scores, in relation with a basic uncertainty factor, are used to calculate the square of the standard deviation (variance). In this study, the square of the standard deviation is calculated for a specific data group (see ANNEXE V for details). Overall, the uncertainty hot spots are related to black water collection, treatment and recycling processes because of lesser completeness (few number of sites over a short period of time), geographical correlation (data from Europe and none from Canada) and technological correlation (systems scaled for 50 000 inhabitants). The foreground data uncertainty combined with those from ecoinvent for background data served as the basis for a Monte Carlo analysis to calculate the probability that a system impact score exceeds the other system score. Since environmental impacts uncertainty could not be included in the Monte Carlo analysis (IMPACT 2002+ does not allow including uncertainty on impact assessment methodologies), a comparative analysis of the damage impact scores of both systems is performed based on uncertainties factors for the midpoint indicators (Humbert et al., 2009).

A summary inventory of the resources used by the main processes based on the functional unit is included in ANNEXE I. The extra drinking water process is the additional use of drinking water by CONV to collect wastewater. The determination of sewer, reservoir, constructed wetland, pre-treatment equipment and anaerobic digester material masses are calculated by multiplying the length or volume with a mass coefficient (e.g. kg/m or kg/m³) (IREQ, 2008; Remy, 2010). WWTP construction materials and electricity demand from Remy (2010) are adjusted proportionally to the wastewater input volume.

Tableau 4.2 Processes choice justification, sources and data quality for CONV, BWS and both systems

	Process and main features	Choice justification and sources	Data quality and comments
CONV	WWTP - extended nutrients removal	Conventional system implemented widely in industrialized nations (Remy, 2010)	High Process and infrastructure are well documented
	Sludge dewatering - dry matter output: 30%	Common treatment before sludge recycling (IREQ, 2008)	High
	Sludge and synthetic fertilizers emissions (after spreading)	Best available data from a literature review (De Klein et al., 2006; Nemecek et al., 2007; Remy, 2010)	High Emissions are well documented
BWS	Vacuum system and pumping	System implemented in Flintenbreite, Lübeck, Germany (Otterpohl, 2002; Remy, 2010)	Moderate (infrastructure) to low (electricity consumption) Few and small scale systems (< 200 inh)
	Constructed wetland - horizontal subsurface flow	Technology commonly implemented in Quebec, Canada (Constructed wetland provider, 2009; MDDEP, 2008)	High Operation and infrastructure are well documented
	Digestate applied without dewatering - dry matter: 1%	Approach used in Flintenbreite sanitation system (Otterpohl, 2002)	High
	Digestate emissions (after spreading)	Best available data from a literature review (De Klein et al., 2006; Nemecek et al., 2007; Remy, 2010)	Low Digestate emissions rates are conservative estimates based on cattle slurry (Remy, 2010). Emissions vary according to many local factors (e.g. soil, climate, application technique, etc.).
Both systems	Gravity piping and pumping	Common technology complying provincial regulations (Quebec, Canada) (Brière, 2006)	High
	Transport distance and operation - organic fertilizers transfer to farmland	Distance is a conservative value based on the context of Montreal area (Quebec, Canada), literature (Benetto et al., 2009; Remy, 2010) and ecoinvent processes pertaining to truck operation (ecoinvent Center, 2007)	Medium The average distance is dependent upon the willingness of farmers to spread organic fertilizers, which remains uncertain
	Boiler burning biogas (and natural gas for BWS added processes)	Modeled with ecoinvent database (ecoinvent Center, 2007). As opposed to the biogas combined heat and power plant implemented in the Flintenbreite sanitation system, low electricity cost (USD0.08/kWh) and no feed-in tariff policy are barriers to electricity generation with biogas in Quebec, Canada. Hot water is considered to be a suitable product to be sold (IREQ, 2008).	High Process and infrastructure well documented
	Anaerobic digestion – continuous stirred tank reactor (CSTR) working in mesophilic mode	Common technology and operating mode to treat municipal organic waste (IREQ, 2008)	Medium (BWS) to high (CONV) Co-digestion of black water and kitchen refuse data is from a research project (Wendland, 2008)

The addition of coagulant (ferric chloride) operation follows the molar ratio Fe:P of 2.3:1 in order to remove the soluble phosphorus fraction and achieving 96% total phosphorus removal from the wastewater (Tchobanoglous, Burton et Stensel, 2003). The features and efficiency of the main processes of both systems are presented in ANNEXE II and ANNEXE III. The useful lifetime is 15 years for the (pre)treatment equipment, 25 years for the reservoirs and boiler and 50 years for the sewers and constructed wetland (ecoinvent Center, 2007; IREQ, 2008; Remy, 2010).

Grid electricity is generated from an energy mix of 95% hydroelectricity (Hydro-Québec, 2012). Transportation distances to carry materials and chemicals on site are estimated at 100 km for concrete and sand and 600 km for other materials and chemicals, which realistically reflect the local context. The transport distance for organic fertilizers recycling is set to 40 km in accordance to Benetto et al. (2009) and Remy (2010), which is considered by some other authors as a conservative value in the context of uncertainty related to acceptance of these fertilizing products (Solinov, 2011). The storage tank for organic fertilizers is made of concrete and has an impermeable cover. The ammonia emissions from the air tight storage tank is considered negligible (Bluteau, Masse et Leduc, 2009). For BWS, organic fertilizers account for 1 900 kg per inhabitant per year (1% dry matter) while those for CONV account for 102 kg per inhabitant per year (30% dry matter).

Farmland spreading is performed on corn-cultivated land meant for animal feed. Digestate and sludge application is done with liquid and solid manure spreader (broadcasting without incorporation into the soil), respectively, which are still the main methods used by Quebec farmers (Carew, 2010). The portion of nutrients contained in applied fertilizers that is emitted to air or water (outside the economic system) is considered as environmental emissions (Tableau 4.3). The metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn) contained in the fertilizers are wholly considered as emissions to the agricultural soil, even though certain metals are essential to crop growth.

Tableau 4.3 Main emissions rates from organic and synthetic fertilizers after spreading

Input	Output ^a	Emit into	Emissions rates (kg/kg input)				Reference
			Digestate	WWTP sludge	Kitchen refuse sludge	Synthetic fertilizers	
N	NH ₃ -N	Air	0.22 ^b	0.08	0.08 ^c	0.08 ^d	Remy (2010)
N	N ₂ O-N	Air	0.01	0.01	0.01	0.01	De Klein et al. (2006)
N	NO _x -N ^e	Air	0.002	0.002	0.002	0.002	(Nemecek, Kägi et Blaser, 2007)
P	P	River	0.021	0.017	0.019	0.018	Nemecek and al. (2007)

^a Nitrates are not included in this table since IMPACT 2002+ method does not provide characterization factors for nitrate leaching, therefore nitrates leached in groundwater do not contribute to impact scores.

^b Conservative value based on cattle slurry (Remy, 2010).

^c Estimations based on Remy (2010).

^d Calculation based on N-fertilizers mix used in Quebec (Canada) which is estimated to be 57% of urea and 43% of ammonium nitrate (APNC, 2010) and ammonia emissions rates (0.15 for urea and 0.02 for ammonium nitrate) from Nemecek et al. (2007).

^e Calculation based on $NO_x = 0.21 \cdot N_2O-N$.

In order to establish the amount of nutrients available in the organic fertilizers provided by both systems (Tableau 4.4), the amount of each nutrient remaining in the soil (after emissions) is multiplied by a relative bioavailability ratio (Remy, 2010). The higher amount of nutrients available in the digestate from BWS as compared to sludge from CONV is explained by the fact that there is no nutrient loss in the treatment process, no dewatering and relatively higher nitrogen and phosphorus bioavailability ratios. This is particularly the case of the relative bioavailability ratio of phosphorus, which is at 90% for the phosphorus of the digestate and at 70% for phosphorus of the WWTP sludge because of the strong chemical fixation with the coagulant (Remy, 2010). However, the digestate emits more ammonia and phosphorus into the environment than sludge, which reduces the amount of nutrients available (Tableau 4.3).

Tableau 4.4 Quantity of added processes for each system (functional equivalence)

	Nutrients available (N/P/K)	Hot water available
Unit	kg/inh/yr	kWh/inh/yr
CONV	0.39/0.54/0.12	77
BWS	2.12/0.60/0.92	26
Balance	-1.73/-0.06/-0.80	51
Added processes	Synthetic fertilizers production, transport and spreading on farmland	Hot water production with natural gas
Added to	CONV	BWS

The amount of hot water available for nearby businesses is obtained by subtracting the amount of consumed hot water from the amount of hot water produced using the biogas (Tableau 4.4). While hot water production from biogas combustion is similar between both systems, BWS consumes 67% of the hot water for (pre)treatment equipment heating, whereas CONV requires only 12%. This results in a larger share of hot water available for businesses in the case of CONV, which is accounted for by including natural gas in BWS to produce the missing hot water.

4.3.4 Life cycle impact assessment

Environmental impact assessment over the life cycle of the studied sanitation systems is performed using the IMPACT 2002+ method (Joliet et al., 2003). The 2.15 version that includes acidification and eutrophication in the damage indicators was chosen (Humbert et al., 2012). Potential environmental impacts are presented through four damage indicators: human health, ecosystem quality, climate change and resources. The human health indicator includes carcinogenic, non-carcinogenic, respiratory effects and effects related to ionizing radiations and stratospheric ozone layer depletion. The ecosystem quality indicator includes aquatic and terrestrial ecotoxicity, aquatic and terrestrial acidification, aquatic eutrophication and land use. The climate change indicator includes the impacts related to greenhouse gas

emissions for which the characterization factors are calculated for 500 year time horizons (IPCC, 2007). The resources indicator expresses the amount of non-renewable primary energy used related to the fossil energy resources and the additional energy needed for further extraction of minerals considering their progressive depletion. The complete list of substances and their associated characterization factors is available online².

The IMPACT World+ (beta version) and ReCiPe methods are also used to check the robustness of the results obtained with IMPACT 2002+. The new IMPACT World+ method is a leading edge method produced by recent works by the teams that developed IMPACT 2002+, EDIP and LUCAS. IMPACT World+ enables regionalized impacts assessment based on leading characterization models (IMPACT World+, 2012).

4.4 Results and discussion

4.4.1 Comparison of system impact scores

The impact scores obtained by the systems for the four damage indicators are divided by the collection, treatment, recycling and added processes contributions (Figure 4.2). For each indicator, the relative score of BWS is presented proportionally to CONV score, which is set at 100%. The higher the score, the higher the potential environmental impact. For transparency, the detailed impact scores are also presented for each 15 midpoint indicators of the IMPACT 2002+ method complemented with uncertainty factors for the midpoint indicators (Tableau 4.5).

² Quantis, 2009. IMPACT 2002+ vQ2.21: Characterization factors. Available at: http://www.quantis-intl.com/xls/IMPACT2002_vQ2.21.xls (accessed 16 October 2013).

BWS obtains lower scores than CONV for the human health and ecosystem quality indicators, respectively 39% and 78% lower, and higher ones for the climate change and resources scores, respectively, 24% and 25% more (Figure 4.2a). In terms of human health and ecosystem quality, the advantage of BWS lies in the 75-80% reduction in the metal emission impacts (principally from zinc) from fertilizers (included in *recycling*). This is explained by the fact that CONV transfers 68% of the metals (mass basis) contained in the wastewater and the kitchen refuse to the sludge compared to BWS which produces a digestate from black water and kitchen refuse that holds 16% of the metals, while the balance is for grey water. The metals contained in the grey water produced by the BWS are trapped at 75% in the constructed wetlands media and are deemed to be confined (not emitted to the environment). The metal emissions from synthetic fertilizers imputed to CONV represent about 3% of the mass of all the metals emitted by CONV.

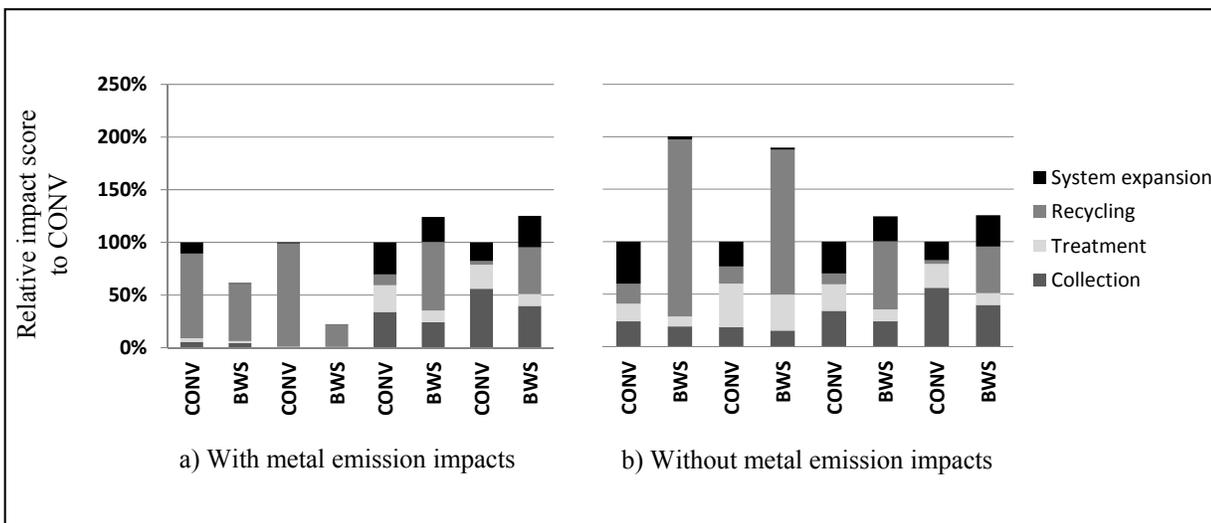


Figure 4.2 Comparative impact scores of conventional (CONV) and source-separation (BWS) systems (relative value)

Tableau 4.5 Damage/midpoint impact scores of CONV and BWS with and without metal emission impacts (absolute values) and uncertainty factors for the midpoint indicators

Damage/midpoint impact category	Unit	With metal emissions impacts		Without metal emission impacts		Uncertainty factor for the midpoint
		CONV	BWS	CONV	BWS	
Human health	DALY ^a	26.6E-5	16.4E-5	5.8E-5	11.7E-5	
Carcinogen	DALY	0.6E-5	0.6E-5	0.6E-5	0.6E-5	1 O.M. ^c
Non-carcinogen ^b	DALY	21.0E-5	5.0E-5	0.2E-5	0.3E-5	1 O.M. for organic ^c and 1-3 O.M. for inorganic substances ^f
Respiratory inorganics	DALY	5.0E-5	10.8E-5	5.0E-5	10.8E-5	30% ^e
Ionizing radiation	DALY	1.8E-7	1.3E-7	1.8E-7	1.3E-7	NA ^g
Ozone layer depletion	DALY	1.0E-8	6.0E-9	1.0E-8	6.0E-9	NA
Respiratory organics	DALY	5.0E-8	8.0E-8	5.0E-8	8.0E-8	NA
Ecosystem quality	PDF·m ² ·yr ^c	1.6E+3	3.5E+2	1.9E+1	3.5E+1	
Aquatic ecotoxicity ^b	PDF·m ² ·yr	1.5E+1	4.1E+0	1.3E+0	1.8E-1	1 O.M. for organic ^c and 1-3 O.M. for inorganic substances ^f
Terrestrial ecotoxicity ^b	PDF·m ² ·yr	1.6E+3	3.3E+2	8.9E+0	1.6E+1	1 O.M. for organic ^c and 3-3.5 O.M. for inorganic substances ^h
Terrestrial acidification/nitrification	PDF·m ² ·yr	5.5E+0	1.4E+1	5.5E+0	1.4E+1	30% ^e
Land occupation	PDF·m ² ·yr	3.8E-1	2.1E+0	3.8E-1	2.1E+0	NA
Aquatic acidification	PDF·m ² ·yr	6.8E-3	2.0E-2	6.8E-3	2.0E-2	30% ^e
Aquatic eutrophication	PDF·m ² ·yr	2.6E+0	2.4E+0	2.6E+0	2.4E+0	30%
Climate change	kg CO ₂ eq	5.3E+1	6.5E+1	5.3E+1	6.5E+1	
Climate change	kg CO ₂ eq	5.3E+1	6.5E+1	5.3E+1	6.5E+1	10% ^e
Resources	MJ primary	7.9E+2	9.9E+2	7.9E+2	9.9E+2	
Non-renewable energy	MJ primary	7.9E+2	9.9E+2	7.9E+2	9.9E+2	10% ^e
Mineral extraction	MJ primary	1.4E+0	2.6E+0	1.4E+0	2.6E+0	NA

^a Disability-adjusted life year

^b Midpoint impact indicators that take into account metal emission impacts

^c Potentially disappeared fraction of species over a certain area

^d These uncertainty factors are the minimum differences between the impact scores of the systems to consider them significantly different for the midpoint indicators. The uncertainty factors for the (eco)toxicity indicators are expressed in order of magnitude (O.M.)

^e Humbert et al. (2009)

^f Gandhi et al. (2010) for Cu, Ni and Zn emissions into water

^g Not available

^h Owsianiak et al. (2013) for Ni and Cu emissions into soil

This lower impact score for the ecosystem quality indicator in BWS is in line with results by Benetto and al. (2009). However, the authors of this study stressed the weakness of these results, as impact assessment methods for heavy metals ecotoxicity are known to be insufficiently robust and overestimate the impact (Diamond et al., 2010). More specifically, it was demonstrated that USEtox, a model similar to IMPACT 2002 used in IMPACT 2002+, overestimates the total metal freshwater ecotoxicity and water exposure toxicity impact scores of some metals (Cu, Ni and Zn) by a 1-4 order of magnitude (Gandhi et al., 2011). This overestimation is due to the fact that metal speciation and bioavailability are not taken into account, and the impact is integrated to the infinite (i.e. metals that have an almost unlimited lifetime lead to very significant impacts diluted over a long period of time). Therefore, considering the total amount of metals in the inventory, irrespective of their form, leads to an overestimation of the potential impacts since, in fact, only the truly dissolved forms are bioavailable and may contribute to (eco)toxicity.

In order to test the robustness of the results and consider the limits of the characterization model, the metal emission impacts from fertilizers were excluded from the scores for both systems (Figure 4.2b). The conclusions are therefore reversed, and BWS posts higher scores than CONV: 100% and 89% more for the human health and ecosystem quality indicators, respectively. This means that CONV takes advantage of withdrawing metal emission impacts since it emits more metals with the use of fertilizers than BWS. Indeed, for the human health and ecosystem quality indicators, the impact scores reductions account for 78% and 99% respectively for CONV and for 29% and 90% respectively for BWS. Since the potential impacts of metals largely predominate the results for human health and ecosystem quality and the model used for characterizing them lacks robustness, the relevance of accounting for the impacts in the results analysis is assessed.

Outside the context of an LCA, the toxicity impact of direct or indirect exposure to metals (soil, plants or animals) emitted to the soil during WWTP sludge spreading has been widely studied for 30 years (Hébert et al., 2011). Certain comprehensive studies have shown that the risk related to metal emissions is relatively low when current quality standards are applied

(NAS, 2002; Pepper et al., 2008; WEAO, 2001; 2010). In this study, the metal concentrations comply with the requirements for sludge spreading on crops meant for animal feed (MDDEP, 2012). Furthermore, a comparison of metal concentrations in organic and synthetic fertilizers used in the study with the background levels for Quebec farmland (MDDEP, 2002) shows that they are comparable. However, other studies indicate that the long term impact of sludge-borne heavy metals is difficult to foresee and is strongly dependent of the nature of the metals, sludge, soil and crop and, as a result, more precautionary approaches should be used (McBride, 2003; Singh et Agrawal, 2008). The risk associated with metal emissions to soil from fertilizers used in this study is then considered to be relatively low but remains uncertain in the long term.

With regards to the uncertainty for the (eco)toxicity indicators (which include metal impacts), it is commonly accepted in LCA that a difference between system impact scores must be an order of magnitude (factor 10) to be significant (Humbert et al., 2009). Specifically on metal emission impacts, but in the context of freshwater, Gandhi et al. (2010) showed a variability of one, two and three orders of magnitude for the comparative toxicity potential of Cu, Ni and Zn, respectively. Owsianiak et al. (2013) demonstrated similar results for metal emissions to the soil, since the variability is of three and three and a half orders of magnitude for the comparative toxicity potential of Ni and Cu, respectively. Since impact scores for the human health and ecosystem quality indicators of both systems differ of less than factor one, no clear conclusions can be drawn regarding the superiority of one of these systems when metal emission impacts are accounted for. Consequently, it was decided to exclude metal emissions impacts from fertilizers for the following interpretation of results. This methodological choice does not imply that metal emission impacts are not significant, but that the models do not allow identifying a better scenario when metals are included, considering their overestimation and high degree of uncertainty, which lead to minimize the contribution of other impact categories. More appropriate tools than LCA and other possible considerations are needed to determine if the metal related issues are of concern in this

specific local context and to identify if the precautionary principle should be applied for them considering the long lasting and almost irreversible effect they can have on the ability of the soil to produce food.

4.4.2 Contribution analysis

As a means to identify the main contributors of both systems, a contribution analysis is conducted to determine the relative score of each process (Tableau 4.6). The score obtained for each process (for BWS and CONV) is expressed as a proportion of the total score of CONV. The potential impacts of the discharged treated wastewater are allocated to the wastewater treatment plant while the potential impacts of the discharged treated grey water are assigned to the constructed wetland.

Regarding the human health and ecosystem quality indicators, the most important contributor to BWS is digestate emissions (organic fertilizer emissions). Digestate emissions, principally as ammonia, respectively account for 61% and 38% of the scores related to the two indicators. The potential impacts of digestate emissions are respectively ~ 9 times and ~ 7 times higher than those from the sludge emissions of CONV for the human health and ecosystem quality indicators. This is explained by the higher nitrogen content of the digestate than that of CONV sludge and by the fact that the nitrogen is more commonly found in inorganic form and thus has higher volatilization potential into ammonia. For BWS, digestate transport accounts for 14% and 15% of the human health and ecosystem quality indicators scores, respectively, while sludge transport in CONV represents less than 2% for both indicators. With the contributions of storage and spreading processes to transport, the total contributions associated with digestate management are 21% and 34% for human health and ecosystem quality, respectively. Nevertheless, as compared to sludge, the potential impacts related to digestate are partially compensated by those brought about by the acquisition and spreading of synthetic fertilizers allocated to CONV (added processes).

Tableau 4.6 Contribution analysis of CONV and BWS processes^a

Unit	Human health		Ecosystem quality		Climate change		Resources	
	DALY ^b		PDF·m ² ·yr ^c		kg CO ₂ eq		MJ primary	
Stage/process	CONV	BWS	CONV	BWS	CONV	BWS	CONV	BWS
Collection	24.1%	19.1%	18.6%	15.4%	33.9%	23.8%	55.9%	39.7%
Gravity piping and pumping	22.4%	16.2%	11.2%	6.4%	31.1%	21.0%	52.6%	35.6%
Vacuum system and pumping	-	2.9%	-	9.0%	-	2.8%	-	4.1%
Extra drinking water	1.7%	-	7.4%	-	2.8%	-	3.3%	-
Treatment	16.4%	9.7%	40.4%	33.5%	25.4%	11.4%	21.6%	11.1%
Wastewater treatment plant	14.5%	-	35.6%	-	23.3%	-	18.5%	-
Septic tank and constructed wetland	-	5.1%	-	23.4%	-	7.6%	-	6.7%
Thickening	0.7%	-	2.7%	-	1.1%	-	2.1%	-
Pre-treatment and building	0.3%	1.2%	0.5%	3.7%	0.4%	1.1%	0.3%	1.4%
Anaerobic digestion	0.9%	3.4%	1.6%	6.4%	0.6%	2.7%	0.7%	3.0%
Recycling	19.5%	168.5%	17.6%	137.8	10.5%	64.9%	4.6%	44.6%
Dewatering	0.3%	-	1.1%	-	0.6%	-	1.1%	-
Transport	1.6%	27.9%	1.6%	28.7%	1.5%	27.5%	1.7%	31.2%
Storage	0.5%	7.4%	0.5%	6.4%	0.8%	11.0%	0.6%	8.2%
Farmland spreading	1.0%	7.7%	2.7%	29.3%	0.6%	4.4%	0.7%	4.7%
Organic fertilizer emissions	13.0%	122.6%	10.1%	71.8%	5.7%	20.7%	0.0%	0.0%
Hot water production (biogas)	3.1%	2.9%	1.6%	1.6%	1.3%	1.3%	0.5%	0.5%
Added processes	40.0%	2.9%	23.4%	2.1%	30.3%	23.7%	17.9%	29.9%
Synthetic fertilizers	40.0%	-	23.4%	-	30.3%	-	17.9%	-
Hot water production (natural gas)	-	2.9%	-	2.1%	-	23.7%	-	29.9%
Total (rounded to closest unit)	100%	200%	100%	189%	100%	124%	100%	125%

^a The score for each process is expressed as a proportion of the total score of CONV (see ANNEXE IV for absolute values)

^b Disability-adjusted life year

^c Potentially disappeared fraction of species over a certain area

Aquatic eutrophication from agricultural runoff and treated grey- or wastewater entails 5% fewer potential impacts for BWS as compared to CONV. Considering that eutrophication constitutes respectively 7% and 14% of the ecosystem quality score of the BWS and CONV, the gain by BWS does not offset the drawbacks of ammonia emissions from digestate and digestate management.

With regards to climate change, the higher score of BWS is a result of the contributions of digestate management (carbon dioxide) and digestate emissions (dinitrogen oxide). The potential impacts of these contributions are seven times higher than the corresponding processes of CONV. For the resources indicator, both system scores follow an analogous trend to the one observed for climate change, except that BWS involves greater potential impacts related to natural gas use (added processes).

For all indicators, the collection stage posts lower impact scores for BWS, notably due to the smaller diameter gravity sewers for grey water collection. Treatment stage also generates fewer impacts for BWS, mainly because its operational electricity demand is lower (-60%) and there are fewer potential impacts related to chemical use. For both systems, pre-treatment and building and anaerobic digestion contribute very little to impact scores. The recycling stage contributes to higher impact scores for BWS which are between 6 and 10 times more than CONV for all indicators. As said previously, these higher impact scores for BWS are primarily caused by the ammonia emissions from digestate and digestate management. The added processes involve more impact scores for CONV with regards to human health, ecosystem quality and climate change indicators.

Overall, it can be concluded that BWS does not show any environmental gains over CONV, but rather a shift from the collection and treatment stages, as well as to a certain extent from the added processes, to the recycling stage. This highlights the weakness of the nutrient recycling approach by BWS in regards to the environment: the higher amount of nutrients available involves less environmental gains than the impacts of ammonia emissions from digestate and digestate management. Influencing factors related to ammonia emissions and

digestate management will then need to be scrutinized to validate the conclusions of this study later in the sensitivity analysis.

4.4.3 Uncertainty analysis

In order to assess the robustness of the results regarding inventory data quality and indicator-specific uncertainty, a two-step uncertainty analysis is conducted. The uncertainty analysis testing the influence of inventory data quality is performed with 2000 Monte Carlo simulations. The analysis indicates that CONV has a lower score than BWS for all damage indicators in at least 98.8% of the simulations (Figure 4.3). Detailed results of the Monte Carlo simulations are shown in ANNEXE V and ANNEXE VI.

With respect to indicator-specific uncertainty, the uncertainty factors for the midpoint indicators presented in Tableau 4.5 are used to interpret if the damage impact scores differences between systems are significant or not. For the human health indicator, the impact scores of both systems are mainly driven by ammonia emission via the respiratory inorganics midpoint indicator. For the respiratory inorganics indicator, a difference of 30% is needed between impact scores to be significant (Humbert et al., 2009). Since the difference between impact scores for human health is 100%, the result for this indicator is considered

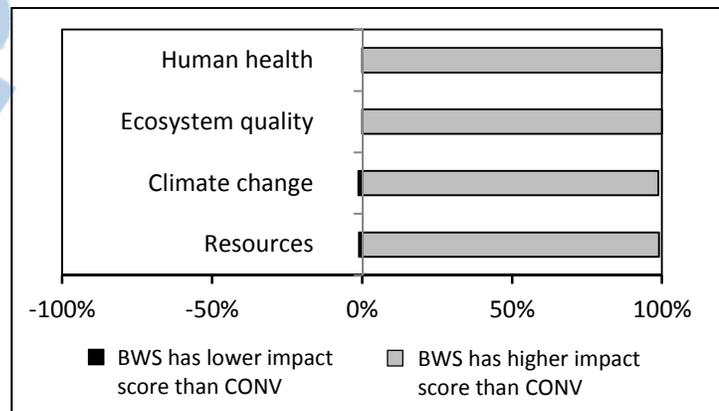


Figure 4.3 Probability that BWS impact scores are higher (grey bar) or lower (black bars) than CONV for damage indicators of the IMPACT 2002+ method with Monte Carlo simulations

robust. Concerning the ecosystem quality indicator, the contributors to impact scores of both systems are metal emissions (zinc and copper) from spreading and transport equipment and electricity distribution facilities found in the background inventory (terrestrial ecotoxicity midpoint indicator) and ammonia emissions from fertilizers (terrestrial acidification and nitrification). Since terrestrial ecotoxicity is a significant contributor for this damage indicator, for which the uncertainty is high (1-3.5 orders of magnitude), the impact scores of the systems are deemed non-discriminating. For the climate change indicator, the result is considered to be robust since the difference between impact scores is higher than 10% (Humbert et al., 2009). With regards to the resource indicator, the impact scores are mainly based on the non-renewable energy midpoint indicator, which has an empirical uncertainty factor of 10%. Since the deviation between the impact scores of the systems is 25%, the result regarding the resource indicator is considered conclusive. Overall, the uncertainty analysis regarding inventory data and indicator-specific uncertainty shows that results are relatively robust except for the ecosystem quality indicator.

4.4.4 Sensitivity analysis

To determine the robustness of the results regarding key assumptions used in this study, a sensitivity analysis is performed over these six parameters: electricity grid mix choice, vacuum system electricity use, organic fertilizer transport distance, digestate ammonia emissions, bioavailability of WWTP sludge phosphorus and energy source for the compensatory hot water. The assumptions are tested for eight scenarios (Figure 4.4). The impact assessment methods are also subject to a sensitivity analysis (Figure 4.5).

A basic study assumption is that the electricity used originated from the Quebec grid, whose energy mix is essentially based on hydroelectricity. If the North American grid mix had been chosen instead (scenario 1 – NA grid mix), composed of 41% coal, 20% natural gas, 18% nuclear, 14% hydroelectricity and 7% other sources (Itten, Frischknecht et Stucki, 2012), the potential impacts associated with electricity use would have been greater (Figure 4.4). Comparing scenario 0 and scenario 1, the gaps between systems would narrow for all impact

scores, most notably for climate change and resources indicators, but without impeding on the benefits shown for CONV.

Digestate transport towards farmland yields significant potential impacts for BWS due to the substantial digestate mass (as opposed to the sludge mass) and the long distance to carry it out (40 km). If the transport distance of the organic fertilizers is shortened to 20 km, as illustrated in scenario 2, the gap between the systems for all indicators would shrink in comparison to scenario 0 (Figure 4.4). Nevertheless, scenario 3 shows that, if the transport distance reduction were to occur within the North American grid mix, BWS would post lower scores than CONV (~ -1%) for climate change and resources (Figures 4.4c and 4.4d), inverting the study conclusions for the two indicators.

The vacuum system is the BWS process that uses the most electricity. This electricity use entails high uncertainty, since it is estimated from a relatively low number of systems implemented in a small-scale settlement. If the implementation parameters considered in this study increased this specific electricity use from 15 to 30 kWh per inhabitant per year, BWS would use 11% more electricity than CONV. In Figure 4.4, scenario 4 demonstrates that, if vacuum system electricity use were doubled with the Quebec grid mix, the gaps between systems for all indicators compared to scenario 0 would increase. Scenario 5 shows that, with a North American grid mix, the gaps between systems for all impact scores would be smaller. A comparison of the scores obtained for the four indicators by BWS in scenarios 3 and 5 with those in scenario 1 (NA grid mix), reveals that doubling the electricity use of the vacuum system leads to as many potential impacts than those saved by halving the organic fertilizer transport distance.

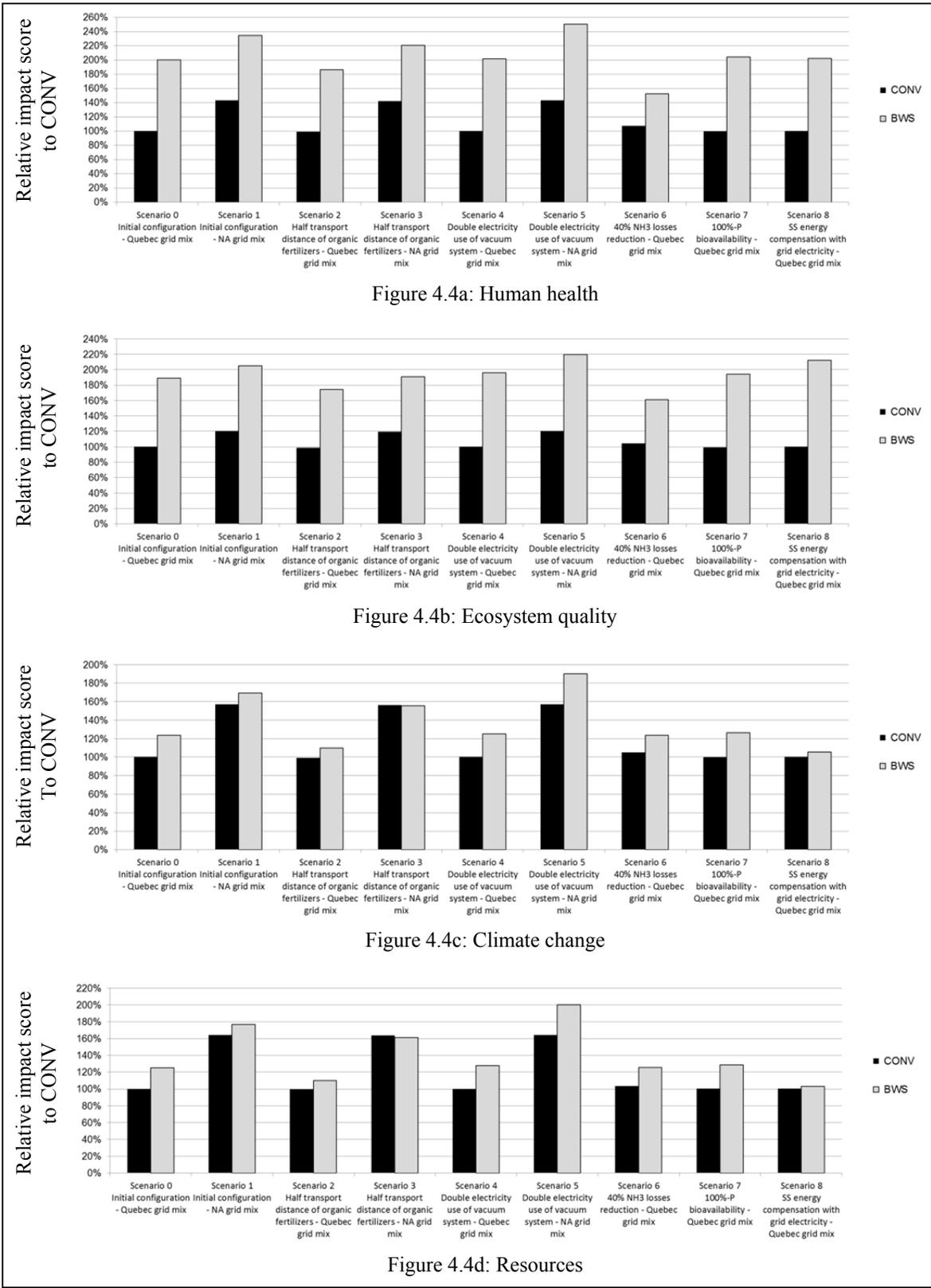


Figure 4.4 Sensitivity analysis of key technical assumptions for eight scenarios

Digestate emissions, with ammonia in the foreground, constitute most human health and ecosystem quality impact scores for BWS. Of the several factors affecting the ammonia emissions rate, the spreading method is decisive (Langevin, Basset-Mens et Lardon, 2010; Webb et al., 2010). In this study, broadcasting is considered as the default spreading method since it is assumed that digestate is given to farmers, who are free to use the spreading methods of their choice. However, this standard system organization could shift towards an innovative system organization where local farmers are included as key stakeholders contributing to environmental performance of the whole sanitation system, as reported in the work of Tidåker (2007). With such a new system organization, it becomes possible to envisage most of the farmers using better spreading methods. Among the alternative spreading methods, band spreading (trailing hoses) decreases ammonia emissions considerably as compared to broadcasting application methods and, thus, increases the amount of nitrogen available for crops. Comparing scenarios 0 and 6, it appears that the soil injection methods that would reduce the ammonia emissions by 40% enable BWS to decrease the gaps for the human health and ecosystem quality indicators in CONV without inverting the trends between the systems (Figure 4.4a and 4.4b).

There is no scientific consensus on the bioavailability of WWTP sludge phosphorus. While some studies have shown that bioavailability of the WWTP sludge phosphorus is limited (set to 70% in this study), others argue that it can reach 100% in the long term (Remy, 2010). A simulation with a complete bioavailability of WWTP sludge phosphorus allows CONV to provide 0.75 kg of phosphorus per inhabitant per year, which represents a higher quantity than BWS (0.6 kg of phosphorus per inhabitant per year). Consequently, phosphorus-based synthetic fertilizers are imputed to BWS (0.15 kg phosphorus per inhabitant per year) to reach functional equivalence. Compared to scenario 0, scenario 7 shows that a complete bioavailability of WWTP sludge phosphorus increases the gaps between the impact scores of the systems (Figure 4.4).

To ensure that the same volume of hot water remains available to nearby businesses, BWS must acquire an energy source outside the system. In scenario 0, natural gas was chosen because it has similar properties to biogas from anaerobic digestion. Nevertheless, if the energy source had been chosen according to its renewable aspect, the Quebec electricity grid would be a valid option. In Figure 4.4, scenario 8 integrating the Quebec electricity grid demonstrates that the gap between the systems is increased for the ecosystem quality indicator but decreased for climate change and resources, without changing the study conclusions.

Given that methodological choices differ from one life cycle impact assessment method to another, ISO recommends proving the robustness of the results by using other impact assessment methods. The results obtained with IMPACT 2002+ are then compared with those calculated using the IMPACT World+ (beta version) and ReCiPe v.1.06 methods. These alternative methods yielded the same conclusions as IMPACT 2002+ (Figure 4.5), which are that BWS shows greater potential impacts than CONV for all damage indicators, validating the robustness of the deterministic results. In the end, the sensitivity analysis reveals that the results are robust regarding key assumptions and impact assessment methods used in this study with the exception of the scenario with a transport distance reduction occurring within the North American grid mix that would allow BWS to post lower impact scores than CONV regarding climate change and resources indicators.

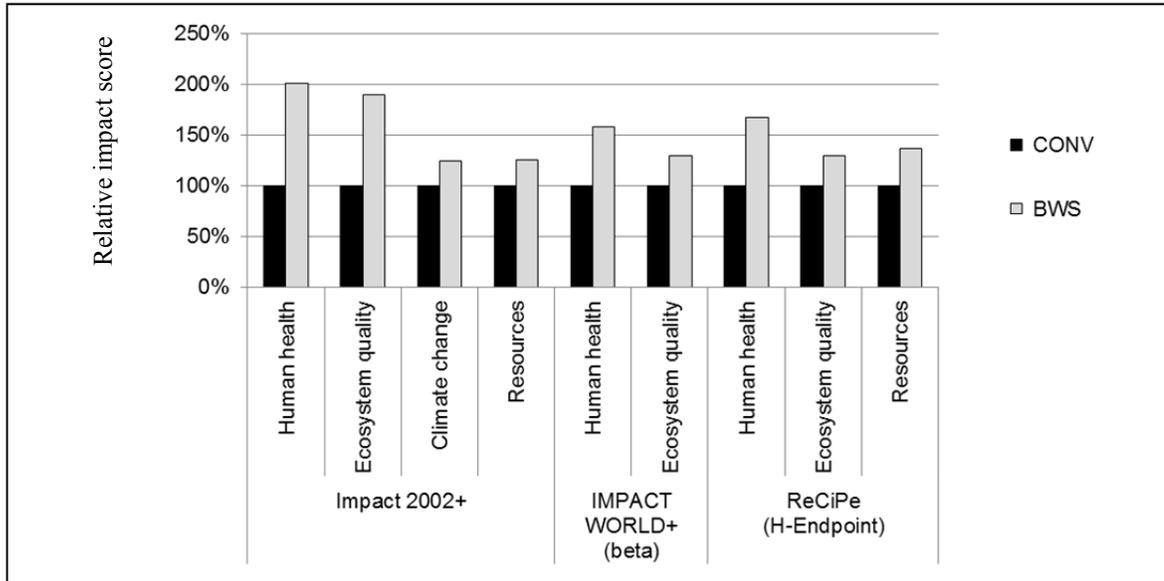


Figure 4.5 Comparative impact scores of CONV and BWS according to the IMPACT 2002+, IMPACT World+ (beta version) and ReCiPe impact assessment methods

4.4.5 Limits and future research

This study assesses the environmental performances of the sanitation systems throughout their life cycles using the best available foreground and background data and a recognized impact assessment method. However, the study has certain limitations that must be highlighted in order to better interpret the results and anchor future research.

The foreground data used in this study is considered to be of a good quality in general, with the exception of some specific data related to black water and its digestate such as electricity use of vacuum system, transport distance and ammonia emissions. Since these parameters have a significant influence on the results, an uncertainty analysis and a sensitivity analysis were performed. Although these analyses reveal that the conclusions of this study are relatively robust, improvements for further studies have been identified. Regarding the uncertainty analysis, a Monte Carlo analysis which integrates inventory and environmental impact modeling uncertainties would give a more accurate probability assessment that a

system impact score exceeds the other system score. Such global uncertainty analysis will be possible when the impact assessment methods will provide detailed environmental impact modeling uncertainty and the LCA software will allow integrating such uncertainties values on life cycle impact assessment characterization factors. Furthermore, the uncertainty analysis could be widened to include key assumptions used in the sensitivity analysis and different impact assessment methods in order to systematically evaluate all major methodological choices. However, it remains that the enhancement of the robustness of the results would be achieved through superior inventory data quality gathered from BWS implemented in the Canadian context. Demonstration projects and related experimental researches would allow acquiring specific data that consider technical, geographical, societal and climatic factors. It is notably the case for the ammonia emissions rate of the digestate, a conservative estimate from cattle slurry, that could be determined more precisely considering the application method, the climate, the pH of the applied digestate (after extended storage), the crop, the properties of the soil and the period of application. These factors could be assessed through the framework of the current and the best spreading practices. Similar remark can be addressed to the background processes which reflect specifically the European context. The new Quebec inventory database, which aims to adapt the ecoinvent database to the Quebec context, will lead to greater data representativeness in subsequent studies (Lesage et Samson, 2013).

Many substances were considered in the composition of the reference flows. However, certain substances, such as uranium (synthetic fertilizers) and emerging contaminants (medications, hormones, etc. in wastewater), were not accounted for. The metal emissions were also excluded because current models overestimate their impact and have a high degree of uncertainty. These exclusions, which can lead to an underestimation of the impacts, should be taken into account when interpreting the results in order to qualify the findings. This reflects the relevance for the development of models that could consider e.g. metals speciation emitted to agricultural soil (similar to the work by Owsianiak et al. (2013) for nickel and copper released into soil) which could have improved the robustness of the conclusions of this study. Although this study uses the current state of the art in LCA, it does

not provide a human health risk analysis drawn from a receiving environment's specific conditions (soil type and pH, nature of chemical bonding and metal absorbing plant capacity).

Overall, the environmental performances of the system are directly related to technology, urban and farming contexts. Since the technological configuration of BWS dates from the late 90s, that the urban context is defined with no thought given to its specific characteristics and that farmers are not integrated in the sanitation system organization, it is understandable that its environmental performance is lower than the one from CONV. Future research could explore various technological development pathways and urban planning and farming strategies in order to enhance the environmental performance of BWS.

4.5 Conclusion

The objective of the study is to compare the environmental performances of BWS and CONV using the LCA method. The functional unit is "to ensure wastewater and kitchen refuse collection and treatment and by-product (digestate/sludge and biogas) recycling for one inhabitant for one year". The results show that BWS yields higher impact scores for the human health, ecosystem quality, climate change and resources indicators. However, these results exclude the metal emission impacts to the soil by fertilizers since the IMPACT 2002 characterization model overestimates the metal (eco)toxicity and that a high degree of uncertainty related to (eco)toxicity indicators is acknowledged in LCA. This limitation, which can lead to an underestimation of the impacts, should be kept in mind when interpreting the results. Furthermore, it highlights the relevance for the development of models that could consider metals speciation emitted to agricultural soil.

The uncertainty analysis based on inventory data and indicator-specific uncertainty shows that results are relatively robust except for the ecosystem quality indicator, since metal

emissions from the background data, which still remained in the inventory, represent a major part of this impact score. It must be stressed that foreground inventory data related to BWS, of which some having significant influence on the BWS performance (ammonia emissions from digestate and transport distance), were attributed conservative values due to their uncertainty. However, the sensitivity analysis of the key assumptions used to model the inventory demonstrates that the results are relatively robust, with the exception of the scenario in which the transport distance for the organic fertilizers is halved and the North American grid mix is used. BWS then generates a lower potential damage on climate change and resources than CONV - qualifying the study conclusions - although the difference of impact scores cannot be considered significantly different (difference of less than 10%). If these conditions were met, a value-driven choice would have to be made between the human health and ecosystem quality indicators and the climate change and resources indicators in order to determine the preferable system.

For all the scenarios, BWS yields greater potential impacts than CONV for the human health and ecosystem quality indicators, notably as a result of the ammonia emissions from digestate and digestate management (transport, storage and spreading). In the end, the current technological configuration of BWS does not show any environmental gains but rather a shift from the collection and treatment stages, as well as to a certain extent from the added processes, to the recycling stage. Based on this study, suggestions for major enhancements to the configuration of BWS will be formulated in order to achieve a better environmental performance than CONV for all environmental indicators considered.

Acknowledgements

The authors would like to thank Jean-François Ménard and Manuele Margni of the CIRAIG for their contributions to this study.

CHAPITRE 5

ARTICLE 3: COMPARISON OF DEVELOPMENT SCENARIOS OF A BLACK WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM USING LIFE CYCLE ASSESSMENT AND LIFE CYCLE COSTING

C. Thibodeau¹, F. Monette¹, M. Glaus¹

¹ Département de génie de la construction, STEPPE-École de Technologie Supérieure, 1100, Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

Article accepté pour publication dans la revue *Resource, Conservation and Recycling*,
Numéro de manuscrit: RECYCL-D-14-00131R1

5.1 Abstract

The objective of the study is to compare different black water source-separation sanitation system (BWS) development scenarios that could result in one environmentally and economically more viable than a conventional system (CONV). Scenarios performance is evaluated using life cycle assessment and environmental life cycle costing. System boundaries include the processes related to the collection and treatment of wastewater and organic kitchen refuse collection and the recycling of by-product (digestate/sludge and biogas) produced in the treatment step. The BWS scenario that entails a vacuum toilet flow-volume reduction to 0.5 L/flush results in a significantly higher performance than CONV for the climate change and resources indicators, while involving a significantly lower performance with regards to human health and a comparable cost. The BWS scenario based on digestate mass reduction with reverse osmosis and acidification prior to its transport to farmland achieves comparable performances to the ones of CONV for all indicators. The BWS scenario with digestate treatment by means of phosphorus precipitation (struvite) and nitrification–anammox reactors gives performances that are comparable to the ones of CONV for all indicators, with the exception of climate change, for which this scenario has a significantly lower performance if the electricity is produced by hydropower. When single-pathway scenarios are combined, the multi-pathway scenarios thus created can produce

results that are significantly superior to the CONV result for the climate change, resources and human health indicators although the cost remains comparable.

Keywords: Source-separation system, Black water, Wastewater treatment system, Life cycle assessment, Environmental life cycle costing

5.2 Introduction and objective

During the past decades, municipal wastewater sanitation system development has focused mainly on increasing the level of treatment of various pollutants in order to meet increasingly restrictive wastewater discharge standards. This end-of-pipe approach, even though it resolves acute hygiene and aquatic environment-related problems, does not act preventatively to control the generated wastewater at the source and does not foster resource recycling (Otterpohl, 2002). Wastewater sanitation systems thus usually involve using large quantities of potable water for collection, necessitate complex treatment processes since the different streams of residential wastewater are mixed, and have a limited potential with respect to recycling wastewater constituents.

As alternatives to conventional systems (CONV), many approaches based on the source-separation of the residential wastewater streams, the integration of water, wastewater and (organic) waste systems and resources recycling have been introduced (Wilderer, 2001). One of these approaches is the source-separation of black water (urine, faeces and flush water) from grey water (bathroom, kitchen and laundry water) in the collection of wastewater (Otterpohl et al., 1999). The black water source-separation system (BWS) can be found in various technical system configurations in a few small-scale demonstration and proposed projects (Augustin et al., 2013; Otterpohl, 2002; Peter-Frohlich et al., 2007; Zeeman et al., 2008). In many system configurations, the black water is collected by a vacuum system (1 L/flush) and then treated in an anaerobic digester together with organic kitchen refuse. The grey water is collected by gravity and treated either in a constructed wetland, a membrane bioreactor (allowing water reuse) or in a conventional activated sludge process. Among many

digestate handling approaches, the digestate is often directly recycled (without dewatering) as agricultural fertilizer in order to recover most of the nutrients.

With the aim of comparing the economic and environmental performance of such source-sanitation systems, different assessment frameworks are available. With regards to environmental performance assessment, two types of framework are mostly used: 1) specific resource and emission flows analysis (e.g. energy use, nutrient recovery, water use, exergy, etc.) (Balkema et al., 2002) and 2) life cycle assessment (LCA) (Corominas et al., 2013). While the specific resource and emission flows analysis provides useful information regarding the system's environmental performance, the LCA method aims at assessing the potential environmental impacts of a product system (goods and services) from cradle to grave (the entire value chain) (Hellweg and Milà i Canals, 2014). Related to wastewater treatment, LCA has been applied in more than 40 studies in international peer-reviewed journals (Corominas, 2013). Among the several economic assessment frameworks available, life cycling costing (LCC) is a method commonly used to capture all relevant costs related to a product or service over its life cycle (U.S. General Services Administration, 2012). In the literature, some LCC studies have been applied to wastewater treatment systems (e.g. Rebitzer et al. (2003), Lim et al. (2009) and Glick and Guggemos (2013)). Ultimately, the combination of LCA and LCC in a common framework enables enhancing the relevance and the completeness of the decision-making process and showing the relation between additional cost and the environmental impact avoided over the entire system lifecycle (Jolliet et al., 2010; Schmidt, 2003). Such an LCC that is meant to be combined with an LCA is generally referred to as an “environmental LCC”, where the LCC expresses the cost with the same functional unit, system boundaries and actor perspective as the LCA (Hunkeler et al., 2008b).

Some studies have aimed at comparing the environmental and economic performance of BWS that includes the direct recycling of digestate with CONV. From the European

demonstration project for the separate discharge and treatment of urine, faeces and grey water (Peter-Frohlich et al., 2007), an LCA and an LCC comparing various source-separation systems with CONV were performed. The LCA showed notably that BWS uses less primary energy, has fewer potential impacts on climate change but more on acidification than CONV (Remy, 2010); the LCC conclusion is that BWS costs 3.9% more than CONV (Oldenburg, 2007). An LCA and an environmental LCC conducted under Canadian conditions showed that BWS posts higher environmental impact scores than CONV regarding climate change, human health, ecosystem quality and resources indicators (Thibodeau et al., 2014), and additional costs (+33 to +118%) according to implementation scales (Thibodeau et al., 2011). Conducting a substance-flow analysis, Tidåker et al. (2006) showed that BWS yielded a lower global warming potential and higher nutrient recovery in agricultural use, but found higher primary energy consumption and acidification compared to CONV. From the previous studies, three key factors (processes) have been identified as influencing the environmental and economic performance of BWS that includes the direct recycling of digestate: (1) the flush volume of the vacuum system (Thibodeau et al., 2011); (2) the digestate transport distance to farmland; and (3) the digestate application method (Remy, 2010; Thibodeau et al., 2014; Tidåker et al., 2006).

Concurrently, a few studies were performed on BWS that includes digestate mass reduction prior to agriculture recycling as an alternative to the direct digestate recycling approach. Using a specific resource flow analysis framework, Zeeman et al. (2008) showed the benefits of BWS with recovery/removal of digestate nutrients, which considerably limits the mass of fertilizer to be applied on farmland. Implemented in a new housing estate in Sneek in the Netherlands, this BWS entails energy savings, phosphorus recycling in the form of struvite for agriculture, and potential reusable water as compared to CONV. With a substance-flow analysis, Hellstrom et al. (2008) showed that a BWS that reduces the digestate mass by means of reverse osmosis (concentrate to be reused in agriculture) results in lower global warming potential, higher nutrient recovery and lower eutrophication potential, but higher acidification potential than CONV. Based on her previous work (Tidåker et al., 2006), Tidåker (2007) suggested assessing the environmental performance of a source-separation

system based on irrigation of the energy crop by dilute sewage products (e.g. black water). To our knowledge, no life cycle study was undertaken on such a black water irrigation system.

The previous studies presented the environmental or the economic performance of BWS based on direct recycling or BWS digestate mass reduction as compared with CONV. Except for the LCC from Oldenburg (2007) and the LCA from Remy (2010) that assessed one common BWS scenario within the same system boundaries, no other studies use both LCC and LCA to compare BWS and CONV. Moreover, none compare the two digestate handling approaches. Hence, from a system developer point of view, evidence is lacking as to which BWS configuration—with particular focus on the digestate handling approach—would be the most promising one to develop further in order to minimize both the environmental impact and cost. With regards to the BWS based on direct recycling of digestate, key processes have been identified, but the levels of efficiency they must achieve in order that BWS performance equals that of CONV for environmental and economic indicators have not been determined. These levels would allow setting critical targets in the development of BWS based on direct recycling of digestate. Moreover, the environmental and economic performance of various BWS based on digestate mass reduction must be assessed since few performance results are provided in the literature. A global comparison of BWS development scenarios based on direct recycling of digestate and digestate mass reduction could then be performed to identify the most promising development scenarios. It would also be appropriate to assess some scenario combinations that can likely occur through an integrated development of BWS.

This study aims to compare single and combined BWS development scenarios based on direct recycling of digestate (key process improvement) and digestate mass reduction in order to determine which ones have the lowest potential environmental impact scores and cost compared to those of CONV.

5.3 Methods

The life cycle assessment (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) is used to assess the environmental performance of sanitation systems under analysis. To assess their economic performance, the environmental life cycle costing method is used (Hunkeler et al., 2008a; Swarr et al., 2011).

5.3.1 Goals and scope

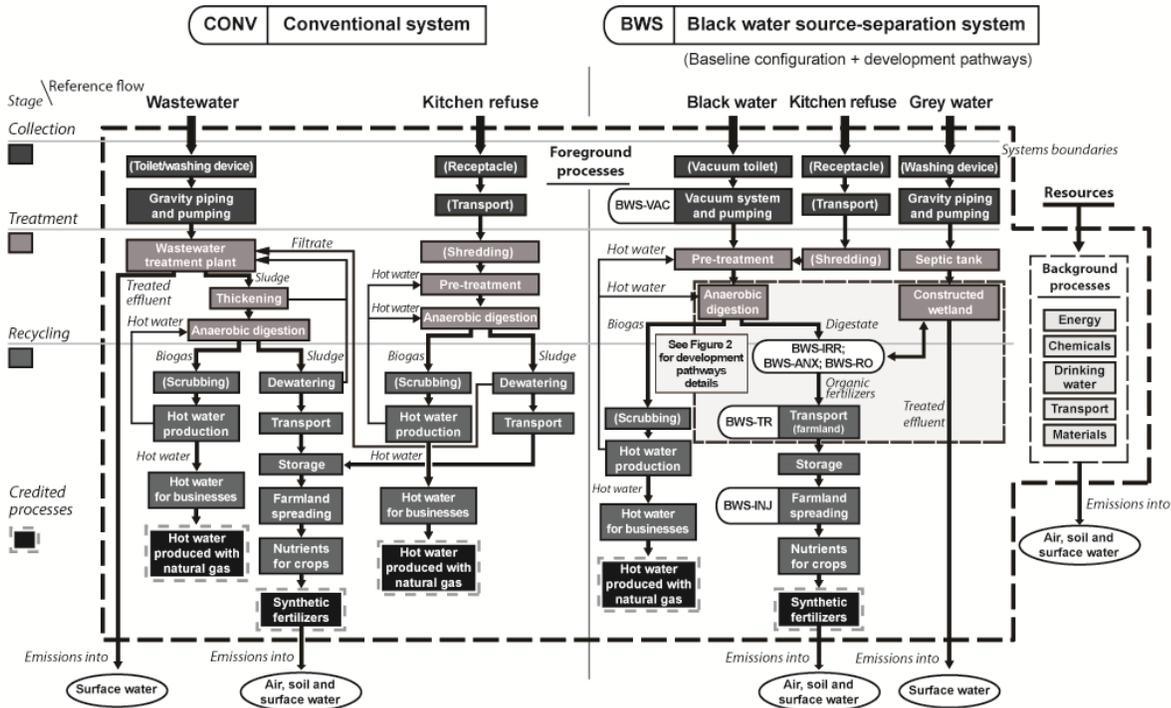
The main goal of this study is to identify the BWS single-pathway and multi-pathway development scenarios that most minimize the environmental impact scores and cost compared to those of CONV. In order to achieve this, four secondary goals are being pursued: (1) evaluate BWS development pathways based on direct recycling of digestate and determine the efficiency levels of key processes that enable BWS to equal the performance of CONV; (2) evaluate BWS development pathways based on digestate mass reduction; (3) compare single-pathway scenarios, i.e. those that originate from only one development pathway assessed previously, and evaluate their potential to minimize the environmental impact scores and cost; and (4) based on the previous results of single-pathway scenarios, create and compare multi-pathway scenarios, i.e. those that combine more than one development pathway. This study focusses on innovative systems and leading-edge technologies that are commercially available and have the potential to be implemented in a real housing project in the short or mid-term. As the results are meant to guide the development of BWS entailing better environmental and cost performance, the study is intended for use by sanitation system designers, sanitation service providers, urban planners and decision makers working towards sustainable sanitation in urban areas.

The functional unit is as follows: to ensure wastewater and organic kitchen refuse collection and treatment and by-product (digestate/sludge and biogas) recycling for one inhabitant for one year. The digestate from BWS and the sludge from CONV are respectively the liquid and solid effluents coming out of the treatment phase, and the biogas is the output from the anaerobic digestion (treatment phase). The system expansion method—as defined by ISO

14044 (2006)—is used to include by-product recycling gains, as these by-products are considered as having positive economic value (Benetto et al., 2009). Thus the nutrients found in the fertilizing products (digestate, sludge and other products) and the hot water produced using the biogas can replace products having similar functions, thereby procuring environmental and economic credits for the producing system.

The scope of the study covers the collection, treatment and recycling stages of the sanitation systems under analysis, as well as the credited processes deriving from the system expansion (Figure 5.1). For each foreground process considered, an inventory is made of the materials and energy used and the emissions occurring in their operation. The materials and energy of the foreground processes are then linked with background processes in order to consider their entire environmental life cycle (extraction, production, manufacturing, transport, use and end of life). Investment, operating and maintenance costs related to the foreground processes, with their specific lifespan, are compiled for economic evaluation purposes. The revenue from the sale of nutrients and hot water is also considered based on their estimated market value. The facilities dismantling phase is excluded from the study because little data is available and the energy required is deemed to represent a low portion of the total over the life cycle of the systems (Emmerson et al., 1995). The toilet is also excluded, as its mass and cost are deemed to be similar for both sanitation systems (vacuum versus gravity flush toilet) (Oldenburg, 2007).

The sanitation systems were modeled to serve a new 50,000-inhabitant city, with a density of 50 inhabitants per hectare (inh/h), for 50 years. The systems are located in the Montreal region (in the province of Quebec, Canada). Incoming system flows (reference flows) are representative of the Quebec context (Tableau 5.1).



Baseline configuration of the black water source-separation system (BWS-0) (grey shaded boxes) is the basis of each development pathway (white boxes):

- Axis of development 1: BWS based on direct recycling of digestate (key process improvement): BWS-VAC, BWS-TR and BWS-INJ
- Axis of development 2: BWS based on digestate mass reduction (new configuration): BWS-IRR, BWS-ANX and BWS-RO

Processes in parenthesis (e.g. Vacuum toilet) are excluded from inventory
 Figure adapted from Thibodeau et al. (2014)

Figure 5.1 System boundaries

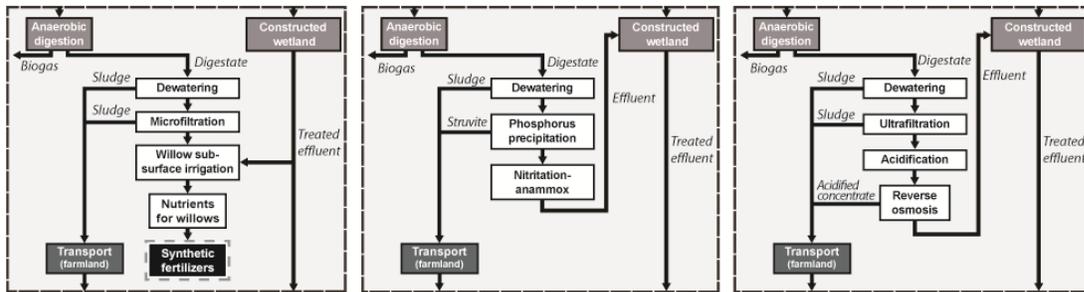


Figure 5.2 a) Willow subsurface irrigation (BWS-IRR)

Figure 5.2 b) Phosphorus precipitation (struvite) and nitrification-anammox (BWS-ANX)

Figure 5.2 c) Reverse osmosis and acidification (BWS-RO)

White and black boxes are added processes compared to BWS-0

Figure 5.2 Processes and intermediate flows that are specific to BWS development pathways based on digestate mass reduction (BWS-IRR, BWS-ANX, BWS-RO)

Tableau 5.1 Quantities and composition of reference flows
Adapted from Thibodeau et al. (2014)

		Black water	Grey water	Waste- water	Organic residue
Quantity	kg/inh/d	5.0	150	168	0.26
DCO	g/inh/d	42.1	82.9	125	107.6
N	g/inh/d	7.5	1.9	9.4	0.9
P	g/inh/d	1.5	0.5	2.0	0.2
K	g/inh/d	1.9	2.1	4.0	0.6

^a This quantity is composed of grey water (150 kg/inh/d) and low flush toilet (18 kg/inh/d), which consumes an average of 4.25 kg/flush.

The metals in reference flows are excluded from the inventory, especially since, given the high degree of uncertainty of their impacts, their inclusion hinders identifying which scenario is preferable with regards to human health and ecosystem quality (Thibodeau et al., 2014). This methodological choice is however tested in *Sensitivity analysis*. The fertilizing products are recycled on farmland used to grow corn for livestock feed and comply with current quality standards. The treated grey water and wastewater are discharged in surface water in compliance with Canadian performance standards (CCME, 2009). The quantity and the quality of these effluents are presented in ANNEXE II and ANNEXE III.

5.3.2 Description of the reference systems and BWS development pathways

The BWS development pathways are divided in two categories: (1) BWS based on direct recycling of digestate (key process improvement) and (2) BWS based on digestate mass reduction. Each development pathway has its own technical configuration created from the baseline system (BWS-0). The models of BWS development pathways based on digestate mass reduction were developed by the authors based on a literature review, brainstorming sessions and expert advice. Before describing the different BWS development pathways, the reference systems (CONV and BWS-0) as presented in (Thibodeau et al., 2014; Thibodeau et al., 2011) are introduced, since these are used as the basis for comparison.

5.3.2.1 Reference systems

CONV: Conventional system

The conventional system is characterized by the non-integrated management of wastewater and organic kitchen refuse, as is the case in most industrialized countries. In this study, wastewater (black and grey water together) drains through a gravity sewer network into a treatment station, where it undergoes activated sludge and chemical precipitation processes in which mainly nitrogen and phosphorous are removed (Figure 5.1). The sludge produced is thickened, anaerobically digested and dewatered. The organic kitchen refuse is trucked to a treatment facility where it is ground up, pasteurized, anaerobically digested and dewatered. The dewatered sludge from the wastewater and kitchen refuse treatment facilities is sent to farmland to be stored and spread as organic fertilizer. The biogas generated in both the sludge and food-residue anaerobic digestion processes is used to produce hot water and heat the pre-treatment equipment; surplus hot water is consumed by nearby businesses.

BWS-0: Black water source-separation system - baseline configuration

The black water source-separation system is based on the sanitation facilities incorporated in the Lübeck-Flintenbreite housing development in Germany (Otterpohl et al., 2004); however, the biogas recycling scheme was modified to produce hot water, taking into consideration the Quebec (Canada) energy market context. Using a vacuum and pumping system, black water is collected and directed to a centralized treatment station (Figure 5.1). Organic kitchen refuse is collected by truck. Together the black water and the organic refuse are ground up, pasteurized and anaerobically digested. The digestate is not dewatered, so as to preserve all nutrients and reduce the need for other treatment equipment, and is transported to, stored, and then applied as fertilizer on farmland, using a conventional broadcast application method, which is still the method most used in Quebec (Carew, 2010). The biogas is recycled similarly to that produced in the conventional system. Grey water flows through a gravity sewer network to a septic tank for pre-treatment and then to a constructed wetland.

5.3.2.2 Axis of development 1: BWS based on direct recycling of digestate (key process improvement)

BWS-VAC: Reduction of flush volume of the vacuum system

For the baseline configuration (BWS-0), vacuum toilet water consumption is estimated to be 1 liter per flush (L/f) (Remy, 2010; Zeeman et al., 2008). According to Wendland (2008), vacuum toilet systems in aircraft function adequately with 0.25 L/f. In this study, it is deemed plausible that such a vacuum system could be adapted to a residential setting. To show the gains achieved from BWS development based on the reduction of flush volume, three scenarios were modeled, 0.75, 0.5 and 0.25 L/f.

BWS-TR: Reduction of the transport distance of the digestate towards farmland

For the baseline configuration, the transport distance of the non-dewatered digestate from the city to farmland was fixed at 40 km. Nevertheless, higher density urban development could free up land area that could be used for agriculture; in other words, if the initial density of 50 inhabitants per hectare was doubled or tripled—while the number of inhabitants remains unchanged—the average digestate transport distances would be respectively reduced to 28 km and 24 km, assuming that land made available would be used for growing corn for livestock feed (IREQ, 2008). Electing to implement the BWS in an urban development close to surrounding farmland that is available for digestate use would also lower the average transport distance. Four transport distance scenarios (30, 20, 10 and 0 km) were designed to demonstrate the reductions in potential environmental impact and cost resulting from a shorter transport distance.

BWS-INJ: Injection application method

The broadcast method used for the digestate application is a major factor in the volatilization of digestate ammonia and in the extent of the related major environmental impacts associated with the human health and ecosystem quality indicators. Using this fertilizer spreading method, it is estimated that 22% of the digestate's total nitrogen is lost in the air as ammonia,

a conservative estimate derived from animal slurry spreading studies (FAO and IFA, 2001; Remy, 2010). An alternative spreading method is injection into the soil, known to greatly reduce ammonia volatilization (Rotz et al., 2011). Thus, with shallow injection it is estimated that ammonia volatilization is reduced by between 23% and 95%, and by between 60% and 99% with deep injection (Webb et al., 2010). This variability in the emissions recorded can be explained by differing experimental conditions applying especially to manure properties, weather conditions, soil type, injection depth, and injection equipment design. To demonstrate the potential gains to achieve from injection spreading, as compared to broadcast spreading, four scenarios for a percentage reduction in ammonia emissions were evaluated: 25%, 50%, 75% and 100%.

5.3.2.3 Axis of development 2: BWS based on digestate mass reduction

BWS-IRR: Willow subsurface irrigation

The subsurface digestate irrigation of willows close to the treatment facility is aimed at reducing both ammonia emissions and the volume of digestate to transport to farmland, since the digestate is spread below the surface on land within city limits or nearby. As explained previously, with a higher urban population density, land could be used for growing willows. This development pathway is based on short-rotation willow coppice irrigation systems using treated wastewater in northern countries such as Canada and Sweden (Dimitriou et Rosenqvist, 2011; Labrecque, 2009).

In contrast to BWS-0, this development pathway involves three additional, digestate management-specific processes: a dewatering unit, a microfiltration unit, and a subsurface irrigation system (Figure 5.2a). The digestate first goes through a dewatering unit, and then the liquid portion is sent through a microfiltration unit. The solid matter from the dewatering and microfiltration units is sent to farmland. The microfiltered digestate is pumped into the subsurface irrigation system, which consists of underground header and lateral lines with built-in emitters laid along the crop rows. Treated grey water from the constructed wetland is also pumped to the irrigation system so as to dilute the microfiltered digestate and give an

effluent that both meets the nutrient needs of the willows and has a water load making it sufficiently liquid to flow through the piping. Based on the work of Rosenqvist et al. (1997), the nutrient needs are set at 156 kg N/ha, 15 kg P/ha and 84 kg K/ha, and the water load is set at 1700 m³/ha (Dubois Agrinovation, 2013). The willows are irrigated during their 151-day growing season (approximately 22 weeks). During the remainder of the year the liquid digestate is stored.

In order to investigate different implementation scales for this development pathway, three scenarios were designed based on the annual volume of digestate introduced in the irrigation system, namely 20.5%, 41% and 100% of the annual volume produced. The scenarios involving 20.5% and 41% of the annual volume of digestate respectively refer to a half and the entire volume of digestate produced during the 151-day growing season. The three scenarios using 20.5%, 41% and 100% of the digestate require an irrigation surface area of 150 ha, 300 ha and 730 ha respectively. For the 20.5% and 41% scenarios, the digestate portion not used in the irrigation system is managed similarly to BWS-0; it is spread directly on farmland.

BWS-ANX: Phosphorus precipitation (struvite) and nitrification–anammox

Phosphorous precipitation in the form of struvite and nitrogen elimination using the nitrification-anammox process aim at markedly reducing the volume of fertilizing product (struvite) to recycle while using a less energy-intensive nitrogen removal process than classic nitrification–denitrification ones (Maurer, Schwegler et Larsen, 2003). This alternative digestate management process was implemented as part of a real estate development project in the town of Sneek in the Netherlands (Zeeman et Kujawa-Roeleveld, 2011).

This approach's technical configuration features a dewatering unit, a struvite reactor and an autotrophic nitrification–anammox biological reactor with limited oxygen supply (Figure 5.2b). The digestate first goes through a dewatering unit, and the resulting filtrate is sent to a

struvite reactor where magnesium oxide is added to ensure precipitation of 90 % of the phosphorous in the form of struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) (Le Corre et al., 2009; Zeeman et Kujawa-Roeleveld, 2011). The magnesium-to-phosphorus ratio (Mg:P) is 1.5:1. The effluent is subsequently directed to the nitrification–anammox reactor where a small amount of oxygen is injected, enabling bacteria to convert a portion of the ammonium ions into nitrites and the remaining ammonium ions and nitrites into dinitrogen, nitrate and dinitrogen oxide (Bagchi et al., 2012). It is estimated that 90% the total nitrogen is removed as dinitrogen (Siegrist, Joss et Miladinovic, 2010) and 1% is transformed in dinitrogen oxide (Kampschreur et al., 2009; Yang et al., 2013). The outgoing effluent is scrubbed in the constructed wetland. The sludge from both the dewatering unit and the biological reactor is transported to farmland. One scenario only is established for this development pathway.

BWS-RO: Reverse osmosis and acidification

One pathway that enables a significant reduction in the quantity of digestate to transport to farmland and in the potential volatilization of ammonia involves the combined treatment by reverse osmosis and acidification. Reverse osmosis is advantageous energy consumption-wise in comparison to other nutrient concentration technologies, even though it does not allow for completely removing water from the treated effluent (Udert et Wachter, 2012). Pilot units, including sufficient pre-treatment, are also tested for applications intended for the concentration of effluents with excessive amounts of nutrients, such as urine, black water and animal effluents (Masse, Masse et Pellerin, 2008; Udert et Wachter, 2012; Van Voorthuizen, Zwijnenburg et Wessling, 2005).

In this development pathway, a dewatering unit, an ultrafiltration unit and a reverse osmosis unit are added to the BWS-0 system (Figure 5.2c). Suspended solids are removed from the digestate in the dewatering unit, and colloids in the ultrafiltration unit. The effluent is then acidified (pH 6) to maximize nitrogen retention by reverse osmosis and to minimize the ammonia emissions from the eventual spreading of the concentrate on farmland. Under these conditions, a 75% water recovery rate is achieved by the reverse osmosis unit (volume reduced by a factor of four), and 98% of the total nitrogen and 100% of the total phosphorous

is retained in the concentrate (Ek et al., 2006; Masse, Masse et Pellerin, 2008). The reverse osmosis unit effluent is then scrubbed in the constructed wetland. One scenario is established for this development pathway.

5.3.3 Life cycle inventory

Inventory data for the foreground processes (Figures 5.1 and 5.2) include economic, energy and material resources, as well as environmental emissions throughout their life cycle. Reference systems (CONV and BWS-0) foreground data are taken from Thibodeau et al. (2011) and Thibodeau et al. (2014) (see ANNEXE I for resources inventory), while BWS development pathways data was obtained through a review of the relevant scientific literature, from technology suppliers and from the MATTEUS v.5.11 software (IREQ, 2008) (Tableau 5.2). The MATTEUS software calculates the mass, energy and economic balances of intermediate and reference flows for various organic materials treatment equipment (Morin et al., 2010). The techno-economic data for the main processes involved in the BWS-IRR, BWS-ANX and BWS-RO pathways are shown in Tableau 5.3. Foreground data is representative of Quebec (Canada) conditions and is characteristic of industrialized countries. Data quality concords sufficiently with the study's prospective approach (Tableau 5.2). The simplified qualitative data quality assessment is based on the authors' judgement and reflects the order of magnitude of data quality based on the uncertainty analysis made in Thibodeau et al (2014). Background inventory data is taken from the Ecoinvent v.2.2 database (ecoinvent Center, 2007) included in the SimaPro 7.3.3 software (PRé Consultants, 2012).

An inventory of the main resources and processes used (operational energy and fertilizing product transport) and credited (nutrients and hot water) for the reference systems and BWS development pathways is shown in Tableau 5.4. The materials and operational energy inventories for infrastructures, treatment equipment and storage reservoirs were achieved by theoretical modeling, which consisted of multiplying a process dimension (e.g. length or

volume) by a mass or energy coefficient (e.g. kg/linear meter or kWh/m³) (IREQ, 2008; Remy, 2010). The inventory data relative to the reverse osmosis unit is adapted from a detailed life cycle inventory of a nanofiltration system (Bonton et al., 2012) according to the effluent flow rate, and the same method is applied for the microfiltration and ultrafiltration units on the basis of inventory data for a microfiltration unit (Tangsubkul et al., 2006). No air emissions are considered for the reverse osmosis and acidification process, or the phosphorus precipitation (struvite) process. The lifespans of the treatment equipment, reservoirs and boiler, and constructed wetland and piping is 15, 25 and 50 years respectively (ecoinvent Center, 2007; IREQ, 2008; Remy, 2010). The features and efficiency of the main processes of CONV and those common to BWS-0 are presented in ANNEXE VII and ANNEXE VIII.

Electrical energy used comes from the public electrical network system and comprises 96% hydroelectric energy (Hydro-Québec, 2012). The inventory of the fertilizing product transport to farmland is achieved by multiplying the mass transported by the distance (Tableau 5.4). The dry matter content of the fertilizing product is approximately 0.5% for the acid concentrate from reverse osmosis and the sludge from the microfiltration and ultrafiltration units, 1% for the untreated digestate, and 25% for the sludge from the dewatering unit (IREQ, 2008). The distance that the fertilizing products are transported for agricultural recycling is set at 40 km (Desjardins et Forcier, 2007; Godin, Bouchard et Vanrolleghem, 2012), except for the development pathway based on the reduction of the transport distance (BWS-TR). This transport distance is considered as a conservative value and reflects the uncertainty associated with acceptance of these fertilizing products (Solinov, 2011). Fertilizing products are applied using either liquid- or solid-manure spreaders (without incorporation into the soil). Injection spreading (BWS-INJ) data was derived from the liquid manure spreader (broadcasting) process in the Ecoinvent database and by increasing the fuel consumption according to engine power increase (+25%) and the extra time (+65%) required for this type of application method (Hadrich, Harrigan et Wolf, 2010; Rotz et al., 2011).

Tableau 5.2 Data origin, main source and data quality of reference systems and BWS development pathways

Data origin and main sources		Data quality and comments
Reference systems		
CONV	Theoretical model (CCME, 2006; IREQ, 2008; Remy, 2010)	High. Process and infrastructure well documented.
BWS-0	System implemented in Flintenbreite, Lübeck, Germany (Otterpohl, 2002; Remy, 2010)	Moderate. Few and small-scale systems (< 200 inh).
BWS development pathways		
BWS-VAC	Theoretical model (Wendland, 2008)	Low. Vacuum system with a flush volume of 0.25 L has only been implemented in airplanes to date.
BWS-TR	Theoretical assumptions	High. Transport distance is dependent on the local context.
BWS-INJ	Farmland model and literature review (Hadrich et al., 2010; Rotz et al., 2011; Webb et al., 2010)	Moderate. Ammonia emissions are dependent on injection depth and local conditions (soil, temperature, wind, etc.).
BWS-IRR	Proposal of supplier and techno-economic model (Dubois Agrinovation, 2013; Rosenqvist et al., 1997)	Good. Data based on irrigation system fed with wastewater and landfill leachate.
BWS-ANX	Techno-economic model and small scale sanitation system implemented in Sneek, in the Netherlands (DeSaH BV, 2010; Zeeman and Kujawa-Roeleveld, 2011; Zeeman et al., 2008)	Moderate. Some systems implemented worldwide, but few with black water and kitchen residue effluent.
BWS-RO	Pilot studies (Ek et al., 2006; Masse et al., 2008)	Moderate. Data is from urine and swine effluent experiments.

Each fertilizing product has nutrients (N, P, K) available for crops (Tableau 5.4). The amount of available nutrients is calculated by multiplying the quantity of nutrients remaining in the ground (after the environmental emissions) by a relative bioavailability ratio (Remy, 2010). Environmental emissions are determined using a simplified emission rate taking into account the type of nutrients and the spreading method. The ammonia emissions rates relative to the different fertilizing products and their spreading methods are given in Tableau 5.5. For the scenario including injection spreading (BWS-INJ), it is judged that 2% of the nitrogen remaining on the ground from a reduction in ammonia volatilization is re-emitted as dinitrogen oxide (Webb et al., 2010). The relative bioavailability rate for fertilizing product nitrogen, meaning the bioavailability of fertilizing product nitrogen relative to that of synthetic fertilizers is set at 50% for sludge (Warman et Termeer, 2005), 50% for the treated constructed wetland effluent used in the subsurface irrigation system (low NH_4^+ concentration), 90% for the filtered or unfiltered digestate (Remy, 2010), 90% for the acid concentrate (high NH_4^+ concentration), and 100% for the struvite (Antonini et al., 2012). These amounts of nutrients available for culture are considered as potential environmental impact and cost credits, based on the fact that they avoid the production and spreading of synthetic fertilizers. In order to calculate the amount of synthetic fertilizers avoided because these nutrients are available from fertilizing products, the nutrient content of synthetic fertilizers and the consumption distribution in Quebec (Canada) by fertilizer type are considered (APNC, 2010).

Each reference system and development scenario generates a certain quantity of hot water that is available for nearby businesses (Tableau 5.4). This amount of hot water represents a cost and potential environmental impact credit as it is a replacement for water heated using natural gas. The quantity of available hot water is calculated by subtracting the hot water needed to heat the (pre)treatment equipment from the total amount of hot water produced (biogas).

Tableau 5.3 Costs, electricity and chemicals related to main processes of BWS development pathways based on digestate mass reduction (BWS-IRR, BWS-ANX and BWS-RO)

Process	Development pathway	Investment cost ^a (capacity)	Specific operation cost ^b	Life-span ^c	Scale factor ^c	Electricity demand ^d	Chemical ^e	Main source
Centrifuge	BWS-IRR, BWS-ANX, BWS-RO	200,000 USD (6.0 wmt/h)	0.2 USD/wmt	15 yrs	0.6	4.0 kWh/wmt	0.15 g polymer/L	IREQ (2008)
Microfiltration	BWS-IRR	3,200,000 USD (800 m ³ -p/h)	0.01 USD/m ³ -p	15 yrs	0.6	0.06 kWh/m ³ -p	-	IREQ (2008)
Subsurface drip irrigation system	BWS-IRR	221,760 USD (25 ha)	1.5% of investment cost	25 yrs	1	5.0 kWh/m ³ -eff	-	Dubois Agrinovation (2013)
Phosphorus precipitation (struvite) reactor	BWS-ANX	75,600 USD (23 m ³ -eff/d ^f)	1 700 USD/yr	15 yrs	0.6	0.8 kWh/kg P _{elim}	0.13 g MgO/L ^g	Costs: DeSaH BV (2010); Electricity: Maurer et al. (2003); Chemical: Ek et al. (2006).
Nitritation–anammox reactor	BWS-ANX	204,000 USD (23 m ³ -eff/d ^h)	3 800 USD/yr	15 yrs	0.6	0.4 kWh/kg N _{elim}	-	Costs: DeSaH BV (2010); Electricity: De Clippeleir et al. (2011)
Ultrafiltration	BWS-RO	348,000 USD (20 m ³ -p/h)	0.2 USD/m ³ -p	15 yrs	0.6	0.1 kWh/m ³ -p	-	IREQ (2008)
Reverse osmosis	BWS-RO	480,000 USD (17 m ³ -p/h)	0.32 USD/m ³ -p	15 yrs	0.8	8.2 kWh/m ³ -p	0.7 mL H ₂ SO ₄ (93%)/L ⁱ	IREQ (2008)

Abbreviations: USD: US dollars; wmt: wet metric ton; eff: effluent; p: permeate; ha: hectare.

^a Cost for 2010. Exchange rates used are: USD/CAD 1:1.2 and USD/EUR 1:0.83.

^b Cost for operation and maintenance, excluding electricity and chemicals.

^c Lifespan and scale factor – a coefficient that reflects the economies of scale of costs (the closer it is to 1, the less are the economies of scale)– are related to the type of equipment and infrastructure (IREQ, 2008). Scale factors are applied to investment and operation costs. See Thibodeau et al. (2011) for the scaling formula.

^d Electricity cost: 0.07 USD/kWh (IREQ, 2008);

^e Chemical costs: Polymer: 9 040 USD/ton (IREQ, 2008); MgO: 660 USD/ton (DeSaH BV, 2010); H₂SO₄ (93%): 160 USD/ton (IREQ, 2008).

^f Hydraulic retention time of 0.33 hour (DeSaH BV, 2010).

^g Mg:P ratio of 1.5:1 (Ek et al., 2006).

^h Loading rate of 1.0 g-N/L reactor/d (DeSaH BV, 2010).

ⁱ Assuming digestate alkalinity of 2000 mg-CaCO₃/L.

Tableau 5.4 Inventory of main resources/processes used and credited for reference systems and BWS development pathways

<i>Stage</i>	Treatment	Recycling	Credited processes	
<i>Resource/ Process</i>	Electricity	Transport (fertilizing product)	Nutrients (N,P,K)	Hot water
<i>Unit</i>	kWh/inh/yr	ton-km/inh/yr	kg/inh/yr	kWh/inh/yr
<i>Reference system</i>				
CONV	43.9	4.1	0.39/0.54/0.12	74.4
BWS-0	33.6	76.0	2.12/0.61/0.92	24.8
<i>BWS development pathway</i>				
BWS-VAC: Reduction of flush volume of the vacuum system				
BWS-VAC (0.75 L/f)	30.2	58.0	2.12/0.61/0.92	44.9
BWS-VAC (0.5 L/f)	28.0	39.9	2.12/0.61/0.92	57.4
BWS-VAC (0.25 L/f)	25.9	21.8	2.12/0.61/0.92	70.1
BWS-TR: Reduction of the transport distance of the digestate towards farmland				
BWS-TR (30 km)	33.6	57.0	2.12/0.61/0.92	24.8
BWS-TR (20 km)	33.6	38.0	2.12/0.61/0.92	24.8
BWS-TR (10 km)	33.6	19.0	2.12/0.61/0.92	24.8
BWS-TR (0 km)	33.6	0	2.12/0.61/0.92	24.8
BWS-INJ: Injection application method				
BWS-INJ (25%)	33.6	76.0	2.27 /0.61/0.92	24.8
BWS-INJ (50%)	33.6	76.0	2.42 /0.61/0.92	24.8
BWS-INJ (75%)	33.6	76.0	2.57 /0.61/0.92	24.8
BWS-INJ (100%)	33.6	76.0	2.73 /0.61/0.92	24.8
BWS-IRR: Willow subsurface irrigation				
BWS-IRR (20.5%)	37.0	58.8	2.14 /0.61/ 0.98	24.8
BWS-IRR (41%)	40.4	45.2	2.17 /0.61/ 1.05	24.8
BWS-IRR (100%)	50.1	6.1	2.25 / 0.62 / 1.23	24.8
BWS-ANX: Phosphorus precipitation (struvite) and nitritation–anammox				
	42.2	2.6	0.38 / 0.59 / 0.02	24.8
BWS-RO: Reverse osmosis and acidification				
	52.1	23.5	2.19 /0.61/0.92	24.8

N.B.: Bold numbers are values that changed compared to baseline values from BWS-0.

Tableau 5.5 Rates of ammonia emissions into the air from different fertilizing products and application methods used by reference systems and BWS development pathways

Fertilizing product	Application method	System	Ammonia emissions rate (kg N/kg N applied)	Main source and comment
Sludge	Manure spreader	CONV, BWS-IRR, BWS-ANX, BWS-RO	8%	Remy (2010). Nitrogen content (amount and form) is considered the same for all types of solid sludge.
Digestate	Splash plate	BWS-0, BWS-VAC, BWS-TR, BWS-IRR (20.5%, 41%)	22%	Remy (2010). Conservative value based on ammonia emissions from the spreading of animal (cattle) slurry, since a specific value for stored black water and organic refuse digestate is lacking.
	Injection	BWS-INJ	1% to 17%	Webb et al. (2010). Calculations based on a 23% to 99% reduction of NH ₃ emissions rate of the digestate applied with splash plate (22%) by means of shallow and deep injection for tillage crop.
Microfiltered digestate	Subsurface drip irrigation	BWS-IRR	7%	Carreira et al. (2006) and Webb et al. (2010). Calculations based on a 66% reduction of NH ₃ emissions rate of the raw digestate applied with splash plate (22%).
Constructed wetland treated effluent	Subsurface drip irrigation	BWS-IRR	3.5%	Authors' assumption due to lack of data. Estimation based on a 50% reduction compared to microfiltered digestate sent in subsurface drip irrigation system due to lower NH ₄ ⁺ content.
Struvite	Centrifugal spreader	BWS-ANX	2%	Nemecek et al. (2007). Emissions rate based on ammonium nitrate (synthetic fertilizer) due to lack of specific data.
Acidified concentrate	Splash plate	BWS-RO	5%	Sommer et Hutchings (1995). Calculations based on a 75% reduction of NH ₃ emissions rate of the digestate applied with splash plate (22%).
Synthetic fertilizers	Centrifugal spreader	All systems (nutrient credits)	8%	Thibodeau et al. (2014). Calculations according to N-fertilizers mix used in Quebec, Canada (APNC, 2010) and emission factors from Nemecek et al. (2007).

The development pathway based on the reduced flush volume of the vacuum system (BWS-VAC) ends up supplying a greater quantity of available hot water than BWS-0, because the volume of black water to be treated is less and therefore (pre)treatment equipment heating requirements are reduced.

The life cycle costing includes electricity and tap water costs that are, respectively, 0.07 USD/kWh and 0.40 USD/m³ (IREQ, 2008). The costs of the processes that belong to CONV and BWS-0 are presented in ANNEXE IX. The costs of investing in and operating a low water-consumption vacuum system (BWS-VAC) are considered to be the same as for the baseline system, the hypothesis being that the technology used is similar in both systems; however, its electricity consumption-related operating cost is proportional to the flush volume (Wendland, 2008). For the pathway that entails reducing the digestate transport distance (BWS-TR), it is judged that only the variable portion of the total cost is reduced according to the distance travelled. The injection application development pathway (BWS-INJ) entails a cost that is estimated to be 30% higher than that of broadcast spreading (Hadrich et al., 2010; Rotz et al., 2011). For the willow subsurface irrigation development pathway (BWS-IRR), the cost of investment in treatment equipment and piping are deemed to be equivalent for the different digestate utilization scenarios, while operating cost is proportional to the quantity of digestate used.

5.3.4 Life cycle impact assessment and environmental life cycle costing methods

The life cycle environmental impact assessment of the sanitation systems studied is conducted using the IMPACT 2002+ method, version 2.15 (Humbert et al., 2012; Jolliet et al., 2003). The impact scores are presented through four damage (endpoint) indicators: climate change, resources, human health and ecosystem quality. The list of substances together with their characterization factor for each indicator is available online³. The

³ Quantis, 2009. IMPACT 2002+ vQ2.21: Characterization factors. Available at: http://www.quantis-intl.com/xls/IMPACT2002_vQ2.21.xls (accessed 16 October 2013).

environmental life cycle costing is based on a nominal discount rate of 4% (U.S. Department of Commerce, 2010). The annual growth rates used vary between 2% for infrastructures and equipment and 3.5% for fertilizers (See article 1 - Tableau 3.1). Although the use of annual growth and discount rates is subject to debate in the environmental LCC community (Hunkeler et al., 2008a), they are included in the current study in order to highlight the projected increasing price of resources (water, energy and fertilizers) (Oldenburg et al., 2007). The life cycle cost is expressed with the specific equivalent annual cost (per inhabitant).

5.4 Results and discussion

For the environmental and cost indicators, the scores for BWS-0 and its development pathways are expressed as relative values of the CONV scores, the latter being set at 100%. A score greater than 100% signifies a higher potential environmental impact or cost; the inverse holds for a score of less than 100%. First of all, the scores for axis 1 development pathways, those based on direct digestate recycling through the improvement of key processes (BWS-VAC, BWS-TR and BWS-INJ), are presented. The scores for the axis 2 development pathways, based on digestate mass reduction (BWS-IRR, BWS-ANX, BWS-RO) are then given. Following this a comparison will be made of the different development pathways, keeping only one scenario per pathway. Using these results, a qualitative analysis is performed in order to highlight the strengths of each development scenario with respect to the different indicators and to scenario complementarity. This analysis will serve as a basis for laying out multi-pathway scenarios (scenarios combining more than one single scenario), which will then be compared.

5.4.1 Development pathways based on direct recycling of digestate (key process improvement)

The scores obtained by the BWS-VAC, BWS-TR and BWS-INJ development pathways for the environmental and cost indicators are given in Figure 5.3. With a BWS-VAC using 0.75 L/f, a score equivalent to that of CONV (equivalence threshold) is obtained for the climate change and resources indicators (Figure 5.3a). For the cost indicator, equivalence is achieved with a volume of 0.5 L/f. Regardless of the flush water volume, BWS-VAC impact scores are higher than those of CONV for the human health and ecosystem quality indicators. For BWS-TR, the equivalence threshold is approximately 10 km for the climate change and resources indicators (Figure 5.3b). For the other three indicators, even with a zero transport distance, BWS-TR does not achieve parity with CONV. The explanation is that transport distance has a minor effect on these three indicators' scores. BWS-INJ only achieves a score equivalent to CONV for the human health and ecosystems quality indicators when the ammonia emissions are respectively reduced by approximately 75% and 100% (Figure 5.3c). In short, the development pathways aiming at improving the key processes of a BWS using direct digestate recycling can achieve scores that matched CONV ones for one to three indicators out of five.

5.4.2 Development pathways based on digestate mass reduction

The scores obtained by BWS-IRR are given in Figure 5.4, and those for BWS-ANX and BWS-RO in Figure 5.5.

Via three scenarios for digestate usage in the irrigation system, BWS-IRR shows that the greater the volume of digestate intended for irrigation, the lesser are the cost and the potential environmental impacts (Figure 5.4). This relation is explained by the fact that each unit of digestate used for irrigation has fewer environmental and economic charges associated with it than the digestate that is funneled through the agricultural processes (by transport, storage and spreading). In the end, the only scenario that gives comparable scores to those of CONV is the one using 100% of the digestate for willow subsurface irrigation over an area of 716 hectares. Compared to BWS-0, those scenarios using a portion of the digestate (20.5% and 41%) lowers the scores for all indicators excepting the resources one.

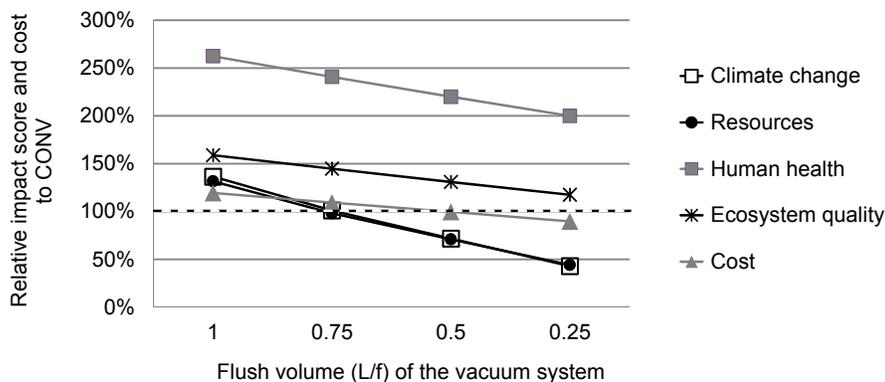


Figure 5.3a: Relative impact scores and cost of the BWS development pathway based on the reduction of the flush volume of the vacuum system (BWS-VAC)

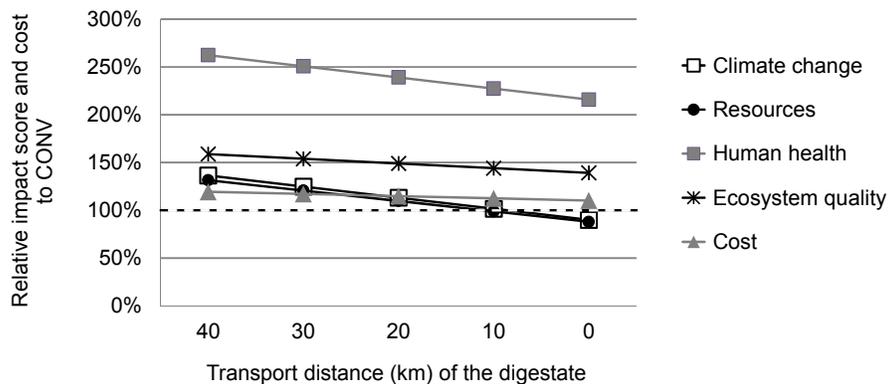


Figure 5.3b: Relative impact scores and cost of the BWS development pathway based on the reduction of the digestate transport distance (BWS-TR)

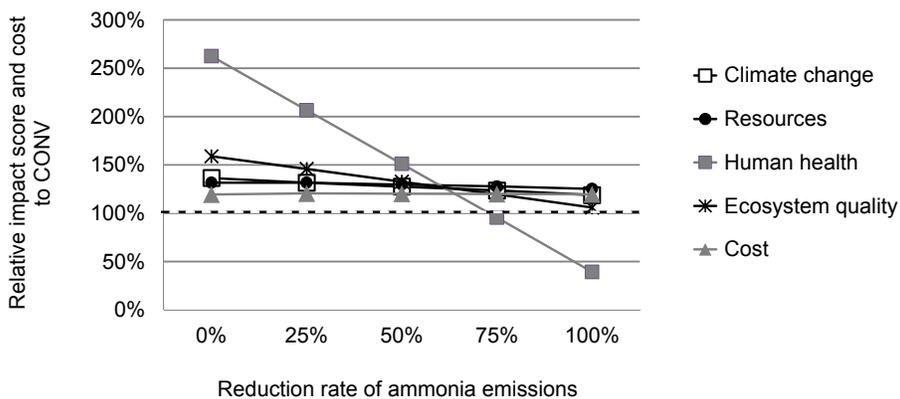


Figure 5.3c: Relative impact scores and cost of the BWS development pathway based on digestate spreading by the injection method (BWS-INJ)

Figure 5.3 Relative impact scores and costs of BWS development pathways (BWS-VAC, BWS-TR, BWS-INJ) based on direct recycling of digestate (key process improvement)

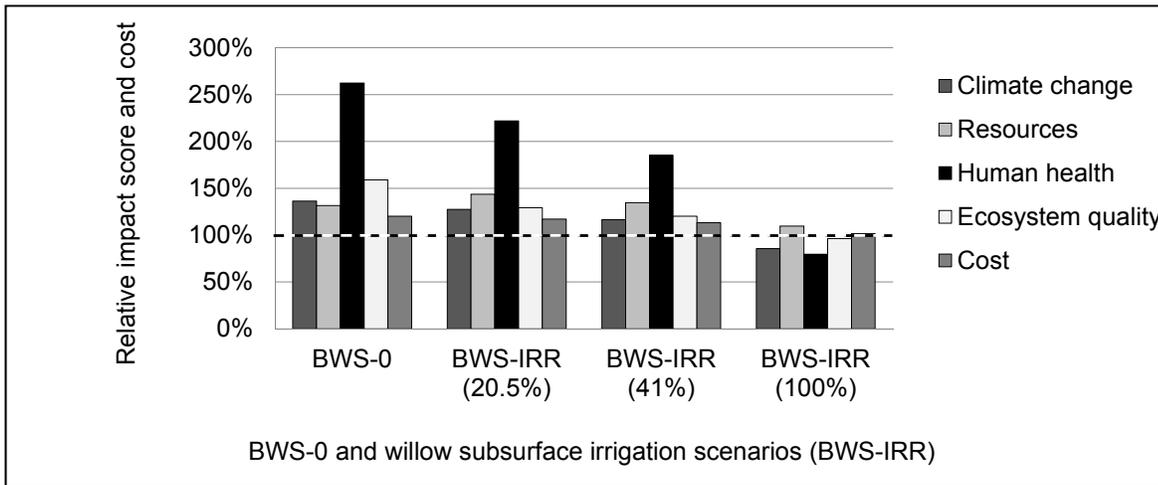


Figure 5.4 Relative impact scores and costs of BWS-0 compared with willow subsurface irrigation scenarios (BWS-IRR)

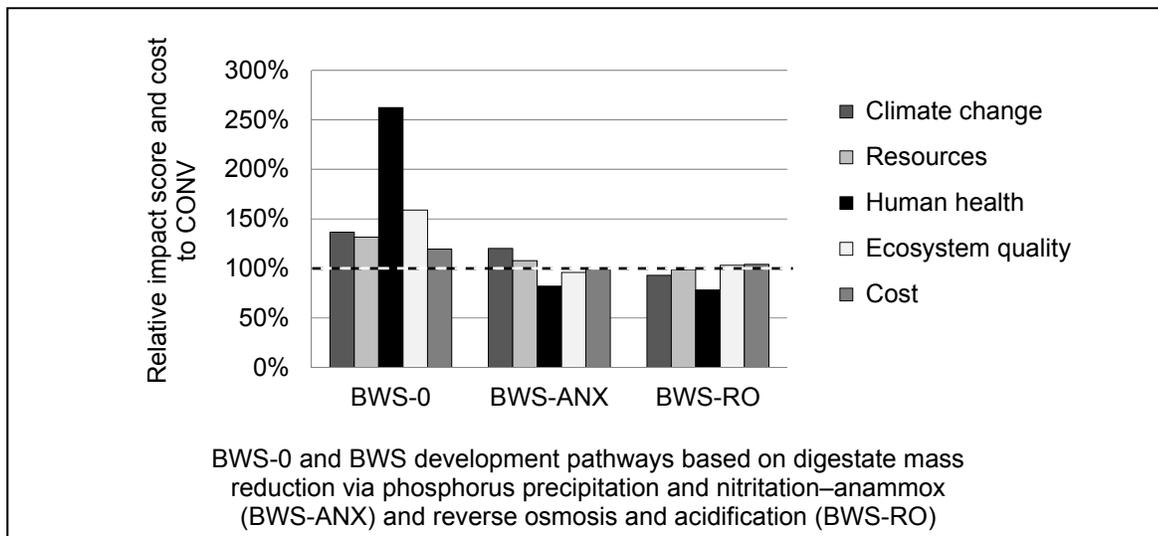


Figure 5.5 Relative impact scores and costs of BWS-0 compared with two BWS development pathways (BWS-ANX and BWS-RO) based on digestate mass reduction

The BWS-ANX and BWS-RO development pathways achieve scores that are comparable to that of CONV for resource, ecosystem quality and cost indicators (Figure 5.5). While BWS-ANX and BWS-RO involve a lower score than CONV for human health (-18 to -22%), BWS-ANX posts a higher score for climate change (+20%). This higher impact score is notably explained by the dinitrogen oxide emissions occurring in the nitrification-anammox

process—the emission factor is twice than that of the CONV nitrification/denitrification process—which account for 16% of the impact score.

5.4.3 Comparison of development scenarios

In order to perform an overall comparison of development pathways, one scenario was retained for each of the BWS-VAC, BWS-TR, BWS-INJ and BWS-IRR pathways; namely, BWS-VAC (0.5 L/f), BWS-TR (10 km), BWS-INJ (75%) and BWS-IRR (41%). These scenarios are deemed to be plausible for the short to medium term development targets, as are the BWS-ANX and BWS-RO development pathways, and represent a starting point for an overall comparison of all assessed scenarios.

The development scenario scores are given for the environmental and cost indicators, and show the portion related to the collection, treatment, recycling and credited processes (Figures 5.6 to 5.10). The potential environmental impacts associated with contaminant discharge in wastewater and grey water are assigned to the treatment phase. The scores for the credited processes are negative, because they represent potential environmental impact or cost savings obtained from nutrient production and hot water (produced using biogas), which, respectively, are substitutes for synthetic fertilizers and hot water produced using natural gas.

With the aim of determining if the score of each scenario is significantly different from the score of CONV for all indicators, an uncertainty analysis accompanies the analysis of the results. The uncertainty analysis is performed by using midpoint indicator uncertainty factors (Gandhi et al., 2010; Humbert et al., 2009; Owsianiak et al., 2013) and a cost uncertainty factor (Meinzinger, 2010). The contribution of each impact category at the midpoint level related to each impact category at the damage (endpoint) level is given in absolute values in ANNEXE X.

The climate change indicator scores reveal that BWS-VAC (0.5 L/f) and BWS-RO respectively achieve impact scores 28% and 7% lower than CONV, while BWS-TR (10 km) involves an equivalent impact score (Figure 5.6). BWS-VAC (0.5 L/f) is distinctly different from the other scenarios, because compared to BWS-0, this scenario features not only a smaller digestate mass to manage (−48%) while producing the same amount of nutrients, it also enables the production of more hot water (+131%). BWS-INJ (75%), BWS-IRR (41%) and BWS-ANX achieve lower impact scores than BWS-0, but do not attain parity with CONV. Regarding the uncertainty factor for climate change, which is 10% according to Humbert et al. (2009), BWS-VAC (0.5 L/f) is the only scenario that achieves a lower score that is significantly different from the one of CONV, while BWS-TR and BWS-RO post scores that are considered comparable.

The resources indicator shows that the impact scores for the different scenarios follow a similar trend to those for the climate change indicator, since the same three scenarios (BWS-VAC (0.5 L/f), BWS-TR and BWS-RO) procure a lower impact score than the one of CONV (Figure 5.7). Among these development scenarios, BWS-VAC (0.5 L/f) is again the only one achieving a lower score significantly different than the one of CONV, since its resources indicator score is less than 29%, which exceeds the uncertainty factor of 10%. This value for the uncertainty factor is determined according to the non-renewable energy midpoint indicator (Humbert et al., 2009) that represents, for all scenarios, almost all the impact score for the resource indicator⁴.

Concerning the human health indicator, three scenarios are notable for their lower scores than the one of CONV: BWS-INJ (75%), BWS-ANX and BWS-RO (Figure 5.8). The score obtained by BWS-RO (22% less than the CONV score) is lower than the others because, compared to BWS-0, it involves the combined effect of a reduction in ammonia emissions (73% less), a lessening of the impacts linked to the reduced digestate mass (a third of the mass), and an increased nutrient production (slightly higher nitrogen nutrient quantity). With

⁴ See ANNEXE X for the contribution of each impact category at the midpoint level.

regards to the uncertainty analysis of the impact scores obtained by all the compared scenarios for this indicator, the uncertainty factor is set at 30% (Humbert et al., 2009) on the basis that approximately 70% of the impact scores derives from the respiratory inorganics midpoint indicator² (ammonia emitted in the recycling phase). Thus, although three scenarios involve a lower score than CONV, they cannot be considered significantly different from CONV since they do not exceed the uncertainty factor.

The ecosystem quality indicator shows that only BWS-ANX achieves a lower score than the one of CONV (Figure 5.9). In comparison to BWS-RO, BWS-ANX is better for this indicator because of lesser overall electricity consumption (−19%), lesser ammonia emissions (−70%), and a smaller amount of fertilizing product (struvite) to manage (−89%); these reductions together compensate for the limited credits obtained by the low quantity of nutrients produced. Considering the uncertainty analysis for this indicator, the impact scores of all compared scenarios cannot be considered significantly different from each other, since more than 60% of the impact score originates from the aquatic and terrestrial ecotoxicity midpoint categories² which are associated with a large uncertainty factor, especially when metal emission impacts are involved (zinc and copper emissions from the background processes). Indeed, the uncertainty factor associated with metal emission impacts vary from 1 to 3.5 orders of magnitude depending on metals and the environmental compartment in which it is emitted (freshwater and soil) (Gandhi et al., 2010; Owsianiak et al., 2013).

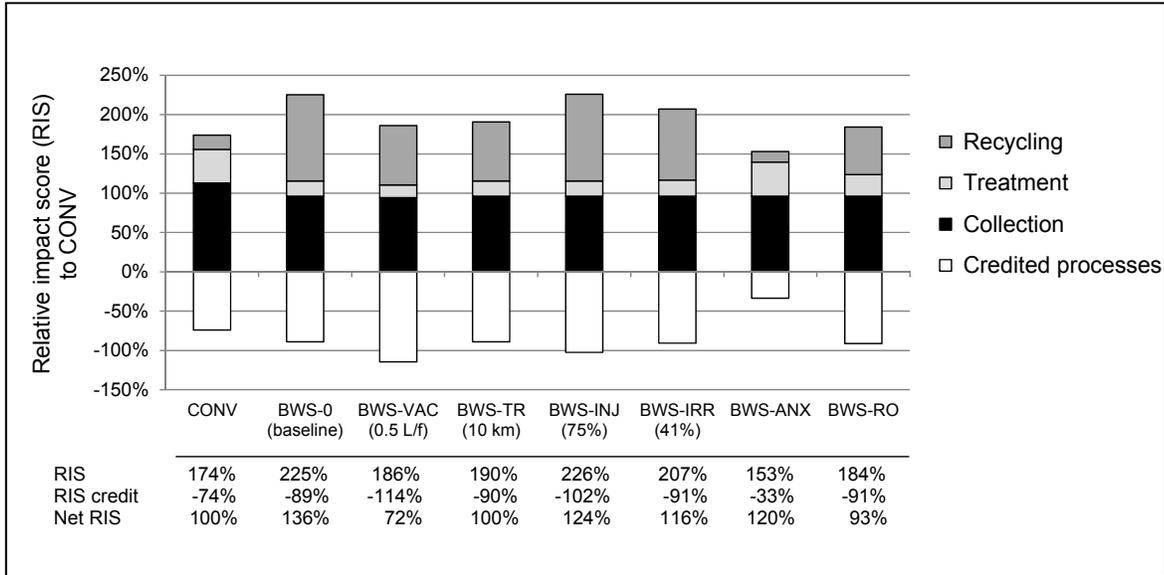


Figure 5.6 Climate change indicator scores for reference systems and BWS development scenarios

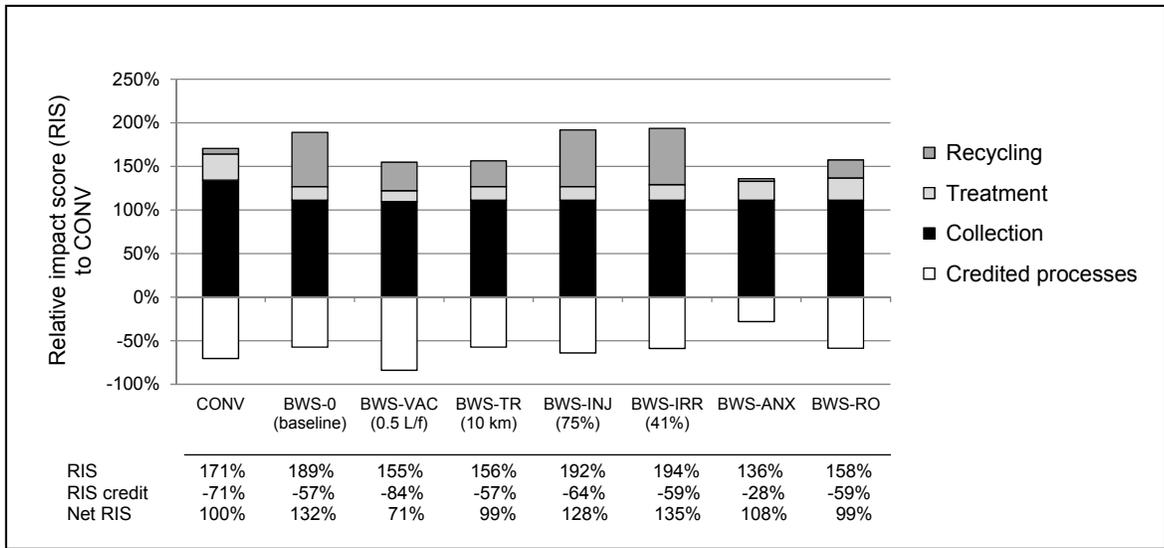


Figure 5.7 Resources indicator scores for reference systems and BWS development scenarios

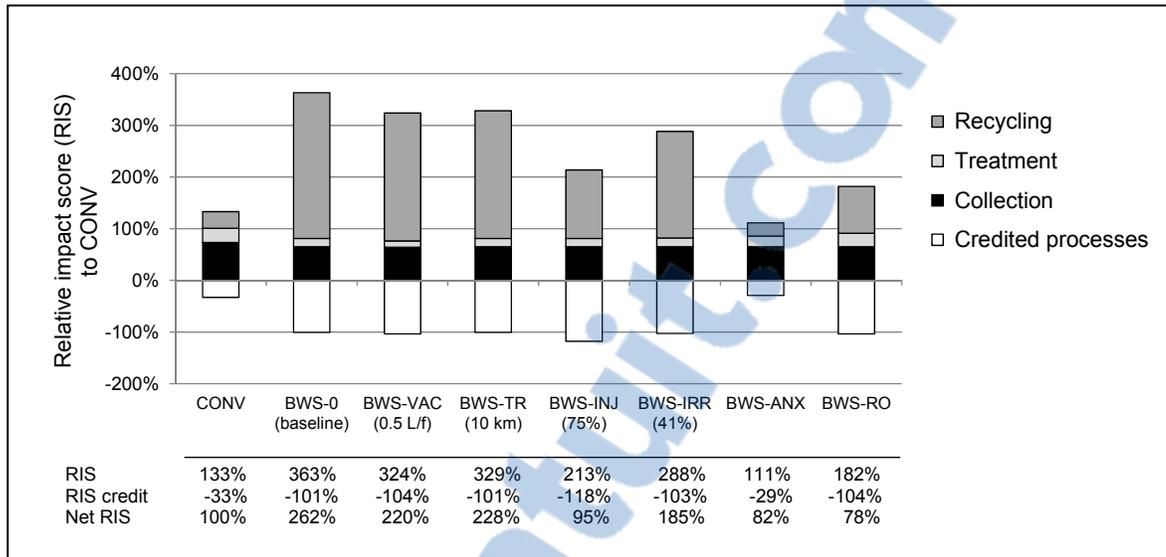


Figure 5.8 Human health indicator scores for reference systems and BWS development scenarios

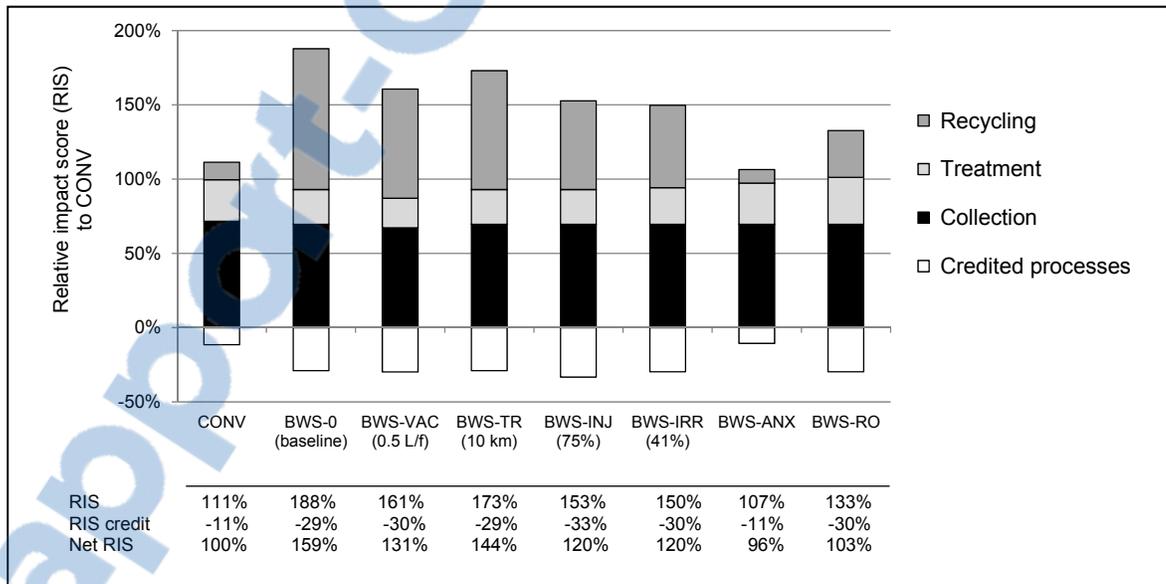


Figure 5.9 Ecosystem quality indicator scores for reference systems and BWS development scenarios

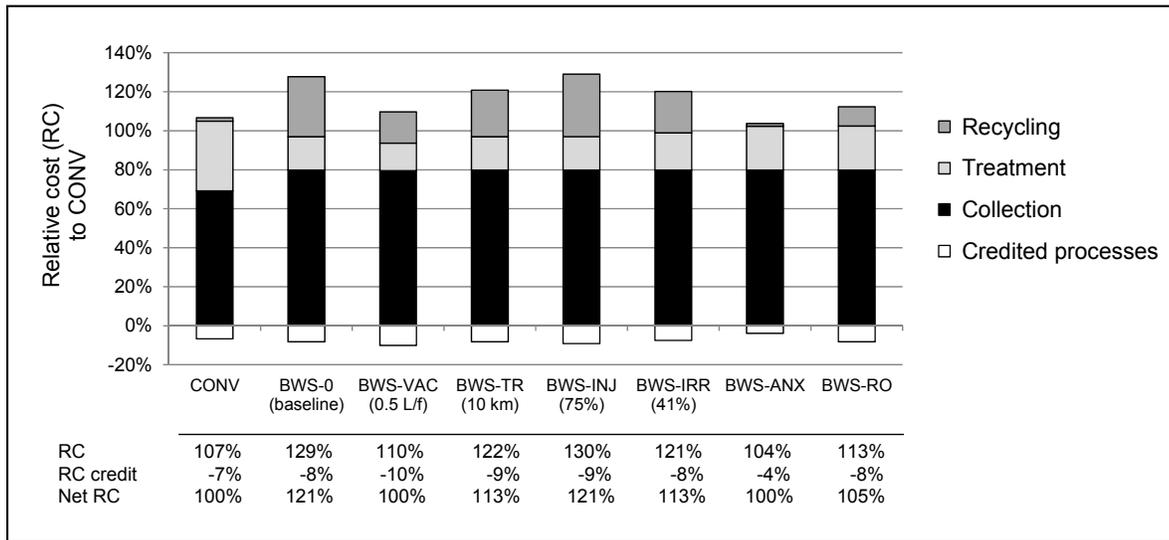


Figure 5.10 Cost indicator scores for reference systems and BWS development scenarios

Where the cost indicator is concerned, the costs in all the BWS development scenarios are equal to or higher than that of CONV (Figure 5.10). The two scenarios whose costs are equal to CONV are BWS-VAC (0.5 L/f) and BWS-ANX, while the BWS-RO cost is 5% higher, and the ones of BWS-TR and BWS-IRR (41%) are both 13% higher. The cost reduction for BWS-VAC (0.5 L/f), BWS-ANX and BWS-RO compared to BWS-0 is mainly explained by the substantial reduction (48 to 96%) in the portion associated with the recycling of the fertilizing products. To determine if the development scenario costs are significantly different from the one of CONV, an uncertainty factor of 20% is used following the works made by Meininger (2010). Based on this uncertainty factor, all development scenarios involve costs that are comparable (not significantly different) to that of CONV, except BWS-INJ (75%), which has a significantly higher one.

Ultimately, each development scenario has its own performance profile for comparison with CONV, while no distinction can be drawn regarding the ecosystem quality indicator (Tableau 5.6). BWS-VAC (0.5 L/f) achieves performances that are significantly higher than the ones of CONV for the climate change and resources indicators, posts a lower performance regarding human health and involves a comparable cost. BWS-TR (10 km) posts a similar

performance profile to BWS-VAC (0.5 L/f), although its performances relating to climate change and resource are comparable to the ones of CONV. For BWS-INJ (75%), the performance profile is different from the two previous scenarios, since it only achieves a comparable performance to the one of CONV for the human health indicator, if the ecosystem quality indicator is not taken into account. Similarly, the performance profile of BWS-IRR (41%) shows that cost is the only indicator for which the performance is comparable to that of CONV. The performances of BWS-ANX and BWS-RO are both comparable to that of CONV for all indicators, except the performance of BWS-ANX regarding climate change which is significantly lower.

Tableau 5.6 Qualitative performance profile of each BWS single-pathway development scenario compared to CONV for the environmental and cost indicators

Scenario	Climate change	Resources	Human health	Ecosystem quality	Cost
BWS-VAC (0.5 L/f)	+	+	-	0	0
BWS-TR (10 km)	0	0	-	0	0
BWS-INJ (75%)	-	-	0	0	-
BWS-IRR (41%)	-	-	-	0	0
BWS-ANX	-	0	0	0	0
BWS-RO	0	0	0	0	0

- + : BWS performance is significantly higher than CONV (BWS has a lower score that is significantly different);
- 0 : BWS performance is comparable to CONV (BWS has a score that is not significantly different);
- : BWS performance is significantly less than CONV (BWS has a higher score that is significantly different).

5.4.4 Development and comparison of multi-pathway scenarios

In light of the performance profile of each single scenario, BWS development integrating several complementary scenarios concurrently appears to provide an opportunity to improve the overall environmental and cost performance. To simulate such an integrated development, four multi-pathway scenarios were set up: BWS-INJ+, BWS-IRR+, BWS-ANX+ and BWS-RO+ (Tableau 5.7). These multi-pathway scenarios were designed by combining BWS-VAC (0.5 L/f) and/or BWS-TR (10 km) with a scenario that features an "improved" fertilizing product recycling pathway compared to BWS-0 (BWS-INJ, BWS-IRR, BWS-ANX or BWS-RO). The multi-pathway scenarios incorporate only one "improved" recycling pathway so as to make clearer their respective advantages and limitations. BWS-VAC (0.5 L/f) is excluded from the BWS-ANX+ multi-pathway scenario because of the lack of scientific data on a nitrification–anammox process that could treat an effluent having an ammonia nitrogen concentration of 2400 mg/L (Bagchi, Biswas et Nandy, 2012; De Clippeleir et al., 2011), which is double the initial concentration, since the flush volume of a vacuum toilet is halved.

Tableau 5.7 Single-pathway scenarios included in each proposed multi-pathway scenario

Multi-pathway scenario	Single-pathway scenario included in each multi-pathway scenario		
BWS-INJ+	BWS-VAC (0.5 L/f)	BWS-TR (10 km)	BWS-INJ (75%)
BWS-IRR+	BWS-VAC (0.5 L/f)	BWS-TR (10 km)	BWS-IRR (41%)
BWS-ANX+ ^a		BWS-TR (10 km)	BWS-ANX
BWS-RO+	BWS-VAC (0.5 L/f)	BWS-TR (10 km)	BWS-RO

^a BWS-VAC (0.5 L/f) is not included because of lack of information on the nitrification–anammox process tolerance to NH_4^+ concentration in the affluent

The scores obtained in the multi-pathway scenarios for the environmental impact and cost indicators are shown in Figure 5.11. For the climate change and resources indicators, BWS-INJ+ and BWS-RO+ achieve impact scores lower than CONV by at least 50%. For these same two indicators, BWS-IRR+ has scores that are at least 25% lower than CONV, while BWS-ANX+ have scores 7 to 19% higher. With respect to the human health indicator, BWS-INJ+ achieves the lowest score vis-à-vis CONV (65% less), followed by BWS-RO+ (48% less) and BWS-ANX (19% less). BWS-IRR+ achieves a score that is 50% higher than CONV for this same indicator. For ecosystems quality BWS-INJ+ and BWS-RO+ achieve scores that are 15% lower than CONV, BWS-ANX+ has a score that is 4% less and BWS-IRR+ has a score equal to CONV. With regard to cost, all multi-pathway scenario scores range from being equal to that of CONV to 8% less.

Taking into account the indicator-specific uncertainty, three multi-pathway scenarios obtained lower impact scores that are significantly different than the ones of CONV for climate change and resources (differences of more than 10%): BWS-INJ+, BWS-IRR+ and BWS-RO+. Relating to the human health indicator, BWS-INJ+ and BWS-RO+ achieve lower impact scores significantly different (differences of more than 30%). For the ecosystem quality, no multi-pathway scenario posts an impact score that is significantly

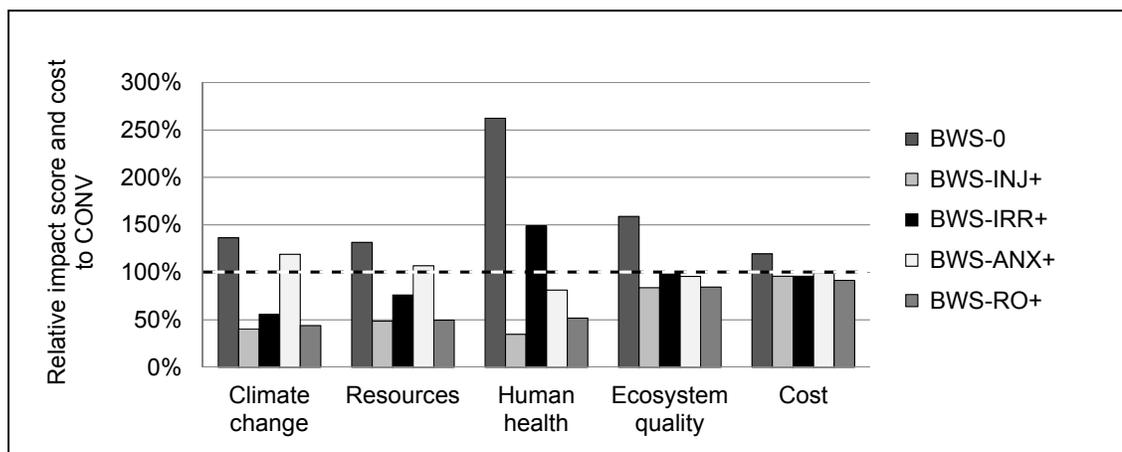


Figure 5.11 Comparison of environmental impact scores and cost of BWS-0 and multi-scenarios

different than the one of CONV (a difference of less than 1 to 3 orders of magnitude), and the same holds true for the cost indicator (a difference of less than 20%).

5.5 Sensitivity analysis

In order to test the robustness of the results obtained by the BWS single-pathway development scenarios, a sensitivity analysis is performed regarding two key assumptions of this study: exclusion of metal emissions from the foreground processes inventory and the Quebec resource context in which the systems are assessed (grid mix for electricity production and resource cost) (Figure 5.12).

The exclusion of metal emissions from the foreground processes (mainly from the fertilizing products applied on farmland) is principally based on the overestimation of the impact regarding the ecosystem quality indicator and the high uncertainty of the impacts related to the human health and ecosystem quality indicators, which lead to impact scores that cannot be considered significantly different between the compared systems (Thibodeau et al., 2014). However, the relevance of such exclusion could be a matter for discussion, since the impact associated with each system would thus be underestimated and the metal emission impacts remain uncertain over the long term (McBride, 2003). In order to show what would be the potential impact of metal emissions on the total impact score for the different scenarios, the metal emission impacts, assessed with IMPACT 2002+, are added for the relevant environmental indicators, human health and ecosystem quality (Figure 5.12a). This simulation shows that BWS-0 and all single-pathway development scenarios achieve impact scores that are lower than the ones of CONV. These lower impact scores obtained by BWS scenarios are mainly explained by lesser metal emissions on farmland, since the quantity of metals in the fertilizing products made out of black water and kitchen residue is four times less than the one contained in the sludge produced in CONV (Thibodeau et al., 2014). The advantage of BWS-ANX and BWS-RO over the other BWS single-pathway scenarios derives mainly from lesser metal and ammonia emissions associated with fertilizing products

application. However, considering the high uncertainty related to metal emission impacts, the scenario impact scores are deemed non-discriminating.

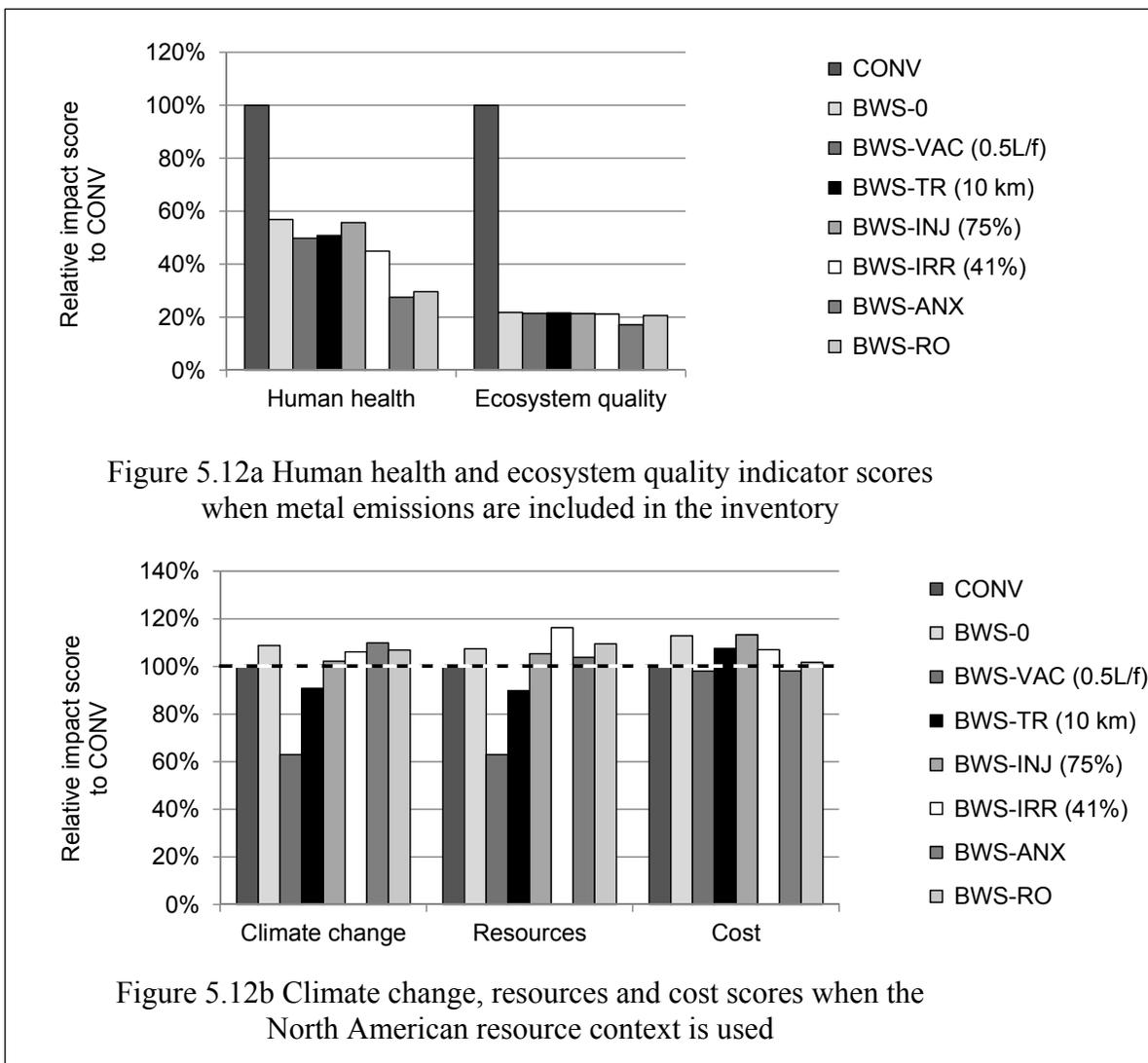


Figure 5.12 Sensitivity analysis results for CONV, BWS-0 and BWS single-pathway development scenarios

The assessed sanitation systems are considered to be implemented in the province of Quebec, Canada. This province has a unique resource context where the prices of electricity and tap water are low. Indeed, electricity, mainly generated by hydropower, is produced at 0.07 USD/kWh, and tap water is 0.40 USD/m³. To assess the impact of such a resource context on the results, the systems are then considered to be implemented in the North American resource context where prices for electricity and water are deemed to be twice those in the Quebec resource context (Canada West Foundation, 2011; Hydro-Québec, 2013) (Figure 5.12b). In addition, the grid mix for electricity production in North America is considered, production which is mainly achieved using coal (41%) and natural gas (20%) (Itten et al., 2012). The sensitivity analysis results are presented with regards to the climate change, resources and cost indicators, since the conclusions regarding these indicators are the ones principally affected by the resource context change. This simulation indicates that BWS-0 and all BWS single-pathway development scenarios decrease their impact scores vis-à-vis the ones of CONV for the climate change, resource and cost indicators, except for BWS-RO which now posts higher climate change and resource impact scores. These lower performances by BWS-RO are mainly explained by its 19% higher electricity consumption than CONV. For climate change and resource, BWS-VAC (0.5L/f) and BWS-TR (10 km) have lower impact scores that are significantly different (differences of more than 10%); the other BWS single-pathway scenarios involve comparable impact scores (but with differences of less than 10%), with the exception of BWS-IRR (41%) for the resource indicator, which has a significantly higher impact score than that of CONV. With regards to the cost indicator, BWS-0 and BWS single-pathway scenarios see their relative costs lowered by this resource context change, but all costs remain not significantly different (differences of less than 20%).

Overall, the sensitivity analysis shows that the study results concerning climate change, resources and cost indicators are relatively robust, although BWS-TR (10 km) and BWS-INJ (75%) improve their performance ranking, as does BWS-IRR (41%) only for climate change. With regards to human health and ecosystem quality indicators, the sensitivity analysis shows that the inclusion of metal emission impacts inverses the study conclusions, since all

BWS development scenarios now achieve a lower impact score than that of CONV—and even more so for BWS-ANX and BWS-RO—even while it remains non-discriminant.

5.6 Limits and future work

This study compares different BWS development scenarios using LCA and environmental LCC. However, there are limitations to it that must be highlighted in order to measure the extent to which the results apply, identify promising avenues for research, and effectively guide the development of BWS-0.

The comparative approach used in this study was to compare BWS development scenarios with an existing CONV configuration. As BWS development scenarios can be seen as "improved" compared to CONV which was not subject to any improvement, the comparison can be perceived as "unfair". However, all compared scenarios include technologies that are commercially available, with the exception of the vacuum toilet using an average of 0.5 L/flush in a residential setting, and are therefore deemed to be suitable for implementation in the short or mid-term. In any case, the results should be interpreted with regards to this consideration that is inherent to the comparison approach of BWS development scenarios and CONV. In future work, it would be worthwhile to look for any technologies that could enhance the existing efficiency of CONV key processes (e.g. wastewater treatment plant and sludge spreading) in order to assess their influence on its environmental and economic performances, which could then be compared with those of BWS development scenarios.

The overall quality of the foreground data is considered sufficient considering the innovative nature of systems to be assessed. Nevertheless, there are medium to high levels of uncertainty associated with the efficiency of some processes (e.g. reverse osmosis, nitrification-anammox, etc.) that could influence the results. Although such limitations could be overcome with the

establishment of new research, pilot and real-scale projects providing more accurate and representative data, the technology-specific uncertainty could also be tested in the framework of an extended sensitivity analysis. Moreover, the impact on the results of economic parameters such as infrastructure and equipment growth rates and discount rate could also be assessed. Indeed, depending on the time horizon and the actor perspective (government, society, company, etc.) chosen as well as the study objective and practitioners' vision, the discount rate used can change significantly (from 0 to 15%) (Hunkeler et al., 2008a; Swarr et al., 2011).

Ammonia emissions from broadcast spreading of stored black water and organic refuse digestate, the main contributor to the impact on human health and ecosystems quality in BWS-0, were estimated according to a national average rate for animal slurry (Remy, 2010). Thus an even more promising approach to take in future work would be to use detailed emission models that permit determining more accurately the ammonia emissions specific to a given agricultural situation. One such model, the Integrated Farm System Model, enables calculating environmental emissions (e.g. NH_3 , N_2O , NO_3 , PO_4 , organic P) and fuel consumption relative to operating parameters (injection depth, motor force, etc.) of different (organic) fertilizer spreading methods while considering ambient temperature, fertilizing product nutrient content and the crop grown (Rotz et al., 2013; Rotz et al., 2011).

With regards to the impact assessment method, it was already explained that because of the high uncertainty relating to metal emission impacts (from fertilizing products), the metal emissions are excluded from the inventory even if this could result in an underestimation of the impact scores obtained for the human health and ecosystem quality indicators. Despite this, the ecosystem quality impact scores are still deemed non-discriminating since the metal emission impacts from the background processes (spreading and transport equipment and electricity transport facilities) contribute to the majority of these indicator impact scores. Therefore, future research could be done to assess the relevance of retaining these impacts produced by the background processes in order that ecosystem quality scores could be considered discriminant. While it is acknowledged that metal freshwater ecotoxicity is

overestimated within existing the impact assessment methods (Diamond et al., 2010)—which could favor metal exclusion—uncertainty exists with regards to the type and the properties of the different environmental spheres (roadside, farmland, pasture, forest, etc.) in which the metals from the background processes are emitted in, and therefore, the ecotoxicity they produced.

This study considered the environmental and cost criteria from the lifecycle perspective. However, in order that the BWS scenarios can be satisfactory implemented in a new 50,000-inhabitant city, social, technical and political issues would have to be accounted for. Among several social considerations, user acceptance of and habits regarding the vacuum toilet (e.g. noise, number of flush per days, cleaning routine, etc.) and farmer willingness regarding the different fertilizing products and the alternative spreading method (i.e. injection spreading) would need to be carefully evaluated. Some technical challenges would also have to be addressed such as how to preserve the anaerobic digester process stability in case of unwanted products thrown in the toilet (e.g. batteries, fuel oil, etc.), and what would be the optimal operating and maintenance conditions for the digestate treatment technologies (e.g. nitrification-anammox and reverse osmosis). Political issues that emerge from some BWS scenarios, such as higher residential densification in order to integrate willow irrigation in the city (BWS-IRR) or allowing agriculture close to the city to shorten the transport distance (BWS-TR), would need to be considered in line with land use planning and citizens' willingness.

5.7 Conclusion and recommendations

The objective of this study is to compare black water source-separation sanitation system development scenarios using life cycle assessment and environmental life cycle costing. The functional unit is as follows: to ensure wastewater and organic kitchen refuse collection and treatment and by-product recycling for one inhabitant for one year. The sanitation systems

serve a hypothetical new city of 50,000 inhabitants located in the Montreal (Canada) region. The reference flows include organic matter and the main nutrients (N, P, K), but exclude metals in order that the scores obtained by the different scenarios can be deemed discriminant with regards to human health and ecosystem quality; however, this was still not possible for the latter indicator since a high level of uncertainty remains caused by the metal emission impacts from the background processes. However, this methodological choice of excluding metals leads to an underestimation of the impacts, which could favour CONV as compared to BWS development scenarios with regard to these two indicators.

The comparison of BWS single-pathway development scenarios with BWS-0 shows that all development scenarios post lower environmental impact while their cost is equal or less than BWS-0, with the exception of BWS-IRR (41%) for the resources indicator which achieves a higher score. Hence, no economic limitation exists in any development scenario that could justify abandoning it. Overall, it can be observed that digestate mass reduction scenarios, with the exception of BWS-IRR (41%), benefit from the additional treatment over digestate they make compared to BWS-0, since the savings achieved from the recycling phase are much more than additional potential impacts and cost from the treatment phase.

In comparison to CONV, and while using an indicator-specific uncertainty factor, BWS-VAC (0.5 L/f) achieves performances significantly better than that of CONV for two indicators (climate change and resources), while its performance is significantly lower for human health. For its part, BWS-RO obtains comparable performance to CONV for all indicators. BWS-ANX achieves comparable performance to CONV for all indicators, except for climate change, for which its performance is significantly lower. However, the latter conclusion regarding climate change no longer holds if the North American resource context is chosen, since BWS-ANX then posts a comparable score to CONV. BWS-TR (10 km) achieves comparable performances to that of CONV for climate change and resource, but these performances become significantly higher if the North American resource context is considered. The performance of BWS-INJ (75%) regarding human health is comparable to that of CONV and, while its performances for climate change, resources and cost are

significantly lower in the Quebec resource context, they become comparable in the North American resource context. While BWS-IRR (41%) achieves lower performances for climate change, resource and human health in comparison to CONV performances and a cost that is comparable, BWS-IRR (100%), which needs more than twice the irrigation surface area (730 ha), attains a significantly higher performance for climate change and a comparable performance for the other indicators. To complement such results, social, technical and political issues specific to each BWS single-pathway development scenarios, in comparison to current status of CONV, should be considered prior to their implementation.

For performances to be significantly better than CONV for three indicators (climate change, resources and human health), BWS-0 development must involve combining development pathways that feature a substantial reduction in the transport of digestate towards farmland with a development pathway that enables reducing ammonia emissions from digestate spreading. Concretely, BWS-0 must be improved with regards to the flush volume of the vacuum toilet (e.g. BWS-VAC (0.5L/f)) and the transport distance of the digestate (e.g. BWS-TR (10 km)) and, according to the chosen digestate handling approach, must either implement injection spreading for the direct recycling of digestate (e.g. BWS-INJ (75%)) or add the reverse osmosis process to enable reducing the digestate mass before it is spread on farmland (BWS-RO). As BWS single-pathway scenarios do, BWS multi-pathway development scenarios involve scores that are not significantly different from the ones of CONV for the ecosystem quality and cost indicators. With this in mind, future work could focus on shortening the indicator-specific uncertainty in order to allow for determining a better system. For the ecosystem quality indicator, the improving the impact assessment method with reference to metal emissions or the evaluation of the relevance of excluding the metal emission impacts from the background processes would be two valuable options to consider. For the cost indicator, more detailed cost estimations based on building plans or full-scale demonstration projects would lead to lowering the uncertainty.

Since BWS single-pathway development scenarios, such as BWS-VAC (0.5 L/f) and BWS-RO, and multi-pathway development scenarios, such as BWS-INJ+ and BWS-RO+, involve different performance profile, the choice of the single- and multi-pathway scenarios that have the best overall performance depends on the importance each indicator is given in the scale of values that decision makers establish. To this end, decision support tools, for instance multi-criteria decision analysis and eco-efficiency assessment, can be used to aggregate environmental impact scores and cost into a unique score in order to facilitate the decision making process.

CHAPITRE 6

DISCUSSION

Ce chapitre vise à discuter des résultats découlant des différents articles en les comparant à ceux des études antérieures, en démontrant l'influence des principaux choix méthodologiques et en soulevant les limites de l'étude. Les perspectives de recherche ainsi que les retombées escomptées de la thèse sont ensuite présentées.

6.1 Synthèse des articles et dynamique entourant le développement de SÉP-EN

Dans l'optique de boucler la boucle de la recherche, chaque article fait l'objet d'une synthèse débouchant sur une conclusion formelle qui permet de répondre aux hypothèses de recherche formulées en lien avec les objectifs spécifiques. Les principaux résultats sont également comparés avec ceux obtenus par les travaux antérieurs. Finalement, la dynamique de développement de SÉP-EN en ce qui a trait aux principaux facteurs techniques et contextuels déterminant ses performances environnementale et économique, tels qu'identifiés dans les trois articles, est présentée et fait l'objet d'une discussion.

6.1.1 Synthèse de l'article 1 - Analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV)

Les performances économiques du système d'assainissement séparatif des eaux noires, sous sa configuration initiale (SÉP-EN-0), et du système d'assainissement conventionnel (CONV) ont été comparées avec la méthode de l'ACCV. Avec des hypothèses propres au contexte québécois, c'est-à-dire une distance de transport du digestat vers les terres agricoles de 40 km et des coûts de ressources relativement faibles en comparaison à ceux d'autres pays industrialisés, et un volume de 1 L d'eau par chasse pour le fonctionnement du système à vacuum (toilette), SÉP-EN-0 obtient un coût supérieur à CONV. Implanté à une échelle de 500, 5000 et 50 000 personnes, le système séparatif implique un coût supérieur de 118 %, 56 % et 33 % relativement à celui de CONV. Alors que les principaux coûts pour SÉP-EN-0 (50 000 personnes) et CONV sont ceux liés à la collecte des eaux usées (> 60 % du total), le

deuxième coût en importance pour SÉP-EN-0 est celui lié à la gestion du digestat (transport, stockage et épandage) (~20 %), alors que pour CONV, il s'agit de ceux relatifs au traitement des eaux usées (~30 %). Ainsi, par comparaison à CONV, SÉP-EN-0 présente des coûts plus importants pour la phase de collecte et de recyclage, ainsi qu'en termes énergétiques, mais des diminutions de coûts relativement au traitement et à l'équivalence fonctionnelle (eau et nutriments). À une échelle de 50 000 personnes, un SÉP-EN qui réduirait la consommation d'eau à 0,25 L par chasse atteint un surcoût de 2 % et, combiné à une réduction de la distance de transport à 20 km et des coûts trois fois plus élevés pour les ressources, parviendrait à un coût inférieur de 8 % à celui de CONV. Il est à rappeler que le coût de la toilette à vacuum, qui représente le double d'une toilette standard en raison de son faible volume de production, a été utilisé comme hypothèse dans cet article. Sans le coût de cette dernière, et toujours sur la base d'un SÉP-EN-0 desservant 50 000 personnes, le surcoût aurait été réduit à 28 %, comparativement à 33 % avec la toilette. En conclusion, la première hypothèse de recherche, en lien avec l'objectif 1, est infirmée, c'est-à-dire que SÉP-EN-0 ne présente pas une alternative économique viable à CONV, puisque SÉP-EN-0 implique, dans tous les scénarios, un coût supérieur de 20 % à celui de CONV (écart à partir duquel les coûts sont considérés comme significativement différents). De plus, SÉP-EN-0 n'implique pas une réduction de coûts au moyen d'une décentralisation.

Tout comme les études réalisées par Oldenburg et al. (2007) et Meininger (2010), la présente étude montre un surcoût de la part de SÉP-EN-0 par rapport à CONV. Alors que ce surcoût s'élevait respectivement à 3,9 % et 40 % pour les précédentes études, il se situe entre 33 % et 118 % selon l'échelle d'implantation dans la présente étude. Bien qu'il ne soit pas possible de dégager des conclusions définitives des deux études précédentes et de la présente thèse, puisque les champs d'études utilisés sont différents, il est possible de constater que les gains découlant d'une plus grande quantité de nutriments recyclés sur les terres agricoles et de l'économie d'eau potable, n'arrivent pas à compenser le coût de la conduite supplémentaire dédiée aux eaux noires et le coût attribuable à la gestion du digestat (p. ex. transport).

6.1.2 Synthèse de l'article 2 - Analyse environnementale du cycle de vie (AECV)

La comparaison des performances environnementales de SÉP-EN-0 et CONV a été réalisée avec la méthode de l'AECV. Suivant le cadre proposé par ISO 14 040 et ISO 14 044, l'AECV a comparé les deux systèmes en présentant les scores d'impacts environnementaux obtenus aux catégories d'impacts de dommage en utilisant la méthode IMPACT 2002+. Les hypothèses initiales clés sont : les métaux lourds sont inclus dans la composition des flux de référence, le mélange énergétique québécois est considéré pour la production de l'électricité du réseau et la distance de transport des fertilisants organiques (digestat et boues) est de 40 km.

Les résultats de l'AECV montrent que les performances environnementales de SÉP-EN-0 et CONV sont fortement dépendantes des hypothèses retenues. Sur la base des hypothèses formulées précédemment, SÉP-EN-0 obtient une performance supérieure à CONV pour les catégories d'impacts Santé humaine et Qualité des écosystèmes, mais inférieure pour les Changements climatiques et les Ressources. Cependant, si l'inventaire exclut les métaux contenus dans les flux de référence, la performance de SÉP-EN-0 pour les deux premières catégories devient en deçà de celle de CONV, car SÉP-EN-0 perd alors son avantage d'émettre moins de métaux sur les terres agricoles. La décision d'exclure les métaux est notamment justifiée par l'incertitude élevée entourant la détermination de leurs impacts par les méthodes d'évaluation actuelles (Gandhi et al., 2010). Ainsi, cette incertitude élevée des impacts des métaux rend les scores d'impacts obtenus aux catégories Santé humaine et Qualité des écosystèmes non discriminants. Concernant les catégories Changements climatiques et Ressources, SÉP-EN-0 parvient à obtenir une performance comparable si le mélange énergétique nord-américain et la distance de transport pour le digestat est réduit à 20 km. Par ailleurs, l'analyse de l'incertitude concernant les données d'inventaire et la modélisation environnementale a montré que les résultats, lorsque les métaux des flux de référence sont retirés, étaient relativement robustes à l'exception de ceux obtenus à la

catégorie Qualité des écosystèmes. Ainsi, les scores d'impacts des deux systèmes ne sont pas discriminants à cette dernière catégorie, car les émissions de métaux des processus d'arrière-plan, toujours dans l'inventaire, représentent une part importante des scores obtenus à cette catégorie et comportent une incertitude élevée. Pour SÉP-EN-0 où les métaux sont exclus des flux de référence, les principaux contributeurs pour les catégories Changements climatiques et Ressources sont la gestion du digestat (transport, stockage et épandage), alors que le principal contributeur pour les catégories Santé humaine et Qualité des écosystèmes est l'émission d'ammoniac suite à l'épandage du digestat.

En résumé, si les choix méthodologiques retenus sont l'exclusion des métaux des flux de référence, une distance de transport du digestat à 40 km et un mélange énergétique québécois, la performance environnementale de SÉP-EN-0 est inférieure à CONV, puisque ses scores d'impacts sont supérieurs pour les catégories d'impacts Santé humaine (+100 %), Changements climatiques (+24 %) et Ressources (+25 %), alors qu'il n'est pas possible de déterminer quel système obtient le score d'impacts le plus faible en ce qui a trait à la Qualité des écosystèmes. Sur la base des scores d'impacts significativement supérieurs des catégories Santé humaine, Changements climatiques et Ressources, il est possible d'infirmar la deuxième hypothèse de recherche, en lien avec l'objectif 2, stipulant que SÉP-EN-0 présente une performance environnementale comparable à CONV. Ainsi, bien que les scores d'impacts obtenus par les deux systèmes pour la Qualité des écosystèmes ne soient pas discriminants, ceci ne fait pas en sorte que ces scores d'impacts puissent être qualifiés de « comparables » (c.-à-d. similaire), étant donné l'ampleur de l'incertitude qui subsiste en ce qui a trait aux impacts des émissions de métaux des processus d'arrière-plan. Au final, bien que les étapes de collecte et de traitement soient à l'avantage de SÉP-EN pour tous les indicateurs, que les processus ajoutés (nutriments et eau chaude) soient également à son avantage, à l'exception de la catégorie Ressources, son recul à l'étape de recyclage des sous-produits (gestion du digestat) pour tous les indicateurs, fait en sorte que sa performance environnementale globale demeure inférieure à celle de CONV.

En comparant ces résultats avec ceux obtenus dans les AECV antérieures, certains constats peuvent être soulignés. Premièrement, il ressort que SÉP-EN, en procédant à l'épandage direct en agriculture du digestat avec un épandeur à lisier classique qui favorise la volatilisation de l'ammoniac, obtient un score inférieur à CONV à la catégorie d'impacts intermédiaire Acidification. Dans la présente recherche, cette catégorie d'impacts s'est avérée dominante aux catégories de dommage Santé humaine et Qualité des écosystèmes, si l'on exclut les impacts des émissions de métaux des flux d'inventaire. En ce qui concerne la performance relative obtenue aux catégories Ressources (énergie) et Changements climatiques dans la présente étude, il apparaît, en comparaison des études de Remy (2010) et de Hellstrom et al. (2008), que le traitement des matières organiques par digestion anaérobie rehausse la performance de CONV, alors que l'absence de procédé visant la réduction du digestat réduit la performance de SÉP-EN-0. De plus, le transport d'effluent (digestat) apparaît comme un facteur clé relativement à ces deux catégories dans la présente étude, tout comme celle de Tidåker et al. (2006). Toutefois, les gains en termes de Changements climatiques et de Ressources (fossiles) dus au digestat (substitution de fertilisants synthétiques) par rapport aux charges relatives à la construction et l'opération de SÉP-EN obtenue par Lundin, Bengtsson et Molander (2000) sont beaucoup plus élevés que ceux obtenus par la présente étude, ainsi que par les autres considérées. Il est possible que l'inventaire utilisé dans l'étude de Lundin, Bengtsson et Molander (2000), en ce qui a trait notamment aux ressources liées aux infrastructures ou à certaines émissions (p. ex. celles des fertilisants), soit incomplet ou que d'autres bases méthodologiques aient été utilisées. En ce qui a trait à l'eutrophisation, la présente AECV a révélé que SÉP-EN implique un score d'impacts inférieur à CONV, tout comme Tidåker et al. (2006), alors que Remy (2010) et Hellstrom et al. (2008) ont conclu l'inverse. Cependant, la présente AECV a souligné la contribution relativement faible de cette catégorie d'impacts intermédiaire à la catégorie de dommage Qualité des écosystèmes, qui se situe respectivement à 7 % et 14 % pour SÉP-EN-0 et CONV (en considérant l'exclusion des émissions de métaux d'avant-plan). Pour expliquer la divergence des scores à cette catégorie d'impacts intermédiaire, il est probable

que la performance d'épuration attribuée aux systèmes de traitement ainsi que le modèle de caractérisation de l'impact soient différents. Au niveau des catégories d'impacts intermédiaires relatives à la toxicité et l'écotoxicité, l'étude de Remy (2010) a conclu que SÉP-EN a l'avantage par rapport à CONV, puisque ce dernier engendre l'émission d'une plus grande quantité de métaux sur les terres agricoles. Avec l'inclusion des métaux des flux de référence dans l'inventaire et des scores d'impacts présentés au niveau intermédiaire, la présente AECV parvient à une conclusion identique. Toutefois, comme il a été démontré précédemment, une réflexion sur la robustesse des impacts potentiels attribuables aux métaux a mené à leur exclusion.

6.1.3 Synthèse de l'article 3 - Analyse du coût sur le cycle de vie et analyse environnementale du cycle de vie (ACCV et AECV)

L'étude a comparé les performances économique et environnementale de six voies de développement de SÉP-EN-0, au moyen de scénarios unitaires et multiscénarios, à l'aide de l'ACCV et de l'AECV. Trois voies de développement consistent à améliorer les processus clés, tel qu'identifié aux articles 1 et 2, déterminant la performance de SÉP-EN (objectif de recherche 3): réduction du volume d'eau de chasse de la toilette à vacuum, réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles et épandage du digestat par injection. Trois autres voies de développement visent une redéfinition de la configuration technique initiale (SÉP-EN-0) en lui ajoutant des procédés permettant de réduire la masse du digestat à transporter sur les terres agricoles : irrigation souterraine de saules à croissance rapide, traitement du digestat par précipitation du phosphore (struvite) et nitrification/anammox, et traitement du digestat par osmose inverse et acidification.

Les résultats des six scénarios de développement unitaires retenus parmi les différentes voies de développement montrent qu'aucun scénario n'obtient des scores significativement plus faibles que ceux de CONV à l'ensemble des indicateurs. De plus, les résultats obtenus à l'indicateur Qualité des écosystèmes ne peuvent être considérés comme significativement différents étant donné l'ampleur de l'incertitude associée aux émissions de métaux (processus d'arrière-plan). Le scénario ciblant une réduction du volume d'eau de chasse de la toilette à

vacuum à 0,5 L par chasse implique des scores d'impacts significativement inférieurs à CONV pour les catégories Changements climatiques et Ressources, mais un score significativement supérieur à la catégorie Santé humaine tout en conservant un coût comparable. Le scénario intégrant l'osmose inverse et l'acidification parvient à des scores comparables à CONV pour l'ensemble des catégories d'impacts de dommage, ainsi qu'en termes de coûts. Le scénario intégrant un traitement du digestat avec une précipitation du phosphore (struvite) et une nitrification/anammox parvient à des scores comparables à CONV pour les indicateurs Ressources, Santé humaine et Coût, mais obtient un score d'impact significativement supérieur pour l'indicateur Changements climatiques. Le scénario posant une distance de transport du digestat réduite à 10 km obtient des scores comparables à CONV pour l'ensemble des indicateurs, à l'exception de la catégorie Santé humaine où son score d'impact est significativement supérieur. Le scénario incluant l'épandage par injection réduisant de 75 % les émissions d'ammoniac et celui fondé sur l'irrigation souterraine de saules à croissance rapide à partir de 41 % du digestat obtiennent quant à eux un score comparable à CONV pour un indicateur, respectivement Santé humaine et Coût, alors que leurs scores en ce qui a trait aux autres indicateurs sont significativement plus élevés.

Une simulation de quatre multiscénarios (scénarios unitaires combinés) indique que deux multiscénarios obtiennent des scores d'impacts significativement inférieurs à ceux de CONV pour trois catégories d'impacts (Changements climatiques, Ressources et Santé humaine): 1) le multiscénario SÉP-EN-INJ+ composé des scénarios de réduction du volume d'eau de chasse de la toilette à vacuum à 0,5 L par chasse, de réduction de la distance de transport du digestat à 10 km et de l'épandage par injection réduisant de 75 % les émissions d'ammoniac et 2) le multiscénario SÉP-EN-OI+ incluant les scénarios de réduction du volume d'eau de chasse de la toilette à vacuum de 0,5 L par chasse, de réduction de la distance de transport du digestat à 10 km, ainsi que celui de l'osmose inverse et de l'acidification. Cependant, comme les coûts obtenus par ces deux multiscénarios sont comparables à ceux de CONV et non significativement inférieurs, l'hypothèse de recherche 3, en lien avec l'objectif 4, stipulant

que le développement du système séparatif des eaux noires, lorsqu'il est basé sur une gestion intégrée stratégique du digestat, permet d'atteindre des performances environnementale et économique supérieures au système conventionnel doit être infirmée.

6.1.4 Dynamique entourant le développement de SÉP-EN

Comme il a été démontré dans les articles, certains facteurs déterminent en grande partie la performance relative de SÉP-EN par rapport à CONV. Afin d'illustrer la dynamique entre ces principaux facteurs techniques et contextuels impliqués dans une gestion intégrée du digestat, les contributeurs d'impacts potentiels et de coûts (principaux et intermédiaires) et les scores obtenus aux différents indicateurs, un diagramme de liens de causalité a été réalisé (Figure 6.1). Ce diagramme est inspiré du diagramme des boucles de causalité présentant les principaux enjeux impliqués dans un projet de système d'assainissement décentralisé des eaux usées (Guest et al., 2010). Conçu en vue de comparer les performances environnementale et économique de SÉP-EN par rapport à celles de CONV, ce diagramme considère uniquement une échelle d'implantation de 50 000 personnes et ne montre donc pas les effets liés à la décentralisation.

Dans une perspective de développement de SÉP-EN, quatre facteurs techniques, reflétant les principales solutions pour réduire ses impacts potentiels et son coût, ont été identifiés : 1) réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum, 2) réduction de la distance de transport du produit fertilisant vers les terres agricoles, 3) technique d'épandage visant la réduction des émissions d'ammoniac et 4) traitement visant la réduction de la masse de digestat à gérer (Figure 6.1). Ces facteurs techniques alimentent des contributeurs d'impacts et de coût, classés en grands contributeurs (c.-à-d. la gestion du produit fertilisant – quantifiée par la masse – et les émissions d'ammoniac lors de l'épandage du produit fertilisant) et en contributeurs intermédiaires (c.-à-d. la consommation d'électricité et la production d'eau chaude et/ou de nutriments). À leur tour, ces contributeurs sont liés à des indicateurs. Seuls les principaux liens entre les contributeurs et les indicateurs ont été conservés. Pour les contributeurs qui pointent vers l'indicateur Coût, la variable « prix des

ressources (P) » module le coût provenant de ces contributeurs. De plus, la variable « mélange énergétique (M) » influe sur le type d'impacts potentiels attribués à la consommation électrique. Les indicateurs Changements climatiques et Ressources, ainsi que les indicateurs Santé humaine et Qualité des écosystèmes sont regroupés, parce qu'ils réagissent de façon similaire aux différents contributeurs.

Des flèches pointillées reliant deux facteurs signifient qu'un développement impliquant simultanément ces deux facteurs n'est pas pleinement additif, c'est-à-dire que, si les deux facteurs sont combinés, la réduction d'impact et de coût global est moins grande que la somme des réductions prises individuellement pour chaque facteur. Ceci est expliqué par le fait que ces deux facteurs agissent sur le même grand contributeur.

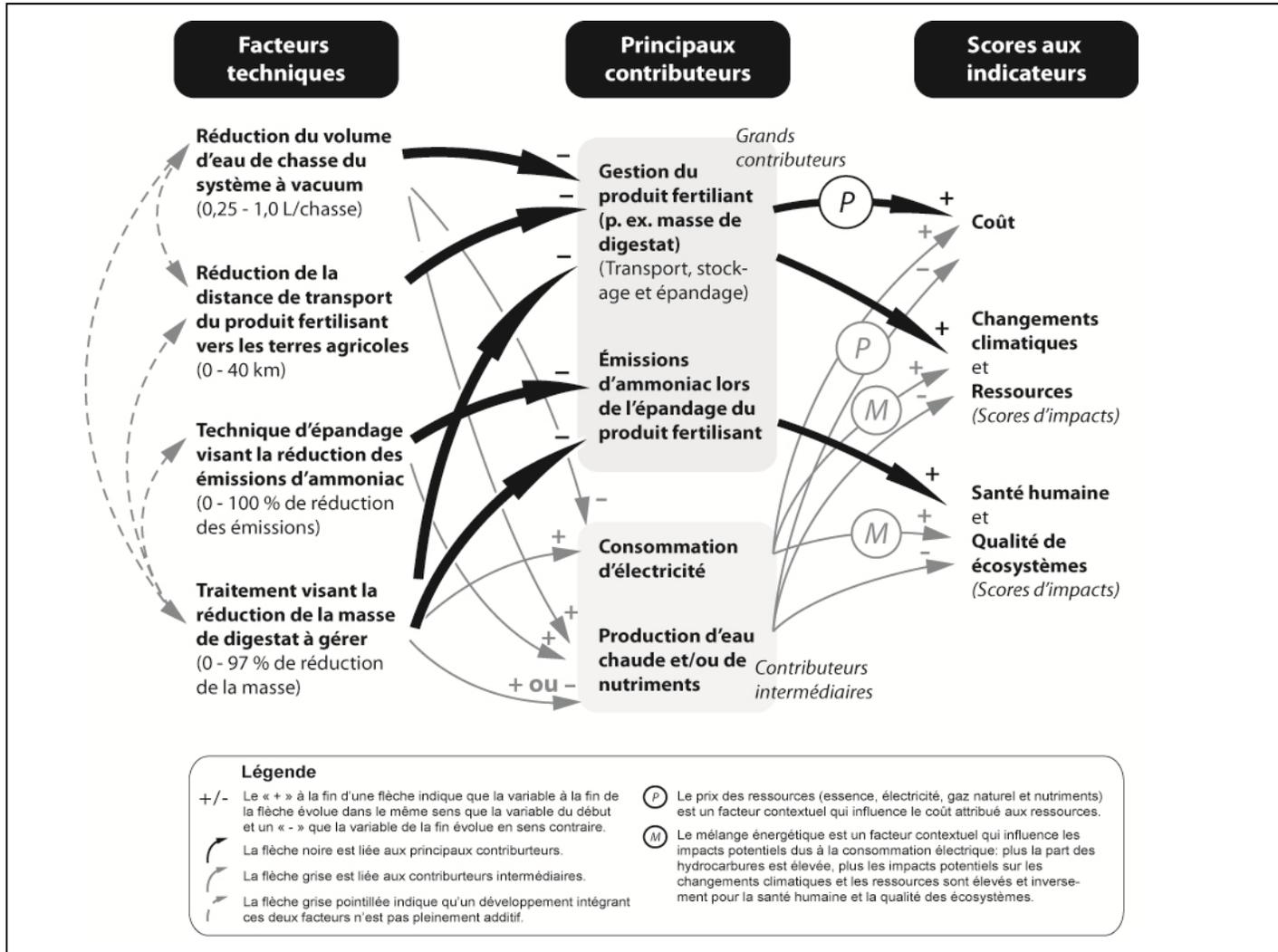


Figure 6.1 Principaux liens de causalité entre les facteurs techniques et contextuels et les scores aux indicateurs pour le système séparatif des eaux noires (SÉP-EN)

Si aucune flèche pointillée n'unit deux facteurs, leur combinaison est pleinement additive. Il est à noter qu'une telle relation non pleinement additive ne concerne que les grands contributeurs et non les contributeurs intermédiaires.

À partir de ce diagramme, les principales conclusions à tirer sont :

- la réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum agit principalement sur la gestion de produit fertilisant et, par conséquent, sur le Coût, les Changements climatiques et les Ressources, et dans une moindre mesure sur la Santé humaine et la Qualité des écosystèmes en abaissant la consommation électrique et en augmentant la production d'eau chaude;
- la réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles implique une gestion du produit fertilisant moins importante, qui se traduit par une réduction au niveau du Coût, des Changements climatiques et des Ressources;
- une technique d'épandage alternative, telle que les pendillards (boyau traînant au sol) et l'injection dans le sol, induit une baisse des émissions d'ammoniac lors de l'épandage du produit fertilisant et, de ce fait, une réduction des scores d'impacts sur la Santé humaine et la Qualité des écosystèmes;
- un traitement visant la réduction de la masse du digestat (p. ex. osmose inverse et acidification) participe autant à réduire la gestion de produit fertilisant qu'à réduire les émissions d'ammoniac lors de l'épandage. Ce traitement s'effectue au prix d'une augmentation de la consommation électrique, mais permet, dans certains cas, de produire davantage de nutriments disponibles. Ainsi, un traitement visant la réduction de la masse de digestat mène à une diminution des scores (par rapport à SÉP-EN-0) pour l'ensemble des indicateurs (sauf SÉP-EN-IRR à l'indicateur Ressources);
- seules les combinaisons suivantes sont pleinement additives : 1) une technique d'épandage visant la réduction des émissions d'ammoniac et la réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum et 2) une technique d'épandage visant la réduction des émissions d'ammoniac et la réduction de la distance de transport du digestat vers les terres agricoles. Ainsi, le développement intégré de SÉP-EN doit tenir compte des effets des combinaisons de facteurs techniques afin de maximiser la synergie obtenue.

6.2 Influence de l'objectif et du champ d'étude

Il est reconnu dans la littérature scientifique que la détermination de l'objectif et du champ d'étude possèdent une influence directe sur les performances des systèmes d'assainissement comparés et, par conséquent, sur les résultats obtenus (Godin, 2012; Lundin, Bengtsson et Molander, 2000; Remy, 2010). Sur la base de cette littérature et des avancées spécifiques à la présente recherche, une discussion entourant l'influence de certains aspects caractérisant l'objectif et le champ d'étude est réalisée afin de mieux interpréter les résultats environnementaux et économiques obtenus.

6.2.1 Type d'objectif

Les AECV portant sur la comparaison de systèmes d'assainissement incluant SÉP-EN ont généralement comme objectif d'identifier les avantages et inconvénients de chaque système en regard des catégories d'impacts retenues. Bien que cet objectif apparaisse similaire à celui utilisé dans la présente étude, c'est-à-dire de déterminer si les performances environnementale et économiques de SÉP-EN sont supérieures, comparables ou inférieures à celles de CONV, ces deux types d'objectif induisent une présentation différente des scores d'impacts. Ainsi, les AECV visant l'identification des principaux avantages et inconvénients des systèmes comparés ont choisi de présenter les résultats sous la forme de flux d'inventaire ou d'impacts intermédiaires afin de montrer de manière détaillée leur contribution à un éventail de problèmes environnementaux. À l'inverse, l'AECV réalisée dans cette thèse a opté pour une présentation des résultats au niveau dommage – bien que le niveau intermédiaire a également été inclus pour davantage de transparence – pour mieux répondre à son objectif de déterminer le niveau de performance de SÉP-EN par rapport à CONV et ainsi de faciliter la prise de décision. Ainsi, comme le niveau dommage dans la méthode IMPACT 2002+ comporte seulement quatre catégories d'impacts, la probabilité de pouvoir déterminer si un système est supérieur à l'autre est augmentée en comparaison du niveau intermédiaire, qui peut comprendre, par exemple, 15 catégories d'impacts avec IMPACT 2002+. Toutefois, cette présentation des résultats au niveau dommage a révélé la nécessité de prendre position sur la pertinence de conserver ou non les impacts des émissions de métaux (flux de référence

- processus d'avant-plan), car ce choix détermine à lui seul le système qui obtient la meilleure performance pour les catégories Santé humaine et Qualité des écosystèmes, alors que ces impacts sont reconnus pour être surestimés pour cette dernière catégorie et présentent une incertitude élevée pour ces deux catégories d'impacts. Ainsi, une analyse de l'incertitude liée à la modélisation environnementale a montré que l'incertitude élevée associée aux impacts des émissions de métaux, qui représente la plus grande part des scores d'impacts pour ces deux catégories s'ils sont conservés, fait en sorte que les scores des deux systèmes ne sont plus discriminants à ces deux indicateurs. À l'inverse, si les impacts des émissions de métaux sont exclus, seuls les scores d'impacts à la Qualité des écosystèmes, dont les impacts des métaux émis par les processus d'arrière-plan constituent toujours une part importante, ne sont pas discriminants entre les deux systèmes. Toutefois, cette exclusion peut mener à une sous-estimation des scores d'impacts.

En somme, le choix de l'objectif a induit le mode de présentation des scores d'impacts qui, avec le champ d'étude de l'AECV et l'état actuel des méthodes d'évaluation d'impact, a mené à l'exclusion des émissions de métaux de l'inventaire d'avant-plan. Par la suite, cette exclusion des métaux a entraîné un changement des principaux processus contributeurs d'impacts de SÉP-EN et a mené à l'identification de l'épandage du digestat, avec ses émissions d'ammoniac, comme un des principaux responsables de la performance inférieure de SÉP-EN-0 en regard de la Santé humaine. Par conséquent, les scores d'impacts obtenus par les deux systèmes, ainsi que les stratégies proposées pour réduire les impacts spécifiques à SÉP-EN, ont été directement influencés par le choix de l'objectif de la présente thèse de déterminer le niveau de performance de SÉP-EN par rapport à CONV au lieu d'identifier les avantages et les inconvénients des systèmes au niveau intermédiaire comme il a été le cas dans les études antérieures.

Un autre aspect clé susceptible de modifier les résultats obtenus est l'approche d'évaluation comparative des systèmes d'assainissement. Dans la présente thèse, l'approche d'évaluation

comparative est fondée sur le respect, par les systèmes comparés, des règlements environnementaux, c'est-à-dire les exigences de rejet (DBO₅, azote total et phosphore total). Ainsi, les systèmes de traitement des eaux usées et des eaux grises des deux systèmes d'assainissement ont été modélisés ou sélectionnés spécifiquement pour satisfaire ces exigences. Toutefois, comme l'inventaire du système de traitement retenu pour CONV était lié à une capacité de traitement fixe, et qu'aucune fonction mathématique n'existe pour ajuster l'inventaire en fonction de la capacité de traitement désiré, le système de traitement retenu pour CONV rejette 20 % moins de DBO₅ et d'azote total que SÉP-EN-0, alors que les rejets en phosphore demeurent similaires pour les deux systèmes. Bien que cette différence en termes de quantités de polluants rejetés ne soit pas considérable, une incertitude subsiste quant à son effet sur la performance relative de CONV par rapport à SÉP-EN-0. Ainsi, CONV pourrait être désavantagé par rapport à SÉP-EN-0, notamment pour les indicateurs Changements climatiques et Ressources, en raison des ressources matérielles et énergétiques supplémentaires pour parvenir à ce niveau de traitement supérieur. Cependant, CONV apparaît avantagé au niveau de la Qualité des écosystèmes, en raison de sa plus faible quantité de polluants rejetés dans les eaux usées.

Pour éviter de tels biais dans la comparaison entre les systèmes, une approche d'évaluation comparative fondée sur la quantité de rejets équivalente pourrait être utilisée. Ainsi, les systèmes de traitement seraient modélisés de façon à ce que la quantité de rejet soit la même et les données d'inventaire spécifiques découleraient de cette modélisation. Toutefois, l'accès à de telles données d'inventaire spécifiques apparaît incertain, étant donné le nombre relativement faible d'inventaire exhaustif répertorié [p. ex. ceux de Foley et al. (2010), Doka (2009) et Remy (2010)]. Par ailleurs, il est probable que la modélisation des systèmes d'assainissement ne permette pas de faire en sorte que tous les types de rejets (p. ex. DCO, N tot et P tot) soient égaux pour les systèmes comparés, étant donné que les propriétés d'enlèvement des polluants sont différentes entre les différents procédés. Ainsi, pour vérifier l'effet d'un choix de polluant dont la quantité rejetée demeure égale pour les systèmes comparés, une analyse de sensibilité pourrait être réalisée sur la base d'un autre polluant.

6.2.2 Hypothèses utilisées dans le champ d'étude

Plusieurs éléments composant le champ d'étude sont susceptibles d'avoir une influence sur les performances des systèmes. La discussion qui suit porte sur certains éléments clés : l'étendue des polluants considérés dans le traitement des eaux usées, la technologie de traitement des résidus alimentaires, le mode d'allocation ayant trait aux fertilisants organiques et la taille des systèmes (échelle d'implantation).

Comme il a été traité précédemment, l'approche d'évaluation comparative retenue pour la présente thèse reposait sur le respect des exigences de rejet en vigueur qui visent plus particulièrement la matière organique, l'azote total et le phosphore total. Toutefois, ces exigences auraient pu être étendues aux micropolluants (p. ex. les substances découlant des médicaments et des produits d'hygiène personnelle), car cette catégorie de polluants fait l'objet de nouvelles réglementations, notamment en Europe (Molinos-Senante et al., 2013). Cet élargissement des exigences pour inclure les micropolluants impliquerait l'ajout d'un traitement spécifique, puisque les configurations techniques de SÉP-EN-0 et CONV permettent peu d'éliminer les micropolluants (de Graaff et al., 2011; Pomiès et al., 2013). Ce traitement pourrait être réalisé par plusieurs types de procédés, dont l'ozonation, l'adsorption par charbon actif ou encore la radiation ultraviolet. Un traitement membranaire pourrait également être envisagé (Larsen et al., 2004). Bien que des AECV et l'ACCV en bonne et due forme devraient être accomplies pour conclure sur l'influence de l'ajout d'un nouveau procédé visant l'enlèvement des micropolluants dans les performances de SÉP-EN-0 et CONV, il est tout de même possible de réaliser des projections réalistes. Si on retient l'ozonation comme procédé de traitement additionnel, une consommation énergétique significative doit être considérée (Larsen et al., 2004). Estimée à 0,1 kWh/m³ d'eaux usées, la consommation énergétique liée à l'ozonation représenterait de 40 à 50 % des besoins énergétiques d'une station d'épuration. S'il se révèle que l'énergie constitue la principale ressource consommée par ce procédé, et que celle-ci est proportionnelle au volume d'eaux

usées traitées, il serait alors possible de conclure que l'ajout d'un tel procédé améliorerait les performances environnementale et économique de SÉP-EN-0 par rapport à CONV, puisque son volume total d'effluent à traiter est plus faible, respectivement 155 L et 168 L par personne par jour pour SÉP-EN-0 et CONV. Il est à noter que cette dernière affirmation ne tient pas compte des effets sur le coût et la consommation de ressources liées à la décentralisation d'éventuelles unités d'ozonation (situées en aval des 10 marais épurateurs répartis dans la ville). Toutefois, s'il s'avère que la part de micropolluants contenus dans les eaux grises est relativement faible – information non trouvée dans la littérature scientifique – et, donc, que cette fraction d'eaux usées ne requiert pas de traitement, l'avantage de SÉP-EN-0 serait encore plus marqué, puisque le volume d'eaux noires à traiter est de 5 L par personne par jour. Bien que l'énergie consommée ne représente pas une relation linéaire avec le volume traité, des gains énergétiques pourraient être réalisés en traitant uniquement les eaux noires, comme le laisse entrevoir l'étude de Lamichhane et Babcock (2012) statuant qu'une ozonation spécifique de l'urine est deux fois moins énergivore qu'un traitement des eaux usées. Par ailleurs, si l'on considère les scénarios de développement de SÉP-EN intégrant les procédés de précipitation du phosphore et la nitrification/anammox ou encore l'osmose inverse et l'acidification, ceux-ci réussiraient probablement à accomplir l'enlèvement des micropolluants sans ajout de procédés additionnels, ce qui leur conférerait un avantage par rapport à un CONV qui devrait intégrer un procédé visant l'enlèvement des micropolluants. Comme les performances de SÉP-EN-OI sont comparables à celles de CONV à l'ensemble des indicateurs dans un contexte où on exclut les micropolluants, il serait alors possible que ce scénario de développement obtienne des performances environnementale et économique significativement plus élevées que celles de CONV si les micropolluants étaient considérés.

Une des fonctions clés réalisées par les systèmes comparés est le traitement des résidus alimentaires (matières organiques dans les AECV antérieures). Cette fonction de traitement des résidus alimentaires est qualifiée de clé, car la technologie retenue pour réaliser le traitement peut s'avérer déterminante pour les conclusions de l'étude. Ainsi, il a été démontré qu'un système séparatif des eaux noires semblable à SÉP-EN-0 présente une performance énergétique plus élevée que le système conventionnel, notamment puisque ce dernier traite

les matières organiques par compostage, alors que le système séparatif les traite par digestion anaérobie (biogaz) (Remy et Jekel, 2012). Ainsi, cette étude a montré que si les matières organiques étaient exclues du champ d'étude, le système séparatif perdait son avantage énergétique face au système conventionnel. Cette conclusion a été en bonne partie confirmée dans la présente thèse, puisque les deux systèmes, traitant tous deux les résidus alimentaires par digestion anaérobie, ne se sont pas distingués un de l'autre en ce qui a trait à la quantité d'énergie produite. En effet, la production de biogaz a été légèrement supérieure (+ 7 %) pour CONV par rapport à SÉP-EN-0. Par conséquent, il est possible d'affirmer que si les résidus alimentaires ou les matières organiques sont traitées avec la même technologie dans les deux systèmes comparés, cela équivaldrait presque à les exclure du champ d'étude. Ceci étant, d'éventuelles recherches comparant SÉP-EN et CONV dont les configurations technologiques seraient semblables à celles de la présente étude, ou encore à celles utilisées dans l'étude de Remy et Jekel (2012), pourraient exclure les résidus alimentaires ou les matières organiques du champ d'étude, afin de réduire les données d'inventaire à acquérir et de faciliter l'interprétation de la performance propre à chaque système. Cependant, si la configuration technique de SÉP-EN vise le traitement du digestat, comme dans les scénarios de développement de l'article 3, cette recommandation ne tiendrait pas, car les conditions d'opération de certains procédés, tels que l'osmose inverse et la nitrification-anammox, sont dépendantes de la concentration de certaines substances (p. ex. azote), dont la concentration varie avec l'ajout de résidus alimentaires ou de matières organiques.

Dans la présente thèse, le traitement et le recyclage des sous-produits, c'est-à-dire les fertilisants organiques (digestat et boues) et le biogaz, ont été inclus comme fonctions à réaliser par SÉP-EN-0 et CONV. Ce choix de réaliser une expansion des frontières pour inclure ces fonctions secondaires est fondé sur l'hypothèse que ces sous-produits détiennent un intérêt à être valorisés, et donc, une valeur économique positive. Ainsi, la valeur économique des fertilisants organiques a été considérée comme équivalente à la valeur liée aux fertilisants synthétiques correspondants et celle de l'eau chaude produite avec le biogaz a

été posée comme étant l'équivalent de la valeur économique de l'eau chaude produite avec du gaz naturel. Toutefois, cette hypothèse concernant les fertilisants organiques pourrait s'avérer inappropriée, puisque sa valeur économique est grandement liée au contexte agricole qui pourrait être peu enclin à utiliser ce type de fertilisants (Solinov, 2011). Dans cette situation, deux modes d'allocation alternatifs des fertilisants organiques peuvent être utilisés selon la valeur économique attribuée (Benetto et al., 2009). Si leur valeur économique est considérée comme nulle, les étapes de transport, de stockage, d'épandage et la substitution de fertilisants synthétiques (crédits), sont exclues du système étudié, car elles sont considérées comme faisant partie du système agricole (approche *cut off*). Dans le cas où la valeur économique des fertilisants synthétiques est considérée comme négative, leur gestion est analogue à celle de déchets où les terres agricoles font office de lieu de traitement. Ainsi, les étapes de transport, de stockage et d'épandage des fertilisants organiques restent à l'intérieur des frontières du système, mais aucun crédit pour les nutriments n'est considéré.

Des simulations de SÉP-EN-0 et CONV considérant une valeur économique nulle ou négative des fertilisants organiques montrent des effets diamétralement opposés sur les résultats initiaux où CONV obtient des scores d'impacts et un coût inférieurs à ceux de SÉP-EN-0. Dans le cas où une valeur nulle est posée, SÉP-EN-0 obtient alors des scores d'impacts et un coût entre 5 et 20 % inférieurs à de ceux de CONV, car SÉP-EN-0 profite davantage que CONV de l'enlèvement des étapes de transport, stockage et épandage des fertilisants organiques. À l'inverse, si l'approche posant une valeur négative aux fertilisants organiques est préconisée, CONV accroît son avance sur SÉP-EN à toutes les catégories d'impacts environnementaux et concernant le coût. Ce bénéfice plus élevé obtenu par CONV par rapport à SÉP-EN-0 est expliqué par le fait que CONV obtient moins de crédits environnementaux et économiques que SÉP-EN-0 liés au recyclage des fertilisants organiques. En conclusion, ce choix quant à la valeur économique du digestat demeure une hypothèse clé, puisqu'il peut inverser les conclusions obtenues aux articles 1 et 2. Par ailleurs, avec l'augmentation croissante des prix des fertilisants synthétiques, il est plausible de croire que la valeur économique des fertilisants organiques augmentera également, ce qui justifie l'approche retenue dans la présente thèse.

Comme il a été démontré dans la littérature scientifique et dans la présente thèse, la taille des systèmes, ou l'échelle d'implantation, demeure un paramètre clé lors de la comparaison des performances environnementales et économiques de système d'assainissement. Il est ainsi obligatoire que les systèmes d'assainissement comparés desservent un nombre équivalent de personnes afin de ne pas introduire un biais dans la comparaison. Dans l'article 1, il a été montré que la décentralisation de SÉP-EN-0 à des échelles de 500 et 5000 personnes engendrait des pertes d'économie d'échelle contribuant à élever davantage le surcoût de SÉP-EN-0 par rapport à CONV. Le même exercice n'a pas été inclus dans l'article 2, puisqu'il était attendu que cette décentralisation engendre des effets similaires sur le plan environnemental. Ainsi, il est notamment prévu que la décentralisation des installations de traitement provoque une augmentation de la consommation énergétique étant donné la plus grande surface des réservoirs à chauffer. Cependant, une évaluation environnementale de scénarios décentralisés de SÉP-EN-0 aurait permis de déterminer le facteur de mise à l'échelle environnemental, et ainsi de montrer si la décentralisation influence davantage sa performance environnementale ou sa performance économique. Une évaluation similaire pourrait également être accomplie pour CONV. Dans un tel cas, il serait possible de déterminer si l'échelle d'implantation influence davantage les performances économique et environnementale de SÉP-EN-0 ou encore celles de CONV et ainsi de recommander des plages d'échelle d'implantation à partir desquels SÉP-EN-0 obtiendrait des scores d'impacts environnementaux et un coût équivalent à CONV.

6.3 Limites et portée des résultats

La présente thèse a conclu que SÉP-EN-0 implique des scores d'impacts et un coût supérieurs à CONV, mais que certains scénarios de développement unitaires et combinés (multiscénarios) de SÉP-EN-0 parviennent à obtenir des scores d'impacts inférieurs à ceux de CONV, tout en ayant un coût comparable. Bien que la thèse ait utilisé des données d'inventaire de qualité et ait évalué les impacts potentiels et le coût avec des méthodes et

outils reconnus, celle-ci présente certaines limites qu'il convient de souligner afin de mieux interpréter les résultats et permettre d'orienter de futurs travaux de recherche.

6.3.1 Qualité des données d'inventaire du cycle de vie

L'inventaire d'avant-plan repose sur des données provenant de la littérature scientifique, du logiciel MATTEUS, ainsi que de données d'entreprises ou de firmes impliquées dans la construction et l'opération de systèmes d'assainissement des eaux usées. En général, la qualité des données est considérée comme suffisante pour répondre aux objectifs d'une étude de type prospectif. Toutefois, deux limites principales doivent être soulevées. D'une part, le degré d'incertitude quant au coût obtenu pour les deux systèmes n'a pas été évalué plus précisément qu'en utilisant le facteur générique de 20 % pour valider la première hypothèse de recherche. Ainsi, il n'est pas possible d'interpréter les résultats économiques sur la base d'une incertitude plus précise que ce facteur générique. D'autre part, certaines données relatives à des processus contribuant significativement aux scores d'impacts et au coût de SÉP-EN-0 demeurent empreintes d'une incertitude environnementale et économique plus élevée que la majorité des données. Ces données d'inventaire sont par exemple le coût et la consommation électrique du système à vacuum, la distance de transport du digestat vers les terres agricoles et les émissions d'ammoniac occasionnées par l'épandage par aéroaspersion (broadcast) du digestat. L'incertitude est qualifiée d'élevée pour ces deux paramètres du système à vacuum, puisque ce type de système de collecte a été peu installé dans un contexte de collecte d'eaux usées municipales, qu'il n'est présent ni au Québec ni en Amérique du Nord et qu'il dessert généralement une population plus faible (< 200 personnes) (Remy, 2010) que celles retenues dans cette thèse (500, 5 000 et 50 000 personnes). La distance de transport est jugée également incertaine, car peu d'études ont été accomplies sur l'acceptabilité sociale entourant l'épandage de ce type de digestat au Québec (Solinov, 2011). En ce qui concerne les émissions d'ammoniac liées à l'épandage de digestat, celles-ci sont jugées grandement incertaines, car aucune étude portant sur les émissions provenant de ce type de digestat (à base d'eaux noires et de résidus alimentaires) qui a été stocké sur une période variant entre un et 10 mois n'a été recensée. En ce qui concerne les données relatives aux nouveaux processus

inclus dans les scénarios de développement de SÉP-EN-0, telles que la consommation électrique du procédé d'osmose inverse et les émissions d'ammoniac liées à l'épandage du concentrat, leur incertitude pourrait être qualifiée de similaire aux autres processus de SÉP-EN-0, mais comme leur contribution aux scores d'impacts et au coût est plus faible, l'incertitude sur les scores d'impacts totaux et le coût serait inférieure à celle évaluée pour SÉP-EN-0.

Pour déterminer une incertitude plus juste reliée aux résultats économiques, une analyse de l'incertitude fondée sur l'estimation de l'incertitude entourant chaque donnée d'inventaire et d'une analyse de Monte Carlo pourrait être réalisée. Ainsi, une telle analyse permettrait de mesurer l'effet d'une plus grande incertitude associée aux processus clés de SÉP-EN tels que décrits précédemment. Pour réduire le niveau d'incertitude associé au système à vacuum, la réalisation d'un projet pilote de SÉP-EN-0 sur le territoire québécois, ainsi qu'une étude technico-économique sur la base de plans et devis réels représenteraient des avenues prometteuses. De plus, un projet pilote servirait également à établir le niveau d'acceptabilité sociale envers l'épandage de ce type de fertilisants (paramètre qui influence la distance de transport du digestat), et de mesurer l'ammoniac émis lors de son épandage. En complément à la mesure des émissions d'ammoniac, il serait pertinent de déterminer l'influence de paramètres clés, tels que la durée de stockage, les conditions météorologiques lors de l'épandage (température, humidité, vent, etc.) et le type de sol.

L'inventaire environnemental d'arrière-plan provient de la base de données ecoinvent 2.2. Comme les données incluses dans cette base de données sont entièrement d'origine européenne, leur utilisation dans le contexte québécois diminue leur représentativité. Toutefois, l'arrivée de la nouvelle base de données d'inventaire sur le cycle de vie québécoise, qui sera incorporé à la prochaine version de la base de données ecoinvent, augmentera grandement la représentativité des données d'arrière-plan utilisées lors de futures recherches.

6.3.2 Impacts des émissions de métaux

Comme il a en été abondamment discuté au Chapitre 4 (article 2), puis au Chapitre 6 (section 6.3.1), les métaux ont été exclus des flux de référence, parce que leurs impacts ont été reconnus comme étant surestimés (entre un et quatre ordres de grandeur) pour l'indicateur Qualité des écosystèmes, parce que leurs impacts relativement à la Santé humaine et la Qualité des écosystèmes sont grandement incertains (entre un et trois et demi ordres de grandeur) et parce qu'il n'existe pas de risques élevés sur la Santé humaine entourant les émissions de métaux sur les terres agricoles lorsque les exigences sanitaires relatives à l'épandage des fertilisants sont respectées. De plus, cette exclusion a permis de faire ressortir les autres processus contribuant aux scores d'impacts pour la Santé humaine et d'éviter que les scores d'impacts des systèmes pour cette catégorie d'impacts ne soient pas discriminants. Cependant, ce choix d'exclure les impacts des métaux mènerait vraisemblablement à une sous-estimation des impacts sur la Santé humaine et la Qualité des écosystèmes, bien qu'il ne soit pas possible de connaître le degré de cette sous-estimation, ainsi que sa part du score total. Ainsi, dans l'attente d'une méthode d'évaluation qui caractérise avec plus de robustesse les impacts des métaux, il est possible que des méthodes d'évaluation complémentaires, comme l'analyse de risque sur la santé, soient utilisées afin de compenser la perte d'information concernant les impacts des métaux étant donné leur exclusion de l'inventaire d'avant-plan.

Par ailleurs, l'exclusion des métaux contenus dans les flux de référence n'a pas permis de faire en sorte que les scores obtenus par les systèmes à la catégorie Qualité des écosystèmes soient discriminants, puisqu'une part significative des impacts résiduels provient des métaux émis par les processus d'arrière-plan (p. ex. transport par camion, épandage et ligne de distribution d'électricité). Ainsi, les systèmes n'ont pas pu être comparés relativement à une des quatre catégories d'impacts. Lors de futurs travaux de recherche, il pourrait être envisagé de ne pas considérer les impacts des émissions de métaux des processus d'arrière-plan afin que les scores obtenus à l'indicateur Qualité des écosystèmes puissent être discriminants. Toutefois, cette décision accroîtrait davantage la sous-estimation des impacts relativement à

la Qualité des écosystèmes, bien qu'il a été démontré que ces impacts soient fortement surestimés (Gandhi et al., 2011). De plus, contrairement aux émissions de métaux sur les terres agricoles qui ont fait l'objet d'une évaluation préliminaire concluant que le risque qu'elles posent sur la Santé humaine est faible, les émissions des processus d'arrière-plan, qui sont réparties sur une diversité de milieux terrestres (route, terre agricole, prairie, forêt, etc.) dont les propriétés physiques, chimiques et biologiques ne sont pas connues, ne peuvent faire l'objet d'une telle évaluation permettant de s'assurer que le risque sur les écosystèmes est bel et bien faible. Une analyse de sensibilité entourant ce choix d'exclure ou non les impacts des émissions de métaux provenant des processus d'arrière-plan permettrait de mettre en lumière l'influence de ce choix sur les résultats.

6.3.3 Indicateurs complémentaires

La présente thèse visait à évaluer la performance des systèmes d'assainissement séparatif et conventionnel selon les deux critères : l'environnement et le coût. Toutefois, pour que SÉP-EN-0 et les voies de développement proposées puissent être reconnus comme des alternatives viables au système d'assainissement conventionnel, ceux-ci devront également démontrer leur performance en ce qui a trait à d'autres critères, tels que l'acceptabilité sociale, la robustesse, la capacité d'adaptation, la qualité des terres agricoles et l'intégration urbaine.

L'acceptabilité sociale de SÉP-EN-0 et ses voies de développement apparaît comme un critère d'évaluation clé, car celle-ci conditionne le fonctionnement des systèmes et, donc, influe directement sur sa performance environnementale et économique. Intimement liée au contexte social, culturel, économique dans lequel est implanté le système, l'acceptabilité sociale pourrait être évaluée sur la base de plusieurs aspects, tels que l'acceptabilité des ménages envers la toilette à vacuum (tolérance au bruit lors de la chasse, nombre de chasse réellement effectuée par jour, entretien, usage approprié, etc.) et l'acceptabilité des agriculteurs et de la communauté environnante envers l'épandage de digestat ou de différents

produits fertilisants organiques (perception, odeur, risques, etc.). En ce qui concerne l'acceptabilité relative à l'épandage, il est probable que les scénarios de développement visant un recyclage amélioré du digestat, tels que la nitrification/anammox et l'osmose inverse, obtiennent un niveau d'acceptabilité plus élevé que SÉP-EN-0 qui inclut l'épandage du digestat tel quel, car le digestat épandu tel quel produit davantage d'odeur (ammoniac) que les autres produits fertilisants (p. ex. struvite). Bien que quelques études ont évalué certains aspects sociaux relatifs au système séparatif des eaux noires (Hegger, 2007; Oldenburg, Albold et Otterpohl, 2008), aucune n'a porté sur le contexte québécois ni le contexte nord-américain.

Parmi plusieurs indicateurs visant à évaluer la performance technique des systèmes d'assainissement, la robustesse et la capacité d'adaptation au nouveau besoin seraient sans doute des aspects clés à considérer. Alors qu'il est reconnu que le traitement des eaux usées par boues activées pour CONV est un procédé généralement robuste, cela n'a pas été démontré par le procédé de digestion anaérobie dédiée au traitement des eaux noires (SÉP-EN). Cette démonstration reste à faire, puisque peu de systèmes séparatifs des eaux noires ont été installés à travers le monde, que leur fonctionnement est relativement récent (moins de 15 ans) et que ces systèmes n'ont pas été dimensionnés pour desservir une ville de grande taille (p. ex. 50 000 habitants). De plus, le procédé de digestion anaérobie est réputé pour être relativement sensible aux conditions extrêmes, comme un faible pH ou une forte concentration en ammoniac (Johnson, Hoepfl et Houser, 2011; Wendland, 2008). Ainsi, SÉP-EN devra démontrer qu'il peut résister à des changements extrêmes reliés à la composition des intrants, par exemple si des produits non désirés étaient mis dans la toilette (p. ex. pile, huile à moteur, etc.). Par ailleurs, comme il a été discuté auparavant relativement à d'éventuelles exigences de rejets plus strictes, notamment en ce qui concerne les micropolluants, SÉP-EN-0, avec sa séparation des eaux noires à la source, semble détenir une capacité d'adaptation plus élevée que le système conventionnel. Toutefois, si un procédé additionnel (p. ex. ozoneur) devait être ajouté pour le traitement des eaux grises et que les performances environnementale et économique de ce procédé étaient principalement reliés au volume d'eaux à traiter, SÉP-EN-0 ne bénéficierait pas d'un réel avantage par rapport à

CONV, car le volume des eaux grises est similaire au volume d'eaux usées. Une étude sur les tendances à moyen et long terme relative au traitement des eaux usées municipales permettrait de mieux cerner l'avantage que pourrait représenter le système d'assainissement séparatif des eaux noires advenant une modification réglementaire.

Pour réaliser la modélisation des impacts au niveau dommage, la méthode IMPACT 2002+ évalue les impacts des flux élémentaires relativement à 15 catégories d'impacts au niveau intermédiaire. Parmi ces catégories d'impacts intermédiaires, l'utilisation des terres est celle qui représente l'impact potentiel sur les écosystèmes liés à un changement d'état d'une superficie de terres (Jolliet et al., 2003). Toutefois, cette catégorie ne prend pas en compte les impacts des activités agricoles sur la qualité des terres, comme la compaction des terres. Ainsi, la présente thèse n'a pas considéré cet impact lié à l'épandage des produits fertilisants (digestat, boues, concentrat, struvite, etc.). Toutefois, un des effets de la compaction, c'est-à-dire la baisse du rendement des cultures, aurait pu être pris en compte dans l'unité fonctionnelle, comme l'ont réalisé Tidåker, Mattsson et Jonsson (2007) en fixant une quantité de culture à produire par chaque système d'assainissement comparé. Si cet aspect avait été considéré, SÉP-EN aurait vu sa performance diminuée par rapport à CONV, car le surpoids de digestat par rapport aux boues lors de l'épandage entraîne une baisse de rendement de 14 % selon les travaux de Tidåker, Mattsson et Jonsson (2007). Cependant, si l'effet bénéfique lié au contenu en matière organique des fertilisants organiques avait également été déterminé, cette baisse de rendement aurait été moins importante, car le contenu en matière organique est plus élevé pour le digestat que pour les boues. En effet, bien que le contenu en matière organique de ces fertilisants organiques soit connu, son effet bénéfique sur la structure du sol, favorisant indirectement le rendement des cultures, est quant à lui difficile à quantifier (Remy, 2010; Tidåker, 2007). Ainsi, s'il s'avérait que la compaction des terres représente un impact significatif, puisque cela n'a pas été clairement démontré dans l'étude de Tidåker, Mattsson et Jonsson (2007), la réalisation de futurs travaux de recherche visant à comprendre davantage cette voie d'impact serait fort pertinente.

6.3.4 Portée et applicabilité des résultats

Les performances environnementale et économique des différents systèmes d'assainissement sont directement liées au contexte dans lequel ils sont implantés, à savoir une nouvelle ville de 50 000 habitants située au Québec. Ainsi, les résultats obtenus reflètent uniquement des systèmes d'assainissement implantés dans une nouvelle ville, et non une ville existante. Comme l'a démontré (Meinzinger, 2010), l'implantation de système séparatif est plus abordable économiquement au sein d'une nouvelle ville que dans une ville existante. La taille de la nouvelle ville, fixée à 50 000 habitants dans la présente thèse, limite également l'applicabilité des résultats à des villes de taille semblable, car il a été démontré que la décentralisation entraînait des pertes d'économie d'échelle importante (article 1). Toutefois, un tel phénomène pourrait également être observé pour le système conventionnel. Quant au contexte québécois, caractérisé par un climat où la température annuelle moyenne (7 °C) et des prix liés aux ressources (eau, électricité, chaleur, carburant, etc.) relativement faibles par rapport à plusieurs autres régions du monde, celui-ci a influencé la performance des systèmes et a conditionné le choix et la performance énergétique des équipements de traitement. La configuration technologique SÉP-EN-0 a été adaptée au contexte énergétique québécois en optant pour une valorisation du biogaz par combustion dans une chaudière au lieu de réaliser une cogénération comme c'est le cas dans le SÉP-EN implanté à Lübeck-Flintenbreite en Allemagne. De son côté, CONV représente un système communément implanté à travers le monde où des exigences de rejet élevées sont prescrites. Telle que présentée dans l'analyse de sensibilité de l'article 2, la performance environnementale des systèmes est influencée par le mélange énergétique pour la production électrique qui, au Québec, est principalement composé d'hydro-électricité, ainsi que par la distance de transport du digestat vers les terres agricoles. Par ailleurs, le contexte québécois dans lequel sont implantés les systèmes d'assainissement se caractérise par un contexte socio-économique typique des pays industrialisés et plus spécialement des pays nord-américains influençant ainsi la quantité et la composition des flux de références (eaux usées et résidus alimentaires) et la capacité à opérer des systèmes d'assainissement mécanisés de pointe. En conclusion, bien que certains aspects soient également représentatifs du contexte général des pays industrialisés, plusieurs

éléments spécifiques au contexte québécois font en sorte que les résultats sont essentiellement applicables à ce contexte spécifique. Bien que les analyses de sensibilité aient produit des simulations de l'implantation des systèmes dans des contextes différents (articles 1 et 2), il est à souligner que celles-ci n'ont fait varier qu'un à deux paramètres par simulation et qu'une seule analyse de sensibilité à l'article 3 a intégré les dimensions environnementale et économique au sein d'une même simulation (contexte énergétique nord-américain). Par conséquent, une transposition des résultats à des contextes comportant des différences marquées avec les éléments précédemment mentionnés s'avère problématique.

6.4 Perspectives de recherche

La présente thèse a permis de déterminer que SÉP-EN-0 possède des performances environnementale et économique inférieures à celles de CONV. Toutefois, il a également été montré que SÉP-EN-0 pouvait, au moyen d'une amélioration de certains processus clés ou un changement de mode de gestion du digestat, atteindre des performances comparables à celles de CONV en ce qui a trait des indicateurs (p. ex. Changements climatiques, Ressources et Coût. Sur la base de ces acquis, deux voies de recherche apparaissent pertinentes comme prochaines étapes de recherche : 1) approfondir l'analyse des facteurs déterminant la performance de SÉP-EN et explorer de nouvelles configurations technologiques prometteuses et 2) réaliser une évaluation intégrée des performances environnementale et économique des scénarios de développement de SÉP-EN.

6.4.1 Analyse approfondie et synthèse des facteurs déterminant la performance de SÉP-EN et recherche de nouvelles configurations

Il a été clairement démontré dans cette thèse que le mélange énergétique de production électrique et le prix des ressources sont des facteurs contextuels qui peuvent influencer sur les performances relatives de SÉP-EN vis-à-vis celles de CONV. De plus, il a été démontré que SÉP-EN parvient à obtenir des scores d'impacts environnementaux significativement

inférieurs à ceux de CONV au moyen d'une combinaison ciblée de niveaux d'efficacité de certains facteurs techniques clés. Cependant, peu d'analyses de sensibilité ont montré l'effet combiné de variations légères et prononcées entre les facteurs contextuels et techniques. Ainsi, des analyses de sensibilité combinant des facteurs contextuels et techniques pourraient être accomplies afin de présenter les plages de valeur où SÉP-EN-0 obtient des performances supérieures à tous les indicateurs. Ainsi, ces analyses seraient menées dans l'esprit de celle réalisée à l'article 1, qui a montré qu'une augmentation du prix des ressources réduit la performance économique relative de SÉP-EN-0 par rapport à CONV, mais augmente celle de SÉP-EN qui inclut un système à vacuum fonctionnant avec 0,25 litre d'eau par chasse.

De plus, de telles analyses de sensibilité pourraient mener à l'amélioration du diagramme des liens de causalité présenté à la Figure 6.1, notamment par l'ajout de facteurs contextuels agissant sur la performance de CONV. De plus, ce diagramme des liens de causalité illustrant la performance relative des deux systèmes pourrait servir de base à la réalisation d'un modèle-synthèse numérique simulant la performance environnementale et économique de SÉP-EN par rapport à CONV. Agissant comme tableau de bord quant à l'avancement du niveau de développement de SÉP-EN, ce modèle-synthèse servirait d'outil d'évaluation simplifiée pour guider le concepteur et les décideurs impliqués en assainissement et en aménagement urbain.

En parallèle, il serait pertinent de mener une recherche visant à explorer le potentiel de nouvelles variantes technologiques pour améliorer ou consolider les voies de développement de SÉP-EN-0 proposées. Parmi plusieurs avenues d'intérêt, celles entourant des procédés alternatifs de digesteur anaérobie et la réutilisation des eaux grises traitées, ont été identifiées. Le digesteur anaérobie utilisé dans la présente thèse est de type complètement mélangé fonctionnant en mode mésophile (35 °C), soit un mode de fonctionnement couramment utilisé (Rapport et al., 2008). Toutefois, des études montrent les avantages énergétiques de la digestion anaérobie à lit de boues à flux ascendant (UASB) (Zeeman et al., 2008), de la digestion psychrophile (Massé Di, 2010) ou encore d'une combinaison de ces deux caractéristiques (Chong et al., 2012). Ainsi, si l'énergie thermique nécessaire au procédé

de digestion anaérobie était réduite, SÉP-EN-0 serait avantage par rapport à CONV, car la masse d'effluent à traiter, et donc à chauffer, est six fois plus grande pour SÉP-EN-0 que pour CONV. Les eaux grises ont été considérées comme évacuées dans une rivière dans le cadre de la présente étude. Cependant, les eaux grises pourraient également être réutilisées pour des usages restreints (p. ex. l'irrigation en aménagement paysager avec accès contrôlé) ou non restreints (p. ex. eau de chasse, lessive, etc.) si elles subissaient une étape de traitement additionnelle après le marais épurateur (Li, Wichmann et Otterpohl, 2009). Une telle réutilisation permettrait d'abaisser la consommation d'eau potable et aurait le potentiel de réaliser des gains économiques et environnementaux. Toutefois, les bénéfices environnementaux escomptés sont largement influencés par certaines caractéristiques du contexte local, tel le niveau des réserves d'eau pour produire l'eau potable, la complexité du traitement pour produire l'eau potable et le volume annuel d'eaux grises réutilisé (Remy, 2010). Pour la caractérisation des impacts liés à la non-disponibilité de l'eau en termes de quantité d'eau prélevée et de qualité de l'eau prélevée et rejetée, la méthode IMPACT WORLD+ pourrait s'avérer pertinente, puisqu'elle intègre un modèle permettant d'évaluer ces impacts liés à l'eau à l'aide de facteurs de caractérisation régionalisés (Boulay et al., 2011; Bulle et al., 2012). Cependant, il est à souligner que la recherche de nouvelles variantes technologiques ou encore de voies de développement unitaires doit également être réalisée en considérant d'éventuelles combinaisons entre elles, puisqu'il a été démontré que seul un développement intégré permettait à SÉP-EN d'obtenir une performance environnementale plus élevée que celle de CONV (Changements climatiques, Ressources et Santé humaine), tout en ayant un coût comparable.

En lien avec le développement du modèle-synthèse tel que décrit précédemment, la recherche de multiscénarios profitant d'une synergie encore plus forte entre différents scénarios de développement est également une piste de recherche prometteuse. Ainsi, certains multiscénarios pourraient voir leur performance s'accroître si de nouvelles combinaisons étaient proposées, notamment en combinant les scénarios fondés sur une voie de recyclage

améliorée. À titre d'exemple, le multiscénario incluant un traitement du digestat par osmose inverse (SÉP-EN-OI) pourrait, dans l'objectif d'abaisser davantage les émissions d'ammoniac, être combiné à l'épandage par injection ou encore au système d'irrigation souterraine de saules à croissance rapide. Si les nouveaux multiscénarios créés ne permettent pas d'obtenir de meilleures performances à l'ensemble des indicateurs, des analyses supplémentaires visant à déterminer si les avancées sont plus importantes que les reculs pourraient être réalisées, comme en réalisant une évaluation intégrée des performances environnementale et économique.

6.4.2 Évaluation intégrée des performances environnementale et économique

Située en amont de l'analyse des résultats, une évaluation intégrée des performances environnementale et économique des systèmes consisterait à synthétiser les différents résultats obtenus afin de faciliter la prise de décision concernant le ou les scénarios de développement de SÉP-EN-0 à développer en priorité. Parmi plusieurs concepts ou méthodes permettant de réaliser une évaluation intégrée de ces deux critères, l'éco-efficacité est un concept communément utilisé (Koskela et Vehmas, 2012). Bien que ce concept soit utilisé de diverses façons selon les besoins et le secteur industriel, une définition reconnue de l'éco-efficacité est celle donnée dans la norme ISO 14045 (2006) qui la définit comme un aspect de la durabilité d'un système de produit intégrant ses performances environnementales et d'un attribut de sa valeur (fonctionnel, esthétique, monétaire, etc.).

Afin d'illustrer l'application de ce concept, une évaluation préliminaire de l'éco-efficacité des différents systèmes d'assainissement est réalisée. Ainsi, de futurs travaux de recherche pourraient être consacrés à bonifier cette évaluation, notamment en termes d'analyses d'incertitude et d'analyse de sensibilité concernant les principaux paramètres ayant une influence sur les performances environnementale et économique. De plus, une analyse de sensibilité pourrait porter spécifiquement sur les facteurs de pondération des différentes catégories d'impacts de dommage, ainsi que ceux établissant l'importance entre les performances environnementale et économique, ce qui permettrait de mettre en lumière

l'influence du choix de valeurs du décideur sur la performance globale des systèmes évalués. Finalement, une nouvelle approche d'évaluation comparative fondée sur l'optimisation du score d'éco-efficacité est présentée.

6.4.2.1 Évaluation préliminaire de l'éco-efficacité de SÉP-EN-0 et des scénarios de développement

À partir des résultats obtenus par SÉP-EN-0 et ses scénarios de développement présentés à l'article 3, une évaluation préliminaire de l'éco-efficacité est réalisée. Ici, l'éco-efficacité représente la relation entre la performance environnementale et la performance économique des différents systèmes évalués. Le champ d'étude utilisé est celui de l'article 3 qui considère notamment la production des sous-produits (nutriment et eau chaude) comme un crédit aux scores d'impacts et au coût.

La performance environnementale est représentée par un score d'impacts unique (SIU) (Jolliet et al., 2010). Le SIU est obtenu par l'addition des scores de dommage normalisés et pondérés. La normalisation est accomplie en multipliant chaque score d'impacts de dommage par un facteur de normalisation canadien, c'est-à-dire le score d'impacts associé à chaque habitant canadien, en termes de ressources et d'émissions, pendant une année (Tableau 6.1). La pondération repose sur l'hypothèse d'équivalence des catégories d'impacts, ce qui signifie que ces dernières ont toutes la même importance. La performance économique est représentée par le coût annuel équivalent spécifique (CAES) (Derome, 1997). Le SIU et le CAES associés aux systèmes évalués sont exprimés proportionnellement au SIU et au CAES obtenus par CONV (fixés à 1,0). En posant l'hypothèse que le score d'impacts unique et le coût détiennent la même importance, le score impacts-coût (SIC) est obtenu en multipliant le SIU et le CAES. Ainsi, plus le SIC est faible, plus l'éco-efficacité est importante.

Tableau 6.1 Facteurs de normalisation relatifs aux catégories d'impacts de dommage de la méthode IMPACT 2002+
Adapté de Lautier et al. (2010)

Catégorie de dommage	Facteur de normalisation	Unité
Changements climatiques	20 600	kg CO ₂ -éq/pers/an
Ressources	438 000	MJ primaire/pers/an
Santé humaine	0,114	DALY/pers/an
Qualité des écosystèmes	60 000	PDF · m ² · an/pers/an

Pour faciliter la comparaison de l'éco-efficacité obtenue par chaque scénario de développement unitaire ou combiné (multiscénario), ceux-ci sont positionnés au sein d'un graphe avec en abscisse le CAES et en ordonnées le SIU (Figure 6.2). Ce graphe comprend quatre grandes zones (quadrants) qualifiant le niveau d'éco-efficacité obtenu. Le quadrant « éco-efficacité plus faible » (en haut à droite) qui rassemble les scénarios qui obtiennent un SIU et un CAES plus élevés que ceux de CONV, le quadrant « éco-efficacité – avantage environnement » (en bas à droite) qui englobe les scénarios ayant un SIU inférieur et un CAES supérieur à ceux de CONV, le quadrant « éco-efficacité – avantage coût » (en haut à gauche) qui inclut les scénarios présentant un SIU plus élevé et un CAES plus faible que ceux de CONV (aucun scénario n'y figure) et le quadrant « éco-efficacité plus élevé » (en bas à gauche) qui regroupe les scénarios affichant à la fois un SIU et un CAES plus faibles que ceux de CONV.

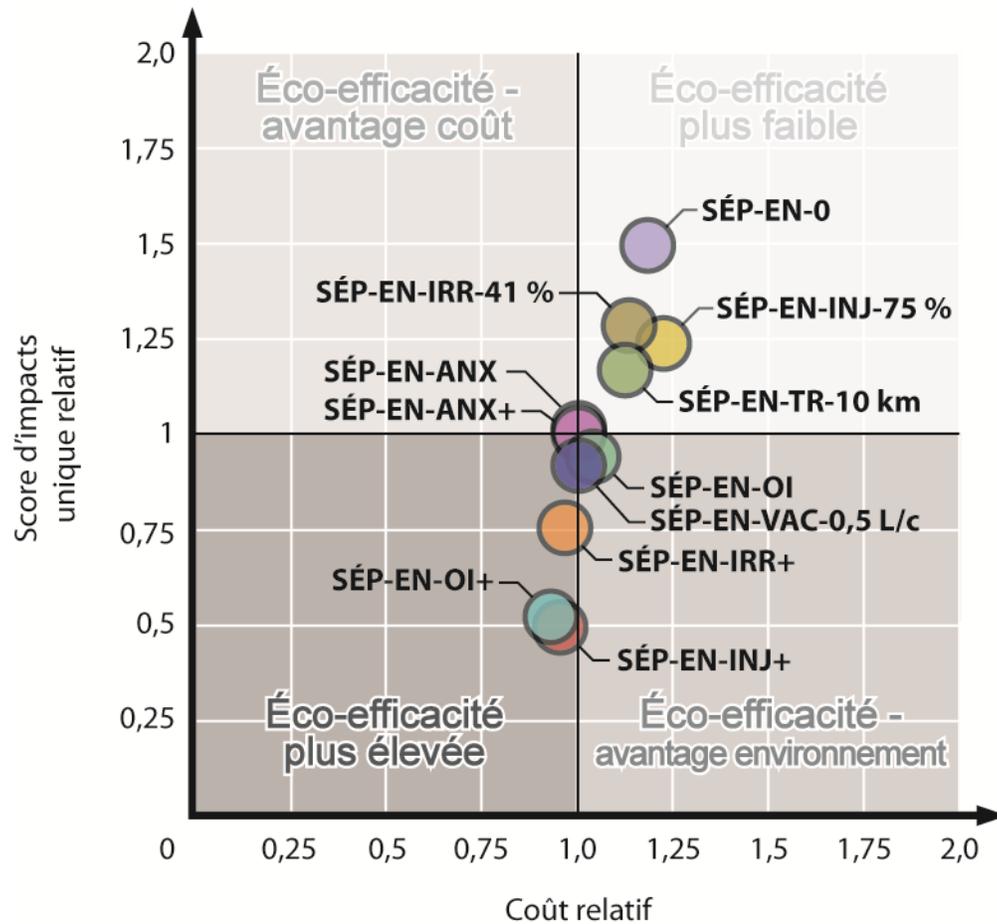


Figure 6.2 Niveaux d'éco-efficacité - scores d'impacts uniques et coûts des scénarios de développement de SÉP-EN-0 par rapport à ceux de CONV (1,0)

Parmi les onze scénarios comparés, quatre scénarios se retrouvent dans le quadrant « éco-efficacité plus faible » (c.-à-d. SÉP-EN-0, SÉP-EN-INJ-75 %, SÉP-EN-IRR-41 % et SÉP-EN-TR-10 km), deux scénarios sont quasi identiques à CONV (+/- 1 % du SIU et du CAES) (c.-à-d. SÉP-EN-ANX et SÉP-EN-ANX+), un scénario se retrouve dans le quadrant « éco-efficacité – avantage environnement » (c.-à-d. SÉP-EN-OI), un scénario obtient un CAES identique et un SIU moindre (c.-à-d. SÉP-EN-VAC-0,5 L/c) et trois scénarios se situent dans le quadrant « éco-efficacité plus élevée » (c.-à-d. SÉP-EN-IRR+, SÉP-EN-OI+ et SÉP-EN-INJ+). Au final, quatre scénarios offrent une éco-efficacité supérieure à CONV. En ce qui

concerne spécifiquement les scénarios unitaires (une seule voie de développement), SÉP-EN-VAC-0,5 L/c ressort comme le scénario de développement ayant l'éco-efficacité la plus élevée, avec un SIC de 0,92, suivi de SÉP-EN-OI avec un SIC de 0,99. Ainsi, SÉP-EN-VAC-0,5 L/c apparaît comme le scénario de développement unitaire à privilégier puisqu'il procure des gains directs en comparaison de CONV et permet, une fois combiné avec SÉP-EN-TR-10 km et SÉP-EN-OI ou SÉP-EN-INJ, d'augmenter son éco-efficacité d'un facteur 2 par rapport à celui de CONV. Toutefois, ces résultats préliminaires doivent être interprétés avec précaution, puisqu'ils n'ont pas fait l'objet d'une analyse d'incertitude ni de sensibilité.

6.4.2.2 Optimisation de l'éco-efficacité

Comme il a été abordé à la section 6.2.1 portant sur l'influence de l'objectif, la présente thèse a comparé les systèmes d'assainissement sur la base que ces derniers respectent les exigences minimales de rejet. Toutefois, une approche alternative utilisant l'évaluation de l'éco-efficacité pourrait être utilisée : la comparaison des scores impacts-coût (SIC) optimisés. À l'inverse des deux précédentes approches fondées sur une limite au niveau des rejets, cette nouvelle approche consisterait à comparer les systèmes sur la base de leur SIC optimisé, c'est-à-dire le score minimal (plus ce score est faible, plus le produit du score d'impacts unique et du coût est faible) obtenu en fonction d'une variable technologique. À titre d'exemple, SÉP-EN pourrait voir son SIC être optimisé en fonction d'une concentration d'un polluant spécifique (p. ex. DBO₅) dans les eaux grises traitées par le marais épurateur (Figure 6.3). Une opération similaire pourrait être accomplie pour déterminer le SIC optimisé de CONV à partir de la station d'épuration. Cette recherche de la concentration d'un polluant spécifique offrant le SIC minimal est fondée sur la perspective qu'un SIC plus élevé (performance plus faible) pourrait être identifié si aucun traitement n'a lieu (concentration de DBO₅ de 200 mg/L en sortie) ou encore si le traitement est complet (concentration de DBO₅ de 0 mg/L en sortie). Une telle approche d'évaluation comparative pourrait modifier les performances des systèmes et, par conséquent, les conclusions quant au système le plus performant.

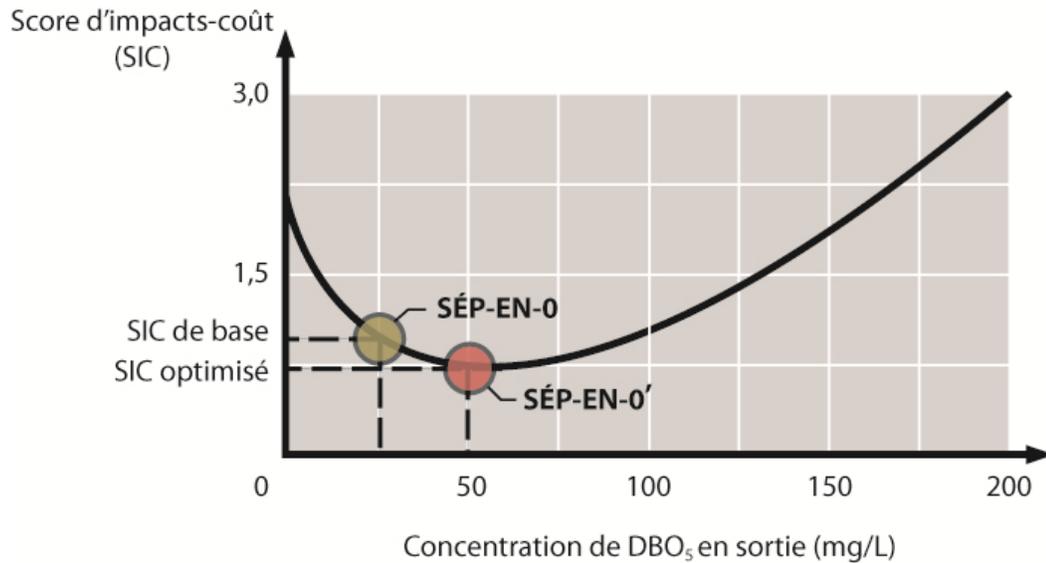


Figure 6.3 Exemple de score impacts-coût (SIC) optimisé à partir d'une concentration de DBO₅ (mg/L) dans les eaux grises traitées par SÉP-EN

6.4.3 Pertinence de l'approche méthodologique et application à d'autres domaines

L'approche méthodologique utilisée dans cette thèse repose essentiellement sur une combinaison des méthodes d'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) et de l'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV). Ainsi, les systèmes d'assainissement ont été comparés sur la base de bilans environnemental et économique exhaustifs couvrant l'ensemble des étapes du cycle de vie des systèmes, à l'exception de la fin de vie entourant les équipements et les infrastructures. De plus, comme l'inventaire des extractions (ressources), des émissions et des coûts d'investissement et d'opération ont été attribués à l'échelle de chaque processus unitaire (équipement de traitement, infrastructure ou transport), un score d'impacts pour chaque catégorie de dommage ainsi qu'un coût ont été attribués aux différents processus répartis en quatre composantes des systèmes d'assainissement : collecte, traitement, recyclage et processus crédités. Cette répartition des scores d'impacts et de coût à l'échelle du processus a permis de démontrer que SÉP-EN-0, par rapport à CONV, représentait un

déplacement des impacts potentiels des étapes de collecte et de traitement et, dans une certaine mesure, des processus crédités, vers l'étape de recyclage. Un transfert similaire a également eu lieu au niveau du coût, puisque SÉP-EN présente un coût moindre pour le traitement et pour les processus crédités, mais un coût supérieur pour la collecte et le recyclage. Ainsi, sur la base des principaux processus contributeurs à chaque indicateur pour SÉP-EN-0, des voies de développement ont été proposées. De plus, il a été démontré que ces voies de développement représentaient, à l'exception d'un cas, des gains environnemental et économique par rapport à SÉP-EN-0, bien que certains transferts d'impacts aient été observés entre les différentes étapes du système. Par ailleurs, cette approche méthodologique a également servi à identifier les voies de développement qui pourraient faire l'objet d'une analyse coût-bénéfices, c'est-à-dire une analyse qui détermine si le coût supplémentaire à assumer pour l'obtention de gains environnementaux est justifié. À titre d'exemple, il serait utile d'évaluer si le score d'impacts inférieur obtenu par SÉP-EN-OI par rapport à SÉP-EN-VAC-0,5 L/c pour l'indicateur Santé humaine justifie son coût supérieur de 5 % et des scores d'impacts supérieurs pour les indicateurs Changements climatiques et Ressources.

Cette approche méthodologique combinant les méthodes de l'AECV et l'ACCV et détaillant les scores d'impacts et le coût au niveau des processus pourrait profiter à tout produit et service pour lequel un effort est consenti à améliorer sa performance environnementale et économique. Cependant, une telle approche nécessitant temps et ressources mériterait davantage d'être appliquée à des produits ou services réputés pour leur charge environnementale sur le cycle de vie élevée, tels que les infrastructures publiques et les bâtiments. Dans le cas d'un bâtiment commercial ou industriel, cette approche pourrait être intégrée à des outils de modélisation 3D qui produisent la liste des matériaux du bâtiment (p. ex. *BIM - Building information modeling*), ainsi qu'une simulation de sa consommation énergétique, afin de fournir ces informations à un logiciel d'AECV (p. ex. SimaPro) afin de déterminer les performances environnementale et économique du bâtiment réparties par composante, et ce, tout au long du processus de conception. Dans le cas de maisons résidentielles préfabriquées en usine, celles-ci pourraient faire l'objet d'AECV et d'ACCV, dont les scores d'impacts et le coût seraient détaillés par composante du bâtiment (p. ex.

enveloppe, structure, plancher, etc.) et selon plusieurs types (p. ex. différentes compositions d'enveloppe). Les scores d'impacts et le coût obtenus par type de composantes agiraient comme support informationnel guidant le consommateur dans ses décisions concernant les composantes à sélectionner avant de procéder à l'assemblage final de la maison.

6.5 Retombées pour les parties prenantes impliquées en assainissement

En plus de contribuer à l'avancement des connaissances relativement au système séparatif des eaux noires, la présente recherche aura potentiellement des retombées directes pour les parties prenantes impliquées en assainissement, telles que le concepteur, l'entreprise de services, l'urbaniste, le gestionnaire de systèmes et le décideur.

Pour le concepteur et l'entreprise de services impliqués dans le développement de SÉP-EN, la présente recherche a mis en lumière plusieurs éléments d'intérêt. Premièrement, des cibles ont été déterminées pour le développement des processus clés de SÉP-EN, tels que ceux entourant le volume d'eau de chasse du système à vacuum, la distance de transport du digestat vers les terres agricoles et les émissions d'ammoniac engendrées par l'épandage du digestat (article 3). Ainsi, la thèse a établi la relation entre le rendement de ces processus clés et les performances environnementale et économique, ce qui contribue à établir des priorités d'action. Par ailleurs, il apparaît clair que le développement de SÉP-EN doit s'orienter vers l'intégration de plusieurs scénarios afin de profiter d'une synergie permettant à SÉP-EN d'obtenir une performance environnementale qui dépasse celle de CONV. De plus, la réduction du volume d'eau de chasse du système à vacuum apparaît incontournable, puisqu'elle permet une réduction significative aux indicateurs Changements climatiques, Ressources et Coût et entre en synergie avec l'ensemble des autres voies de développement, à l'exception de SÉP-EN-ANX.

Pour l'urbaniste et les autres intervenants en matière de planification urbaine, cette thèse a démontré qu'une plus grande densification, dont les terres libérées seraient consacrées à des terres agricoles, représente un avantage pour SÉP-EN en termes de réduction du transport des produits fertilisants sur les terres agricoles (article 3). Toutefois, cet avantage est grandement réduit si des voies de développement de SÉP-EN-0 visant la réduction de la masse de digestat sont préconisées. Par conséquent, si SÉP-EN est retenu comme système d'assainissement, il apparaît pertinent que les considérations traditionnelles du développement urbain telles que le zonage, la densification, les voies de transport, les parcs, etc., puissent désormais être élargies au système d'assainissement. Ainsi, la surface nécessaire au marais épurateur doit être prise en compte et peut entrer en compétition avec la surface dédiée aux terres agricoles. Une autre considération de taille est la qualité du digestat ou autres produits fertilisants épandus, puisque l'intégration de l'agriculture en zone urbaine est généralement dédiée au maraîchage, dont les aliments produits pour l'alimentation humaine requièrent que les fertilisants épandues respectent les exigences sanitaires élevées en termes de microorganismes pathogènes et de polluants chimiques (p. ex. métaux). Par ailleurs, l'intégration des terres agricoles dans la ville pourrait également offrir d'autres bénéfices, tels que la réduction de la distance de transport que doivent parcourir les produits alimentaires pour être consommés.

Pour le décideur et le gestionnaire du système d'assainissement actuel, les résultats environnementaux et économiques obtenus par CONV peuvent être utilisés pour déterminer les priorités d'action en cas d'expansion ou de renouvellement des infrastructures et équipements de traitement, tout comme pour constituer une base de réflexion si le système actuel est remis en question. En général, l'ordre décroissant des composantes (étapes) de CONV comportant le potentiel de réduction des impacts potentiels et de coût le plus élevé, étant donné leur contribution relative, est le suivant : collecte, traitement et recyclage. Par ailleurs, un résultat pertinent qui n'a pas pu être inclus dans le 3^e article est la contribution significative de la production de l'eau potable (incluse dans l'étape de la collecte des eaux usées). Plus particulièrement, la production d'eau potable (pour CONV) représente plus du tiers des coûts et entre 20 et 89 % des différents scores d'impacts attribuables à l'étape de la

collecte. Ainsi, une réduction à la source de l'eau potable consommée par les ménages et donc de production d'eaux usées, dont la quantité a été fixée à 168 litres par personne et par jour, serait souhaitable afin que le coût et les charges environnementales liées à sa production et au fonctionnement de la station d'épuration soient diminués. Toutefois, une attention devra être consacrée à l'effet engendré par une telle réduction sur l'écoulement dans les conduites de collecte.

Dans l'ensemble, il apparaît nécessaire que l'ensemble des parties prenantes mentionnées précédemment, en incluant l'usager du système, le consultant environnemental et l'agriculteur, soient impliqués dans le processus de prise de décision entourant l'implantation de SÉP-EN. Une telle collaboration servirait à statuer sur d'éventuelles stratégies visant le contexte urbain, comme la densification et l'intégration des terres agricoles à la ville, et le contexte agricole, comme le type de technologie d'épandage et les conditions propices pour le réaliser (p. ex. type de sol et conditions météorologiques) en lien avec le type de fertilisants organiques produits. De plus, une négociation quant au partage de l'investissement supplémentaire associé à une technologie faisant en sorte que l'ensemble du système d'assainissement obtienne une meilleure performance environnementale sur le cycle de vie (p. ex. épandeur à injection) serait bénéfique afin que cette somme supplémentaire soit répartie sur l'ensemble de la population, bénéficiaire de la réduction d'impacts environnementaux.

CONCLUSION

La présente thèse visait à déterminer si SÉP-EN offre des performances environnementale et économique supérieures, comparables ou inférieures à celles de CONV au moyen de l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) et l'analyse du coût sur le cycle de vie (ACCV). L'unité fonctionnelle de l'étude a été définie comme suit: « réaliser la collecte et le traitement des eaux usées et des résidus alimentaires, ainsi que le recyclage des sous-produits (digestat/boues et biogaz) pour un résident pendant une année ». L'étude considérait que les systèmes étaient implantés dans une nouvelle ville de 50 000 habitants située au Québec (Canada). SÉP-EN a été définie par rapport à la configuration du système d'assainissement séparatif des eaux noires implanté à Flintenbreite (Allemagne) et CONV représente un système d'assainissement générique retrouvé dans la plupart des pays industrialisés. Les systèmes d'assainissement ont été modélisés à l'échelle du processus (infrastructure, équipement, transport) et répartis dans les quatre grandes étapes composant les systèmes : collecte, traitement, recyclage et processus crédités (ou ajoutés).

Les données d'inventaire environnemental et économique d'avant-plan proviennent de la littérature scientifique, du logiciel MATTEUS v.5.11 (IREQ, 2008) et de données provenant de fournisseurs et de firmes de génie-conseil. Ces données sont considérées comme représentatives du contexte québécois, tout en étant typiques des pays industrialisés. Ainsi, la qualité des données est jugée suffisante pour répondre aux objectifs d'une étude de type prospectif. L'inventaire environnemental d'arrière-plan a reposé sur la base de donnéesecoinvent v.2.2. L'évaluation des impacts environnementaux a été réalisée avec la méthode IMPACT 2002+ v.2.15 et les résultats sont présentés au niveau dommage (c.-à-d. Changements climatiques, Ressources, Santé humaine et Qualité des écosystèmes). L'évaluation économique a été réalisée avec un taux d'intérêt nominal de 4 % et le résultat est exprimé en coût annuel équivalent spécifique sur la base du dollar étasunien pour l'année 2010.

Principaux résultats

Les résultats économiques indiquent que SÉP-EN-0, implanté à une échelle de 50 000 personnes, implique un coût 33 % plus élevé que celui de CONV; coût qui augmente si l'implantation est décentralisée. Ce coût de SÉP-EN-0 est considéré comme significativement supérieur à celui de CONV, puisqu'il dépasse le facteur d'incertitude fixé à 20 %. Ainsi, les gains découlant d'une plus grande quantité de nutriments recyclés sur les terres agricoles et de l'économie d'eau potable pour SÉP-EN-0, n'arrivent pas à compenser le coût de la conduite supplémentaire dédiée aux eaux noires et celui attribuable à la gestion du digestat (stockage, transport et épandage) par rapport à CONV.

Les résultats environnementaux montrent que, sur la base d'une échelle d'implantation de 50 000 personnes, SÉP-EN-0 obtient des scores d'impacts significativement supérieurs à ceux de CONV pour les indicateurs Changements climatiques, Ressources, Santé humaine et Qualité des écosystèmes. Toutefois, une analyse de sensibilité a permis d'observer qu'avec un mélange énergétique nord-américain et une distance de transport pour le digestat réduite à 20 km, SÉP-EN-0 obtient des performances comparables à CONV pour les indicateurs Changements climatiques et Ressources. Une analyse de l'incertitude relative aux indicateurs environnementaux (modélisation des impacts) a révélé que seuls les scores d'impacts obtenus par les deux systèmes à l'indicateur Qualité des écosystèmes ne sont pas discriminants, à cause de la forte incertitude liée aux impacts des émissions de métaux des processus d'arrière-plan (p. ex. transport par camion et ligne de distribution électrique). En effet, seules les émissions de métaux provenant des processus d'avant-plan (p. ex. l'épandage des fertilisants organiques) ont été retirées de l'inventaire, car, contrairement aux émissions de métaux des processus d'arrière-plan qui sont répartis sur une diversité de milieu dont les propriétés ne sont pas connus, le risque sur la Santé humaine provenant des émissions de métaux des processus d'avant-plan est relativement faible et bien documenté. Bien que ce choix d'exclure les émissions de métaux des processus d'avant-plan puisse mener à une sous-estimation des impacts – et par conséquent à désavantager SÉP-EN-0 vis-à-vis CONV, car ce dernier émet davantage de métaux sur les terres agricoles –, ce choix a été retenu afin que les

scores d'impacts obtenus à la Santé humaine soient discriminants et pour faire ressortir les autres contributeurs à cette catégorie d'impacts.

En somme, avec les hypothèses de modélisation retenues, les performances environnementale et économique de SÉP-EN-0 demeurent inférieures à celles de CONV, et ce, principalement à cause de deux facteurs : 1) l'épandage du digestat qui génère des émissions gazeuses (principalement l'ammoniac), dont les impacts sur la Santé humaine sont 10 fois plus élevés que ceux générés par les émissions gazeuses des boues et 2) la quantité de digestat à gérer (transport, stockage et épandage) – qui est 19 fois plus grande que celle des boues – procure un impact significatif relativement aux indicateurs Changements climatiques et Ressources.

Afin d'explorer davantage l'influence des hypothèses retenues et de proposer des pistes de développement de SÉP-EN-0 qui permettraient d'atteindre des performances environnementale et économique supérieures à CONV, six voies de développement ont été proposées. Trois voies de développement consistaient à améliorer le rendement de ses processus clés (système à vacuum, distance de transport du digestat et épandage du digestat), alors que trois autres visaient une redéfinition de la configuration initiale en intégrant des technologies permettant la réduction de la masse de digestat à gérer avant son épandage sur les terres agricoles. À partir des voies de développement évaluées, six scénarios de développement unitaires ont été retenus pour faire l'objet d'une comparaison globale des différentes voies de développement. Le scénario de développement visant une réduction d'eau de la toilette à vacuum à 0,5 L par chasse implique des performances significativement supérieures à celles de CONV pour les indicateurs Changements climatiques et Ressources, mais une performance significativement inférieure pour l'indicateur Santé humaine, tout en obtenant un coût comparable. Le scénario misant sur le traitement du digestat avec l'osmose inverse et l'acidification obtient des performances comparables à celles de CONV pour l'ensemble des indicateurs.

Pour sa part, le scénario intégrant un traitement du digestat au moyen d'une précipitation du phosphore (struvite) et une nitrification/anammox implique des performances comparables à celles de CONV pour les indicateurs Ressources, Santé humaine et Coût, mais une performance significativement inférieure pour les Changements climatiques. Le scénario posant une distance de transport du digestat à 10 km parvient à des performances comparables à celles de CONV pour tous les indicateurs, à l'exception de l'indicateur Santé humaine, où ce scénario obtient une performance significativement inférieure. Les scénarios de l'épandage par injection réduisant de 75 % les émissions d'ammoniac et de l'irrigation de saules à croissance rapide à partir de 41 % du digestat obtiennent une performance comparable à celle de CONV pour un seul indicateur, respectivement Santé humaine et Coût, alors que leurs performances pour les autres indicateurs sont significativement plus faibles. Au final, les scénarios de développement misant sur la réduction d'eau de la toilette à vacuum à 0,5 L par chasse et le traitement du digestat par osmose inverse et acidification apparaissent comme les voies de développement détenant les meilleures performances. Toutefois, dans un contexte d'implantation où le mélange énergétique pour la production électrique est basé sur les hydrocarbures, le scénario intégrant un traitement du digestat par précipitation du phosphore (struvite) et nitrification/anammox obtient également des performances comparables à celles de CONV pour tous les indicateurs.

En ce qui concerne les combinaisons de scénarios unitaires (multiscénarios), deux d'entre eux présentent des performances environnementales significativement supérieures à celles de CONV pour trois catégories d'impacts (Changements climatiques, Ressources et Santé humaine), tout en obtenant un coût comparable. Il s'agit des multiscénarios combinant à la fois une réduction du volume d'eau de la toilette à vacuum à 0,5 L par chasse et une réduction de la distance de transport du digestat à 10 km, et l'un ou l'autre des deux scénarios suivants : l'épandage par injection réduisant de 75 % les émissions d'ammoniac ou encore l'osmose inverse et l'acidification. Ainsi, aucun multiscénario n'a obtenu un coût qui est 20 % inférieur à celui de CONV (facteur d'incertitude), le plus près de cette cible étant celui intégrant l'osmose inverse et l'acidification (- 8 %).

Travaux de recherche futurs

La présente thèse a permis de faire avancer les connaissances relatives aux performances environnementale et économique de SÉP-EN par rapport à celles de CONV. Afin de mieux comprendre les facteurs déterminant les performances de SÉP-EN, des travaux de recherche futurs pourraient être menés sur l'effet combiné de variations des principaux facteurs techniques et contextuels. De plus, l'évaluation intégrée des performances environnementale et économique de SÉP-EN sous l'angle de l'éco-efficacité pourrait déboucher sur des applications intéressantes, notamment celle de l'approche d'évaluation comparative fondée sur les scores impacts-coût optimisés. Cette approche d'évaluation permettrait de comparer les systèmes à partir d'un score minimal qui serait déterminé en fonction de leur technologie de traitement des eaux usées. Utilisée dans une optique d'écoconception, l'approche méthodologique utilisée dans cette thèse, misant sur la combinaison de l'AECV et de l'ACCV et un inventaire au niveau du processus, pourrait également être utilisée pour l'évaluation et le développement de plusieurs autres produits et services, notamment ceux qui impliquent une charge environnementale et un coût sur le cycle de vie élevé pour la société.

Perspectives d'implantation de SÉP-EN

Au cours de la thèse, il a été démontré que SÉP-EN pouvait obtenir des performances environnementale et économique supérieures, comparables ou encore inférieures à celles de CONV selon le rendement retenu pour les différents processus clés et les facteurs contextuels propres au milieu dans lequel ils sont implantés. Ainsi, selon les avancées technologiques réalisées à court et moyen terme, les performances environnementale et économique de SÉP-EN seraient en mesure de rivaliser avec celles de CONV. Toutefois, pour que SÉP-EN soit considéré comme une alternative viable à CONV, sa maturité technologique (fiabilité, robustesse, etc.) ainsi que sa performance sociale (acceptabilité des parties prenantes) devront être aussi élevées que celles de CONV. Pour ce faire, des projets de démonstration en milieu urbain à petite ou grande échelle, dont la configuration technologique peut s'inspirer des scénarios SÉP-EN-INJ+ et/ou SÉP-EN-OI+, pourraient être réalisés.

Advenant que de tels projets démonstratifs soient concluants et que les avancées techniques nécessaires aient été réalisées (p. ex. une toilette à vacuum qui consomme 0,5 L par chasse), il sera alors possible pour des villes québécoises – potentiellement intéressées par le bilan environnemental favorable de certains multiscénarios de SÉP-EN pour un coût similaire à CONV – de vouloir implanter un tel système d'assainissement séparatif dans un développement résidentiel. Toutefois, rares sont les villes visant à aménager un nouveau quartier pour 50 000 personnes – une hypothèse clé au niveau économique et probablement au niveau environnemental –, contrairement au contexte de certains pays émergents, tel que la Chine. De plus, il s'avère peu probable que ces villes québécoises souhaiteraient gérer en parallèle deux systèmes d'assainissement ayant des différences marquées, c'est-à-dire son système conventionnel existant (ancienne ville) et le système séparatif des eaux noires (nouveau quartier). Des facteurs d'ordre politique (p. ex. volonté politique de modifier la réglementation entourant l'implantation de marais épurateur en ville) et d'ordre macro-économique (p. ex. la rareté croissante des réserves de phosphore et d'énergie fossile pousse leur prix à la hausse) pourraient également influencer le choix en faveur ou contre SÉP-EN. Au final, la réalisation d'une étude portant sur l'ensemble des catalyseurs et barrières à l'implantation de SÉP-EN permettrait d'évaluer son potentiel réel d'implantation au Québec et constituerait les bases pour estimer son potentiel dans d'autres régions du monde.

ANNEXE I

SUMMARY OF THE LIFE CYCLE RESOURCES INVENTORY OF CONV AND BWS (ARTICLE 2)

Stage/process	Reference and intermediate input flows ^a		Main material and chemical production	Material, water and chemical production		Material, chemical and organic fertilizer transport		Operational electricity	
	Unit	CONV		BWS	kg/inh/yr		ton-km/inh/yr		kWh/inh/yr
	CONV	BWS		CONV	BWS	CONV	BWS	CONV	BWS
Collection									
Gravity piping and pumping	WW	GW	Plastic	4.8	3.2	2.9	1.9	10.3	4.8
			Concrete	14.1	10.2	1.4	1.0	-	-
Vacuum system and pumping	-	BW	Plastic	-	0.1	-	0.05	-	15.0
			Concrete	-	0.3	-	0.03	-	-
Extra drinking water	DW	-	-	4 745	-	-	-	1.9	-
Treatment									
Wastewater treatment plant	WW	-	Concrete	27.5	-	2.7	-	24.3	-
			Coagulant (ferric chloride)	4.0	-	2.4	-	-	-
Septic tank and constructed wetland	-	GW	Sand	-	70.4	-	7.0	-	0
			Precipitant (dolomitic lime)	-	1.2	-	0.7	-	-
Thickening	SL	-	Stainless steel	0.0007	-	0.0014	-	4.3	-
Pre-treatment and building ^b	KR	BW + KR	Stainless steel	0.0002	0.01	0.0003	0.01	0.7	6.2
			Concrete	0.002	0.08	0.0004	0.01	-	-
Anaerobic digestion	KR and SL	BW + KR	Stainless steel	0.02	0.07	0.006	0.04	1.6	6.7
			Concrete	0.23	0.97	0.02	0.1	-	-

^a WW = Wastewater; GW = Grey water; BW = Black water; DW = Drinking water; KR = Kitchen refuse; NG = Natural gas; SL = Sludge from wastewater and kitchen refuse treatment; DG = Digestate; BG = Biogas; SF = Synthetic fertilizers.

^b Building material inventory from ecoinvent was not included in this table

	Reference and intermediate input flows ^a		Main material and chemical production	Material, water and chemical production		Material, chemical and organic fertilizer transport		Operational electricity	
	Unit			kg/inh/yr		ton·km/inh/yr		kWh/inh/yr	
Stage/process	CONV	BWS		CONV	BWS	CONV	BWS	CONV	BWS
Recycling									
Dewatering	SL	-	Stainless steel	0.0009	-	0.0005	-	1.7	-
Transport	SL	DG	-	-	-	4.1	76.0	-	-
Storage	SL	DG	Concrete	2.0	51.6	0.35	5.2	-	-
Farmland spreading	SL	DG	-	-	-	c	c	-	-
Hot water production (biogas boiler)	BG	BG	Steel	0.02	0.025	0.016	0.015	1.0	0.9
Added processes									
Synthetic fertilizers	SF	-	-	6.7	-	-	-	-	-
Hot water production (natural gas boiler)	-	NG	-	-	d	-	-	-	-
Total (rounded to one decimal)				-	-	13.9	92.1	43,9	33,6

^a WW = Wastewater; GW = Grey water; BW = Black water; DW = Drinking water; KR = Kitchen refuse; NG = Natural gas; SL = Sludge from wastewater and kitchen refuse treatment;

DG = Digestate; BG = Biogas; SF = Synthetic fertilizers.

^c Ecoinvent processes are used to quantify resources and emissions involved in the agricultural spreading of organic fertilizers from BWS and CONV (ecoinvent Center, 2007)

^d 5.19 m³ of natural gas/inh/yr is required to produce the hot water needed for BWS based on data from ecoinvent (ecoinvent Center, 2007)

ANNEXE II

FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF CONVENTIONAL SANITATION SYSTEM (CONV) (ARTICLE 2)

	Unit	Quantity	Reference
Conventional system			
1. Wastewater			
WWTP (extended nutrients removal)			
Input quantity	L/inh/d	168	Thibodeau et al. (2014)
Removal rate (COD/N/P)	%	95/91/96	Remy (2010)
Output quality (COD/N _{tot} /P _{tot})	mg/L	21/5.5/0.5	Calculation (Remy, 2010)
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	60	IREQ (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	18	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	57	Calculation (IREQ, 2008)
Dewatering			
Final dry matter content	%	30	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Organic nutrient availability before emissions (N/P/ K)	kg/inh/day	0.62/0.72/0.08	Calculation (IREQ, 2008)
Bioavailability ratio (N/P/ K)	%	50/70/100	Remy (2010)
Boiler			
Hot water production	Wh/inh/day	79	Calculation (IREQ, 2008)
2. Kitchen refuse			
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	60	IREQ (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	34	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	68	Calculation (IREQ, 2008)
Dewatering			
Final dry matter content	%	30	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Organic nutrient availability before emissions (N/P/ K)	kg/inh/day	0.23/0.05/0.04	Calculation (IREQ, 2008)
Bioavailability ratio (N/P/ K)	%	50/100/100	Remy (2010)
Boiler			
Hot water production	Wh/inh/day	180	Calculation (IREQ, 2008)

ANNEXE III

FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF BLACK WATER SOURCE-SEPARATION SANITATION SYSTEM (BWS) (ARTICLE 2)

	Unit	Quantity	Reference
BWS			
1. Black water and kitchen refuse			
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	69	Wendland (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	50	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	64	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Bioavailability ratio (N/P/K)	%	90/100/100	Remy (2010)
2. Grey water			
Septic tank and constructed wetland			
Input quantity	L/inh/d		
1. BWS-0, BWS-VAC, BWS-TR, BWS-INJ and BWS-IRR ^a		150	Thibodeau et al. (2014)
2. BWS-ANX		155 ^b	Calculation
3. BWS-RO		154 ^b	Calculation
Removal rate (COD/N _{tot} /P _{tot})	%	88 ¹ /47 ² /85 ³	¹ MDDEP (2008) ² Remy (2010) ³ Constructed wetlands provider (2009)
Output quality (COD/N _{tot} /P _{tot})	mg/L		
1. BWS-0, BWS-VAC, BWS-TR, BWS-INJ and BWS-IRR		24/6.8/0.5	Calculation
2. BWS-ANX		25/7.2/0.53	Calculation
3. BWS-RO		25/7.0/0.5	Calculation

^a For the BWS-IRR (20.5%), BWS-IRR (41%) and BWS-IRR (100%) scenarios, the portion of treated grey water from the constructed wetland that is pumped to the irrigation system is respectively 100%, 41% and 41%.

^b This volume is higher than 150 L/inh/day since the constructed wetland for these two scenarios also receive the black water treatment effluent.

ANNEXE IV

CONTRIBUTION ANALYSIS OF CONV AND BWS PROCESSES (ABSOLUTE VALUES) (ARTICLE 2)

	Human health		Ecosystem quality		Climate change		Resources	
	Unit	DALY ^a	PDF·m ² ·yr ^b		kg CO ₂ eq		MJ primary	
Stage/process	CONV	SS	CONV	SS	CONV	SS	CONV	SS
Collection	14.1E-6	11.2E-6	3.5	2.9	17.9	12.6	441.5	313.2
Gravity piping and pumping	13.1E-6	9.5E-6	2.1	1.2	16.4	11.1	415.0	281.0
Vacuum system and pumping	-	1.7E-6	-	1.7	-	1.5	-	32.2
Extra drinking water	1.0E-6	-	1.4	-	1.5	-	26.5	-
Treatment	9.6E-6	5.7E-6	7.6	6.3	13.4	6.0	170.8	87.7
Wastewater treatment plant	8.5E-6	-	6.7	-	12.3	-	146.0	-
Septic tank and constructed wetland	-	3.0E-6	-	4.4	-	4.0	-	53.0
Thickening	0.4E-6	-	0.5	-	0.6	-	16.4	-
Pre-treatment and building	0.2E-6	0.7E-6	0.1	0.7	0.2	0.6	2.8	10.7
Anaerobic digestion	0.5E-6	2.0E-6	0.3	1.2	0.3	1.4	5.6	24.0
Recycling	11.4E-6	98.5E-6	3.3	25.9	5.5	34.2	35.2	351.3
Dewatering	0.2E-6	-	0.2	-	0.3	-	8.6	-
Transport	0.9E-6	16.3E-6	0.3	5.4	0.8	14.5	13.2	246.0
Storage	0.3E-6	4.3E-6	0.1	1.2	0.4	5.8	4.4	64.7
Farmlands spreading	0.6E-6	4.5E-6	0.5	5.5	0.3	2.3	5.2	37.0
Organic fertilizer emissions	7.6E-6	71.7E-6	1.9	13.5	3.0	10.9	0.0	0.0
Hot water production (biogas)	1.8E-6	1.7E-6	0.3	0.3	0.7	0.7	3.8	3.6
System expansion	23.4E-6	1.7E-6	4.4	0.4	16.0	12.5	141.0	236.0
Synthetic fertilizers	23.4E-6	-	4.4	-	16.0	-	141.0	-
Hot water production (natural gas)	-	1.7E-6	-	0.4	-	12.5	-	236.0
Total	58.5E-6	117.1E-6	18.8	35.5	52.8	65.3	788.5	988.2

^a Disability-adjusted life year

^b Potentially disappeared fraction of species over a certain area

ANNEXE V

UNCERTAINTY ANALYSIS: DISTRIBUTION TYPE AND SQUARE OF THE STANDARD DEVIATION (SD²) BY SPECIFIC DATA GROUP FOR CONV, BWS AND BOTH SYSTEMS (ARTICLE 2)

Specific data group	Distribution	SD ²
CONV		
Wastewater treatment plant – material, chemical and energy	Log-normal	1.1
Wastewater treatment plant – COD, N and P emissions	Log-normal	1.5
Sludge dewatering – material and energy	Log-normal	1.1
Anaerobic digester – biogas production	Log-normal	1.3
Extra drinking water	Log-normal	1.4
Sludge (WWTP and KR treatment) - N and P emissions factor	Log-normal	1.5
Sludge (WWTP and KR treatment) – Relative bioavailability ratio of the nutrients (N and P)	Log-normal	1.5
Synthetic fertilizers - N and P emissions factor	Log-normal	1.5
BWS		
Vacuum system - material	Log-normal	1.5
Vacuum system - energy	Log-normal	1.8
Anaerobic digester - biogas production	Log-normal	1.6
Septic tank - material	Log-normal	1.1
Constructed wetland - material and chemical	Log-normal	1.1

Constructed wetland - COD, N and P emissions	Log-normal	1.5
Digestate - N and P emissions factor	Log-normal	1.9
Digestate - Relative bioavailability ratio of the nutrients (N and P)	Log-normal	1.5
Both systems		
Gravity pipe - material	Log-normal	1.1
Pumping - energy	Log-normal	1.1
Anaerobic digestion - material	Log-normal	1,1
Anaerobic digestion - energy consumed	Log-normal	1.2
Equipment lifespan	Log-normal	1.5
Transport distance of organic fertilizers	Log-normal	2.0
Farmlands spreading - quantity	Log-normal	1.4
Hot water production	Log-normal	1.4
Transport distance of construction material	Log-normal	2.0

ANNEXE VI

UNCERTAINTY ANALYSIS RESULTS: PROBABILITY THAT BWS IMPACT SCORES ARE HIGHER THAN CONV IMPACT SCORES FOR DAMAGE INDICATORS (ARTICLE 2)

Damage category	BWS > CONV	Mean	Median	Standard deviation	Coefficient of variation	2,50%	97,50%	Std.err.of mean
Human health	100%	5.9E-05	5.8E-05	6.0E-06	10.19%	5.0E-05	7.2E-05	0,002279
Ecosystem quality	100%	16.76	16.36	2.70	16.10%	12.63	22.85	0,003600
Climate change	98.80%	10.23	9.83	5.07	49.59%	1.33	21.73	0,011088
Resources	98.95%	198.08	189.79	103.76	52.38%	23.61	432.04	0,011713

ANNEXE VII

FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF CONVENTIONAL SYSTEM (CONV) (ARTICLE 3)

	Unit	Quantity	Reference
Conventional system			
1. Wastewater			
WWTP (extended nutrients removal)			
Removal rate (COD/N/P)	%	95/91/96	Remy (2010)
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	60	IREQ (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	18	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	57	Calculation (IREQ, 2008)
Dewatering			
Final dry matter content	%	30	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Bioavailability ratio (N/P/ K)	%	50/70/100	Remy (2010)
2. Kitchen refuse			
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	60	IREQ (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	34	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	68	Calculation (IREQ, 2008)
Dewatering			
Final dry matter content	%	30	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Bioavailability ratio (N/P/ K)	%	50/100/100	Remy (2010)

ANNEXE VIII

FEATURES AND EFFICIENCY OF THE MAIN PROCESSES OF SOURCE-SEPARATION SYSTEM (BWS-0) (ARTICLE 3)

	Unit	Quantity	Reference
BWS			
1. Black water and kitchen refuse			
Anaerobic digester			
Volatile solids reduction	%	69	Wendland (2008)
Biogas production (dry content)	L/inh/day	50	Calculation (IREQ, 2008)
Methane content (biogas)	%	64	Calculation (IREQ, 2008)
Farmlands spreading			
Bioavailability ratio (N/P/K)	%	90/100/100	Remy (2010)
2. Grey water			
Septic tank and constructed			¹ MDDEP (2008)
Removal rate (COD/N/P)	%	88 ¹ /47 ² /85 ³	² Remy (2010) ³ Constructed wetlands provider (2009)

ANNEXE IX

COSTS OF THE PROCESSES OF SOURCE-SEPARATION SYSTEM (BWS-0) AND CONVENTIONAL SYSTEM (CONV) (ARTICLE 3)

	CONV	BWS-0
Stage/process	(USD/inh/y)	
Collection	137.8	160.5
Gravity pipe and pumping	88.9 ^a	75.0 ^b
Vacuum system and pumping	-	40.4
Drinking water	48.9	45.1
Treatment	71.8	34.5
WWTP/Grey water treatment unit	58.6 ^c	15.4 ^d
Thickening	3.2	-
Pre-treatment and building	1.4	3.1
Anaerobic digestion	6.0	16
Dewatering	2.6	-
Recycling	3.6	61.8
Organic fertilizers transport	1.8	32.4
Storage	1.1	19.8
Farmlands spreading	0.5	9.0
Boiler	0.2	0.6
Credited processes	-13.4	-16.6
Synthetic fertilizers	-4.6	-13.4
Hot water produced with natural gas	-8.8	-3.2
Total	199.8	240.2

^a This cost increased by 20% compared to cost used in Thibodeau et al. (2011)

^b This cost increased by 10% compared to cost used in Thibodeau et al. (2011)

^c This cost increased by 11% compared to cost used in Thibodeau et al. (2011)

^d This cost increased by 30% compared to cost used in Thibodeau et al. (2011)

ANNEXE X

DAMAGE AND MIDPOINT IMPACT SCORES OF CONV, BWS-0, AND BWS-0 DEVELOPEMENT SCENARIOS CHOSEN FOR THE COMPARISON IN SECTION 3.3 (ABSOLUTE VALUES) (ARTICLE 3)

Damage/midpoint impact category	Unit	CONV	BWS-0	BWS-VAC (0.5 L/f)	BWS-TR (10 km)	BWS-INJ (75%)	BWS-IRR (41%)	BWS-ANX	BWS-RO
Climate change	kg CO₂ eq	3.1E+1	4.3E+1	2.2E+1	3.2E+1	3.8E+1	3.6E+1	3.2E+1	2.9E+1
Climate change	kg CO ₂ eq	3.1E+1	4.3E+1	2.2E+1	3.2E+1	3.8E+1	3.6E+1	3.2E+1	2.9E+1
Resources	MJ primary	5.6E+2	7.4E+2	4.0E+2	5.6E+2	7.2E+2	7.6E+2	6.1E+2	5.6E+2
Non-renewable energy	MJ primary	5.6E+2	7.4E+2	4.0E+2	5.6E+2	7.2E+2	7.6E+2	6.1E+2	5.6E+2
Mineral extraction	MJ primary	1.3E+0	2.5E+0	1.5E+0	2.5E+0	2.5E+0	2.1E+0	1.9E+0	2.0E+0
Human health	DALY^a	3.5E-5	9.2E-5	7.7E-5	7.9E-5	3.3E-5	6.5E-5	2.8E-5	2.7E-5
Carcinogen	DALY	6.3E-6	6.1E-6	5.2E-6	5.9E-6	6.0E-6	7.7E-6	5.9E-6	5.9E-6
Non-carcinogen	DALY	2.3E-6	3.3E-6	2.2E-6	3.0E-6	3.1E-6	2.1E-6	2.0E-6	2.2E-6
Respiratory inorganics	DALY	2.6E-5	8.2E-5	6.9E-5	7.0E-5	2.4E-5	5.5E-5	2.0E-5	1.9E-5
Ionizing radiation	DALY	3.9E-7	3.3E-7	2.9E-7	3.1E-7	3.3E-7	3.1E-7	3.1E-7	3.1E-7
Ozone layer depletion	DALY	3.1E-9	2.4E-9	-6.2E-10	5.2E-10	2.3E-9	1.0E-9	7.6E-10	5.2E-10
Respiratory organics	DALY	4.3E-8	6.5E-8	4.2E-8	4.4E-8	6.4E-8	6.0E-8	3.7E-8	4.2E-8
Ecosystem quality	PDF·m²·yr^b	2.7E+1	4.3E+1	3.6E+1	3.9E+1	3.2E+1	3.2E+1	2.6E+1	2.8E+1
Aquatic ecotoxicity ^b	PDF·m ² ·yr	1.4E+1	1.3E+1	1.3E+1	1.3E+1	1.3E+1	1.3E+1	1.3E+1	1.3E+1
Terrestrial ecotoxicity ^b	PDF·m ² ·yr	8.8E+0	1.6E+1	9.1E+0	1.2E+1	1.6E+1	9.2E+0	7.8E+0	1.1E+1
Terrestrial acidification/nitrification	PDF·m ² ·yr	1.5E+0	1.0E+1	9.7E+0	9.7E+0	-2.5E-1	6.4E+0	9.8E-1	2.6E-1
Land occupation	PDF·m ² ·yr	1.1E+0	2.8E+0	2.6E+0	2.7E+0	2.8E+0	2.6E+0	2.6E+0	2.6E+0
Aquatic acidification	PDF·m ² ·yr	2.4E-3	1.2E-2	1.1E-2	1.1E-2	4.1E-4	7.5E-3	1.7E-3	1.1E-3
Aquatic eutrophication	PDF·m ² ·yr	1.4E+0	1.2E+0	1.2E+0	1.2E+0	1.2E+0	1.2E+0	1.4E+0	1.3E+0

^a Disability-adjusted life year

^b Potentially disappeared fraction of species over a certain area

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ablin, R., et P. Kinshella. 2004. « Dude, Where's My Pipe -Accelerated Corrosion Rate Threatens Phoenix Sewers ». In *Pipeline Engineering and Construction*. p. 1-8. American Society of Civil Engineers. < [http://dx.doi.org/10.1061/40745\(146\)81](http://dx.doi.org/10.1061/40745(146)81) >. Consulté le 5 novembre 2013.
- Alternative Resources Inc. 2006. *Focused verification and validation of advanced solid waste management conversion technologies*. < http://nyc.gov/html/dsny/downloads/pdf/swmp_implement/otherinit/wmtech/phase2.pdf >. Consulté le 27 mai 2011.
- American Society of Civil Engineers. 1999. *Optimization of collection system maintenance frequencies and system performance*. Prepared for the EPA Cooperative Agreement #CX 824902-01-0. < <http://www.epa.gov/npdes/pubs/optimization-finalreport.pdf> >. Consulté le 11 décembre 2013.
- Anderson, Richard F. 2010. *Trends in Local Government Expenditures on Public Water and Wastewater Services and Infrastructure: Past, Present and Future*. The US Conference of Mayors-Mayors Water Council, Washington, DC.
- Antonini, Samantha, Maria Alejandra Arias, Thomas Eichert et Joachim Clemens. 2012. « Greenhouse evaluation and environmental impact assessment of different urine-derived struvite fertilizers as phosphorus sources for plants ». *Chemosphere*, vol. 89, n° 10, p. 1202-1210.
- APNC. 2010. *Statistiques de ventes de fertilisants par les membres de l'APNC (Association professionnelle en nutrition des cultures) au Québec*.
- Augustin, Kim 2012. *Green Energy from Black Water: The HAMBURG WATER Cycle in the Settlement Jenfelder Au - A Lighthouse Project towards Sustainable Sanitation*. < <http://www.hamburgwatercycle.de/index.php/57.html?file=files/downloads/Green%20Energy%20from%20black%20water%20-%20The%20Hamburg%20Water%20Cycle.pdf> >. Consulté le 22 avril 2014.
- Augustin, Kim , Anne-Katrin Skambraks, Zhiqiang Li, Thomas Giese, Ulf Rakelmann, Franziska Meinzinger, Henning Schonlau et Christian Günner. 2013. « Towards sustainable sanitation–The HAMBURG WATER cycle in the settlement Jenfelder Au ». *Water Science & Technology: Water Supply*, In Press, Uncorrected proof, doi:10.2166/ws.2013.158.
- Bagchi, Samik, Rima Biswas et Tapas Nandy. 2012. « Autotrophic ammonia removal processes: Ecology to technology ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 13, p. 1353-1418.

- Balkema, Annelies J., Heinz A. Preisig, Ralf Otterpohl et Fred J. D. Lambert. 2002. « Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems ». *Urban Water*, vol. 4, n° 2, p. 153-161.
- Bank of Canada. 2009. « Inflation-control target ». On-line. < http://www.bankofcanada.ca/en/backgrounders/inflation_control_target.pdf >. Consulté le 27 mai 2011.
- Bare, JaneC, Patrick Hofstetter, DavidW Pennington et HeliasA Udo Haes. 2000. « Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 5, n° 6, p. 319-326.
- Benetto, Enrico, Diep Nguyen, Torben Lohmann, Bianca Schmitt et Paul Schosseler. 2009. « Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment ». *Science of The Total Environment*, vol. 407, n° 5, p. 1506-1516.
- Berndtsson, Justyna Czemieli. 2006. « Experiences from the implementation of a urine separation system: Goals, planning, reality ». *Building and Environment*, vol. 41, n° 4, p. 427-437.
- Bluteau, Claudia V., Daniel I. Masse et Roland Leduc. 2009. « Ammonia emission rates from dairy livestock buildings in Eastern Canada ». *Biosystems Engineering*, vol. 103, n° 4, p. 480-488.
- Bonton, Alexandre, Christian Bouchard, Benoit Barbeau et Stephane Jedrzejak. 2012. « Comparative life cycle assessment of water treatment plants ». *Desalination*, vol. 284, p. 42-54.
- Borsuk, Mark E., Max Maurer, Judit Lienert et Tove A. Larsen. 2008. « Charting a path for innovative toilet technology using multicriteria decision analysis ». *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 6, p. 1855-1862.
- Boulay, Anne-Marie, Cecile Bulle, Jean-Baptiste Bayart, Louise Deschenes et Manuele Margni. 2011. « Regional characterization of freshwater use in LCA: Modeling direct impacts on human health ». *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 20, p. 8948-8957.
- Bourdelaïs, Patrice. 1990. « Richard J. Evans, Death in Hamburg. Society and Politics in the Cholera Years 1830-1910 ». *Annales. Économies, Sociétés, Civilisations*. p. 703-704. In Persée <http://www.persee.fr>. < http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/ahess_0395-2649_1990_num_45_3_278862_t1_0703_0000_001 >. Consulté le 12 mars 2014.
- Brière, F. G. 2012. *Distribution et collecte des eaux* [Water collection and distribution], 3e édition. Montreal, Quebec, Canada: Presses internationales Polytechniques.

- Bulle, Cécile, Olivier Jolliet, Sebastien Humbert, Ralph Rosenbaum et Manuele Margni. 2012. « IMPACT World +: A new global regionalized life cycle impact assessment method ». In *6th SETAC World Congress 2012. Berlin. 20-24 May*.
- Burian, Steven J., Stephan J. Nix, Robert E. Pitt et S. Rocky Durrans. 2000. « Urban Wastewater Management in the United States: Past, Present, and Future ». *Journal of Urban Technology*, vol. 7, n° 3, p. 33-62.
- Carew, Richard. 2010. « Ammonia emissions from livestock industries in Canada: Feasibility of abatement strategies ». *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 8, p. 2618-2626.
- Carreira, Rita I., Arthur L. Stoecker, Francis M. Epplin, Jeffory A. Hattey et Michael A. Kizer. 2006. « Subsurface Drip Irrigation Versus Center-Pivot Sprinkler for Applying Swine Effluent to Corn ». *Journal of Agricultural and Applied Economics*, vol. 38, n° 3, p. 645-658.
- CCME. 2006. *Wastewater Treatment Plant Cost Template*.
< http://www.ccme.ca/ourwork/water.fr.html?category_id=81 >. Consulté le 25 mai 2013.
- CCME. 2009. *Canada-wide Strategy for the Management of Municipal Wastewater Effluent*.
< http://www.ccme.ca/assets/pdf/cda_wide_strategy_mwwe_final_e.pdf >. Consulté le 21 juillet 2012.
- CCME. 2010. *Document d'orientation technique sur la valeur de l'eau*, Conseil canadien des ministres de l'environnement.
< http://www.ccme.ca/assets/pdf/water_valuation_fr_1.0.pdf >. Consulté le 27 janvier 2014.
- Chong, Siewhui, Tushar Kanti Sen, Ahmet Kayaalp et Ha Ming Ang. 2012. « The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review ». *Water Research*, vol. 46, n° 11, p. 3434-3470.
- Ciroth, Andreas, Karli Verghese et Christian Trescher. 2008. « A Survey of Current Life Cycle Costing Studies ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Giroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.
- Clark, R. 1997. *Optimum scale for urban water systems*. Report 5 in the water sustainability in urban areas series. Water Resources Group. Department of Environment and Natural resources. South Australia.

- Cooper, P.F. 2001. « Historical aspects of wastewater treatment ». In *Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*, sous la dir. de Lens, P., G. Zeeman et G. Lettinga. p. 11-38. London: IWA Publishing.
- Cordell, Dana. 2010. « The Story of Phosphorus. Sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security ». Linköping University & University of technology Sydney, PhD Thesis.
< <http://liu.diva-portal.org/smash/get/diva2:291760/FULLTEXT01.pdf> >. Consulté le 4 décembre 2013.
- Corominas, Ll, J. Foley, J. S. Guest, A. Hospido, H. F. Larsen, S. Morera et A. Shaw. 2013. « Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art ». *Water Research*, vol. 47, n° 15, p. 5480-5492.
- Dandres, Thomas. 2012. « Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie conséquente prospective macroscopique : Évaluation d'une politique de bioénergie dans l'Union européenne à l'horizon 2025 ». Thèse de doctorat. École Polytechnique, Montreal (Canada), 242 p. < <http://search.proquest.com/docview/1269725043> >.
- De Clippeleir, Haydee, Xungang Yan, Willy Verstraete et Siegfried Elias Vlaeminck. 2011. « OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times ». *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 90, n° 4, p. 1537-1545.
- de Graaff, M. S., N. M. Vieno, K. Kujawa-Roeleveld, G. Zeeman, H. Temmink et C. J. N. Buisman. 2011. « Fate of hormones and pharmaceuticals during combined anaerobic treatment and nitrogen removal by partial nitrification-anammox in vacuum collected black water ». *Water Research*, vol. 45, n° 1, p. 375-383.
- De Klein, Cecile , Rafael S.A. Novoa, Stephen Ogle, Keith A. Smith, Philippe Rochette, Thomas C. Wirth, Brian G. McConkey, Arvin Mosier et Kristin Rypdal. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N2O direct and indirect emissions from managed soils. Tier 1.*
< http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf >.
Consulté le 13 septembre 2012.
- Derome, René. 1997. *Économique de l'ingénieur*, 2e édition. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 351 p.

- Desjardins, Christian, et Françoise Forcier. 2007. « Étude comparative des technologies de traitement des résidus organiques et des résidus ultimes applicables à la région métropolitaine de Montréal » [Comparative study of organic and final waste treatment technologies for the greater Montreal region]. En ligne. Montréal, 330 p. < http://www.cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/documents/Etude_Technologies_PMG_MR.pdf >. Consulté le 20 July 2014.
- Diamond, Miriam, Nilima Gandhi, William Adams, John Atherton, Satyendra Bhavsar, Cécile Bulle, Peter Campbell, Alain Dubreuil, Anne Fairbrother, Kevin Farley, Andrew Green, Jeroen Guinee, Michael Hauschild, Mark Huijbregts, Sébastien Humbert, Karen Jensen, Olivier Jolliet, Manuele Margni, James McGeer, Willie Peijnenburg, Ralph Rosenbaum, Dik van de Meent et Martina Vijver. 2010. « The clearwater consensus: the estimation of metal hazard in fresh water ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 2, p. 143-147.
- Dimitriou, I., et H. Rosenqvist. 2011. « Sewage sludge and wastewater fertilisation of Short Rotation Coppice (SRC) for increased bioenergy production—Biological and economic potential ». *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, n° 2, p. 835-842.
- Doka, G. 2009. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. ecoinvent report No. 13 (Wastewater treatment). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009.
- Dubois Agrinovation. 2013. *Soumission - projet de système d'irrigation souterraine goutte-à-goutte pour une culture de saules*. Saint-Remi, Quebec, Canada.
- ecoinvent Center. 2007. *ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. ISBN 3-905594-38-2. <http://www.ecoinvent.org>.
- Ek, Mats, Rune Bergstrom, Jan-Erik Bjurhem, Berndt Bjorlenius et Daniel Hellstrom. 2006. « Concentration of nutrients from urine and reject water from anaerobically digested sludge ». In *5th World Water Congress: Integrated Water Management and Environmental Impacts*. (12 Caxton Street, London, SW1H 0QS, United Kingdom), 11-12 Vol. 54, p. 437-444. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing. < <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.924> >.
- Emmerson, R. H. C., G. K. Morse, J. N. Lester et D. R. Edge. 1995. « The life-cycle analysis of small-scale sewage-treatment processes ». *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*, vol. 9, n° 3, p. 317-325.
- Environment Canada. 1998. *Port Mann Landfill gas to energy project*. Ottawa, Canada: Landfill gas utilization: technical bulletin, no6, 4 p.

- Environnement Canada. 2008. *Rapport 2008 sur la tarification municipale de l'eau. Tarification municipale de l'eau : statistiques de 2004*. < www.ec.gc.ca/water-apps/MWWS/fr/data/f_MUP2008.pdf >. Consulté le 26 mai 2011.
- Commission européenne. 2012a. « Directive 91/271/EEC, Urban waste water treatment ». < <http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/directiv.html> >. Consulté le 28 novembre 2013.
- Commission européenne. 2012b. « Proposal for a directive of the european parliament and of the council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy ». < http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pdf/com_2011_876.pdf >. Consulté le 28 mars 2014.
- Fane, SA, NJ Ashbolt et SB White. 2002. « Decentralised urban water reuse: The implications of system scale for cost and pathogen risk ». *Water Science & Technology*, vol. 46, n° 6, p. 281-288.
- FAO and IFA. 2001. *Global Estimates of Gaseous Emissions of NH3, NO and N2O from Agricultural Land*. Rome, Italy. < <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/globest.pdf> >. Consulté le 13 septembre 2013.
- Firme d'ingénierie. 2010. *Liste de prix*. Nom de compagnie confidentielle. Montréal, Québec, Canada.
- Foley, Jeffrey, David de Haas, Ken Hartley et Paul Lant. 2010. « Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems ». *Water Research*, vol. 44, n° 5, p. 1654-1666.
- Canada West Foundation. 2011. *Water, Water Use & Water Pricing Around the World*. < http://cwf.ca/pdf-docs/publications/Water_Backgrounder_8_Sept_2011.pdf >. Consulté le 13 juin 2013.
- Fournisseur de marais épurateur. 2009. *Fiche technique sur les marais épurateurs*. Nom de compagnie confidentielle. Montréal, Québec, Canada.
- Frischknecht, R., H. J. Althaus, C. Bauer, G. Doka, T. Heck, N. Jungbluth, D. Kellenberger et T. Nemecek. 2007. « The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services ». *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 12, p. 7-17.

- Frischknecht, Rolf, Niels Jungbluth, Hans-Jörg Althaus, Gabor Doka, Roberto Dones, Thomas Heck, Stefanie Hellweg, Roland Hischer, Thomas Nemecek, Gerald Rebitzer et Michael Spielmann. 2005. « The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp) ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 10, n° 1, p. 3-9.
- Gagnon, Bruno. 2012. « Intégration des principes du développement durable à la conception en ingénierie: la conception durable appliquée aux systèmes municipaux d'assainissement des eaux usées ». Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke (Canada), 459 p.
< <http://search.proquest.com/pqdtft/docview/1237999241/fulltextPDF/1427709FF8A4697FC10/1?accountid=27231> >.
- Gallagher, Neal, et Sybil Sharvelle. 2011. « Demonstration of anaerobic digestion of black water for methane capture and use in an office building ». *Water Practice and Technology*, vol. 6, n° 1.
- Gandhi, N., M. L. Diamond, M. A. J. Huijbregts, J. B. Guinee, W. J. G. M. Peijnenburg et D. van de Meent. 2011. « Implications of considering metal bioavailability in estimates of freshwater ecotoxicity: examination of two case studies ». *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, n° 8, p. 774-87.
- Gandhi, Nilima, Miriam L. Diamond, Dik Van De Meent, Mark A. J. Huijbregts, Willie J. G. M. Peijnenburg et Jeroen Guinee. 2010. « New method for calculating comparative toxicity potential of cationic metals in freshwater: Application to Copper, Nickel, and Zinc ». *Environmental Science and Technology*, vol. 44, n° 13, p. 5195-5201.
- Ghafoori, Emad, et Peter C. Flynn. 2007. « Optimizing the size of anaerobic digesters ». *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)*, vol. 50, n° 3, p. 1029-1036.
- GIZ. 2010. *Worldwide list of documented Ecosan projects by various organizations*. < <http://www.gtz.de/en/themen/umwelt-infrastruktur/wasser/30631.htm> >. Consulté le 22 mai 2011.
- GIZ. 2012. *Worldwide list of documented Ecosan projects by various organizations*. < <http://www.susana.org/lang-en/library?view=ccbctypeitem&type=2&id=1423> >. Consulté le 14 janvier 2014.

- Glick, S., et A. Guggemos. 2013. « Rethinking Wastewater-Treatment Infrastructure: Case Study Using Life-Cycle Cost and Life-Cycle Assessment to Highlight Sustainability Considerations ». *Journal of Construction Engineering and Management*, vol. 139, n° 12, p. A5013002.
- Godin, D., C. Bouchard et P. A. Vanrolleghem. 2012. « Net environmental benefit: Introducing a new LCA approach on wastewater treatment systems ». *Water Science and Technology*, vol. 65, n° 9, p. 1624-1631.
- Godin, David. 2012. « Analyse environnementale et économique du cycle de vie d'un système d'épuration des eaux usées ». Mémoire de maîtrise. Université Laval (Canada), 226 p.
- Grönlund, Erik, Anders Klang, Stefan Falk et Jörgen Hanæus. 2004. « Sustainability of wastewater treatment with microalgae in cold climate, evaluated with energy and socio-ecological principles ». *Ecological Engineering*, vol. 22, n° 3, p. 155-174.
- GTZ. 2005. *Ecological housing estate Lübeck Flintenbreite*. Coll. « Data sheets for ecosan project ». Eschborn, Germany, 3 p. < <http://www.gtz.de/en/dokumente/en-ecosan-pds-004-germany-luebeck-flintenbreite-2005.pdf> >.
- Guest, J. S., S. J. Skerlos, G. T. Daigger, J. R. E. Corbett et N. G. Love. 2010. « The use of qualitative system dynamics to identify sustainability characteristics of decentralized wastewater management alternatives ». *Water Science and Technology*, vol. 61, n° 6, p. 1637-1644.
- Hadrich, J. C., T. M. Harrigan et C. A. Wolf. 2010. « Economic comparison of liquid manure transport and land application ». *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 26, n° 5, p. 743-58.
- Hammer, Mark J., et Mark J. Hammer. 2012. *Water and wastewater technology*, 7th. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall, ix, 460 p. p.
- Hébert, Marc, Dominic Lemyre-Charest, Guy Gagnon, François Messier et Sylvie De Grosbois. 2011. « Épandage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache ». *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* Vol. 11, n° 2. < <http://vertigo.revues.org/11150> >. Consulté le 6 septembre 2012.
- Hegger, Dries. 2007. « Greening Sanitary systems: an End-User Perspective ». On-line PhD thesis. Wageningen, The Netherlands, Wageningen University. < <http://edepot.wur.nl/28474> >. Consulté le 4 avril 2014.

- Hellstrom, Daniel. 1997. « An exergy analysis for a wastewater treatment plant - An estimation of the consumption of physical resources ». *Water Environment Research*, vol. 69, n° 1, p. 44-51.
- Hellstrom, Daniel. 1999. « Exergy analysis: A comparison of source separation systems and conventional treatment systems ». *Water Environment Research*, vol. 71, n° 7, p. 1354-1363.
- Hellstrom, Daniel, Andras Baky, Ulf Jeppsson, Hakan Jonsson et Erik Karrman. 2008. « Comparison of environmental effects and resource consumption for different wastewater and organic waste management systems in a new city area in Sweden ». *Water Environment Research*, vol. 80, n° 8, p. 708-718.
- Hellweg, Stefanie, et Llorenç Milà i Canals. 2014. « Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment ». *Science*, vol. 344, n° 6188, p. 1109-1113.
- Hernandez-Sancho, F., M. Molinos-Senante et R. Sala-Garrido. 2011. « Cost modelling for wastewater treatment processes ». *Desalination*, vol. 268, n° 1-3, p. 1-5.
- Ho, G. 2005. « Technology for sustainability: The role of onsite, small and community scale technology ». *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 10, p. 15-20.
- Humbert, Sebastien, An De Schryver, Manuele Margni et Olivier Jolliet. 2012. *IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version Q2.2. Version adapted by Quantis.* < http://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002_UserGuide_for_vQ2.2.pdf >. Consulté le 31 octobre 2012.
- Humbert, Sebastien, Vincent Rossi, Manuele Margni, Olivier Jolliet et Yves Loerincik. 2009. « Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, n° 2, p. 95-106.
- Hunkeler, David, Kerstin Lichtenvort et Gerald Rebitzer. 2008a. « Conclusions ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Ciroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.
- Hunkeler, David, Kerstin Lichtenvort et Gerald Rebitzer. 2008b. « Executive Summary ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Ciroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.

- Hydro-Québec. 2012. *Faits sur l'électricité d'hydro-Québec: Approvisionnements énergétiques et émissions atmosphériques*.
< http://www.hydroquebec.com/developpement-durable/pdf/approvisionnement_energetiques_et_emissions_atmospheriques_d_hydro_quebec_2012.pdf >. Consulté le 10 juillet 2013.
- Hydro-Québec. 2013. *Comparison of electricity prices in major North American cities*. 78 p.
< http://www.hydroquebec.com/publications/en/comparison_prices/pdf/comp_2013_en.pdf >. Consulté le 10 Juillet 2014.
- IMPACT World+. 2012. *The method website*. < <http://www.impactworldplus.org> >. Consulté le January 13th 2013.
- IPCC. 2007. *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p.
< http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4_wg1_full_report.pdf >. Consulté le 13 december 2012.
- IRDA. 2008. « Rentabilité d'un séparateur-décanteur centrifuge pour la séparation du lisier de porcs » [Profitability of centrifuge separator-decanter for pig manure solid separation]. *Institute de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)*.
< http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/documents/Centrif_FT140127-3-Fa.pdf >. Consulté le 27 mai 2011.
- IREQ. 2008. *Matteus: modèle technico-économique de procédés de traitement des effluents organiques, version 5.11* [Matteus: technico-economic model of organic effluent treatment processes]. Shawinigan, Quebec, Canada: Research institute of Hydro-Quebec (IREQ).
- ISO 14040. 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework*. International Standards Organisation, Geneva.
- ISO 14044. 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines*. International Standards Organisation, Geneva.
- Itten, René, Rolf Frischknecht et Matthias Stucki. 2012. « Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid ».
< <http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/publicLCI/itten-2012-electricity-mix.pdf> >. Consulté le 23 Août 2012.

- Johnson, Bryon, Marie C. Hoepfl et James B. Houser. 2011. « Biogas potential of co-digestion of food wastes and manure ». In *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2011, August 7, 2011 - August 10, 2011*. (Louisville, KY, United states) Vol. 7, p. 5997-6013. Coll. « American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting 2011 »: American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Jolliet, Olivier, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer et Ralph Rosenbaum. 2003. « IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 324-330.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saadé, Pierre Crettaz et Shanna Shaked. 2010. *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*, 23. PPUR Presses polytechniques.
- Jonsson, H. 2002. « Urine separating sewage systems - Environmental effects and resource usage ». In., 6-7 Vol. 46, p. 333-340. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing.
- Jonsson, Hakan, Thor-Axel Stenstrom, Jan Svensson et Annika Sundin. 1997. « Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination ». *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 9, p. 145-152.
- Jonsson, Hakan, et B. Vinneras. 2007. « Experiences and suggestions for collection systems for source-separated urine and faeces ». In *Advanced Sanitation*. (12 Caxton Street, London, SW1H 0QS, United Kingdom) Vol. 56, p. 71-76. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing. < <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.558> >.
- JRC et IES. 2010. *ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. < <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf> >. Consulté le 20 janvier 2014.
- Kampschreur, M. J., R. Poldermans, R. Kleerebezem, W. R. L. Van Der Star, R. Haarhuis, W. R. Abma, M. S. M. Jetten et M. C. M. Van Loosdrecht. 2009. « Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification-anammox reactor ». In. (12 Caxton Street, London, SW1H 0QS, United Kingdom), 12 Vol. 60, p. 3211-3217. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing. < <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.608> >.
- Kärroman, Erik. 2001. « Strategies towards sustainable wastewater management ». *Urban Water*, vol. 3, n° 1-2, p. 63-72.

- Klopffer, Walter. 2008. « Outlook: Role of Environmental Life Cycle Costing in Sustainability Assessment ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Ciroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.
- Klöpffer, Walter, et Andreas Ciroth. 2011. « Is LCC relevant in a sustainability assessment? ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, n° 2, p. 99-101.
- Koskela, Marileena, et Jarmo Vehmas. 2012. « Defining Eco-efficiency: A Case Study on the Finnish Forest Industry ». *Business Strategy and the Environment*, vol. 21, n° 8, p. 546-566.
- Labrecque, Michel. 2009. *Recyclage des biosolides et des eaux usées pour la production de saule énergétique. Présentation PowerPoint à l'occasion de la journée portes ouvertes chez Agroénergie à Saint-Roch-de-l'Achigan*. Consulté le 20 juillet 2013.
- Laflamme, C. B. 2010. *Matteus+, Tome 3 : Données économiques*. Institut de recherche d'Hydro-Quebec (IREQ). Shawinigan, Quebec, Canada.
- Lamichhane, Krishna, et Roger Babcock. 2012. « An economic appraisal of using source separation of human urine to contain and treat endocrine disrupters in the USA ». *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 14, n° 10, p. 2557-2565.
- Langevin, Brigitte, Claudine Basset-Mens et Laurent Lardon. 2010. « Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, n° 8, p. 747-755.
- Larsen, Henrik Fred, Peter Augusto Hansen et Florence Boyer-Souchet. 2010. *Deliverable 4.3 : Decision support guideline based on LCA and cost/efficiency assessment*. < <http://www.eu-neptune.org/> >. Consulté le 7 février 2014.
- Larsen, T. A., et J. Lienert. 2007. *Novaquatis final report. NoMix - A new approach to urban water management*. Dübendorf, Switzerland: EAWAG.
- Larsen, T. A., et M. Maurer. 2011. « Source Separation and Decentralization ». In *Treatise on Water Science*, sous la dir. de Wilderer, P. A., p. 2102. IWA Publishing.
- Larsen, Tove A. 2011. « Redesigning wastewater infrastructure to improve resource efficiency ». *Water Science and Technology*, vol. 63, n° 11, p. 2535-2541.
- Larsen, Tove A., Judit Lienert, Adriano Joss et Hansruedi Siegrist. 2004. « How to avoid pharmaceuticals in the aquatic environment ». *Journal of Biotechnology*, vol. 113, n° 1-3, p. 295-304.

- Lautier, Anne, Ralph K. Rosenbaum, Manuele Margni, Jane Bare, Pierre-Olivier Roy et Louise Deschenes. 2010. « Development of normalization factors for Canada and the United States and comparison with European factors ». *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 1, p. 33-42.
- Le Corre, K. S., E. Valsami-Jones, P. Hobbs et S. A. Parsons. 2009. « Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: A review ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 6, p. 433-477.
- Lesage, Pascal, et Réjean Samson. 2013. « The Quebec Life Cycle Inventory Database Project ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-8.
- Li, Fangyue, Knut Wichmann et Ralf Otterpohl. 2009. « Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses ». *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 11, p. 3439-3449.
- Libralato, Giovanni, Annamaria Volpi Ghirardini et Francesco Avezù. 2012. « To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management ». *Journal of Environmental Management*, vol. 94, n° 1, p. 61-68.
- Lichtenvort, Kerstin, Gerald Rebitzer, Gjal Huppel, Andreas Ciroth, Stefan Seuring, Wulf-Peter Schmidt, Edeltraud Günther, Holger Hoppe, Thomas Swarr et David Hunkeler. 2008. « Introduction: History of Life Cycle Costing, Its Categorization, and Its Basic Framework ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Ciroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.
- Lim, Seong-Rin, Haewoo Lee et Jong Moon Park. 2009. « Life cycle cost minimization of a total wastewater treatment network system ». *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 48, n° 6, p. 2965-2971.
- Lofrano, Giusy, et Jeanette Brown. 2010. « Wastewater management through the ages: A history of mankind ». *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 22, p. 5254-5264.
- Londong, Jörg. 2013. « Practical experience with source separation in Germany ». In *Source separation and decentralization for wastewater management*, sous la dir. de Larsen, Tove A., Kai M. Udert et Judit Lienert. p. 423-430. London: IWA Publishing.
- Lundie, Sven, Gregory M. Peters et Paul C. Beavis. 2004. « Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning ». *Environmental Science & Technology*, vol. 38, n° 13, p. 3465-3473.

- Lundin, Margareta, Magnus Bengtsson et Sverker Molander. 2000. « Life cycle assessment of wastewater systems: Influence of system boundaries and scale on calculated environmental loads ». *Environmental Science and Technology*, vol. 34, n° 1, p. 180-186.
- Malmqvist, Pam- A., et H. Palmquist. 2005. « Decision support tools for urban water and wastewater systems - Focussing on hazardous flows assessment ». *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 8, p. 41-49.
- Massé Di, Masse L. Xia Y. Gilbert Y. 2010. « Potential of low-temperature anaerobic digestion to address current environmental concerns on swine production ». *Journal of animal science*, vol. 88, n° 13, p. 112-20.
- Masse, L., D. I. Masse et Y. Pellerin. 2008. « The effect of pH on the separation of manure nutrients with reverse osmosis membranes ». *Journal of Membrane Science*, vol. 325, n° 2, p. 914-919.
- Maurer, M., O. Rothenberger et T. A. Larsen. 2005. « Decentralised wastewater treatment technologies from a national perspective: At what cost are they competitive? ». In., 6 Vol. 5, p. 145-154. Coll. « Water Science and Technology: Water Supply »: IWA Publishing.
- Maurer, M., P. Schwegler et T. A. Larsen. 2003. « Nutrients in urine: Energetic aspects of removal and recovery ». In., 1 Vol. 48, p. 37-46. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing.
- Maurer, Max. 2013. « Full costs, (dis-)economies of scale and the price of uncertainty ». In *Source separation and decentralization for wastewater management*, sous la dir. de Larsen, Tove A., Kai M. Udert et Judit Lienert. p. 85-100. London: IWA Publishing.
- McBride, M. B. 2003. « Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? ». *Advances in Environmental Research*, vol. 8, n° 1, p. 5-19.
- MDDEP. 2002. « Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. ». < http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_2.htm >. Consulté le December 15th 2012.
- MDDEP. 2008. *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique*. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. < <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/index.htm> >. Consulté le 27 juin 2011.

- MDDEP. 2012. *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : critères de référence et normes réglementaires*. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. Québec, 106 p.
< http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf >. Consulté le 5 septembre 2012.
- Meinzinger, Franziska. 2010. « Resource efficiency of urban sanitation systems: a comparative assessment using material and energy flow analysis ». On-line. Hamburg, Technische Universität Hamburg-Harburg, 340 p. < http://doku.b.tu-harburg.de/volltexte/2011/1079/pdf/Diss_Meinzinger_ResourceEfficiency.pdf >. Consulté le 27 juillet 2011.
- Mirza, Saeed. 2007. *Danger Ahead: The Coming Collapse of Canada's Municipal Infrastructure*. Technical report FCM 1060E, Federation of Canadian Municipalities.
- Molinos-Senante, M., R. Reif, M. Garrido-Baserba, F. Hernández-Sancho, F. Omil, M. Poch et R. Sala-Garrido. 2013. « Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation ». *Science of The Total Environment*, vol. 461–462, n° 0, p. 409-415.
- Molinos-Senante, María, Francesc Hernández-Sancho et Ramón Sala-Garrido. 2010. « Economic feasibility study for wastewater treatment: A cost-benefit analysis ». *Science of The Total Environment*, vol. 408, n° 20, p. 4396-4402.
- Morin, Philippe, Bernard Marcos, Christine Moresoli et Claude B. Laflamme. 2010. « Economic and environmental assessment on the energetic valorization of organic material for a municipality in Quebec, Canada ». *Applied Energy*, vol. 87, n° 1, p. 275-283.
- MRNF. 2007. « Coût de l'électricité et du gaz naturel ». *Ministère des ressources naturelles et de la faune*.
< <http://www.mrn.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-energie-prix.jsp> >. Consulté le 27 mai 2011.
- MTQ. 2010. « Recueil des tarifs de camionnage en vrac ». *Ministère des transports du Québec*.
< http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/entreprises/camionnage/camionnage_vrac >. Consulté le 22 mai 2011.
- NAS. 2002. *Biosolids Applied to Land : Advancing Standards and Practices*.
< <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/upload/complete.pdf> >. Consulté le 11 mai 2013.

- Nations Unies. 2010. *Trends in Sustainable Development. Towards Sustainable Consumption and Production*. New York, USA.
 < http://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/15Trends_in_sustainable_consumption_and_production.pdf >. Consulté le 4 décembre 2013.
- Nemecek, Thomas, Thomas Kägi et Silvio Blaser. 2007. *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent v2.0 No.15*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Oldenburg, M. 2007. *Final cost calculation report for the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST)* 63 p.
 < http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/scst/SCST_Cost_Calculation_Report.pdf >. Consulté le 22 mai 2011.
- Oldenburg, M, A. Albold et R. Otterpohl. 2008. « Vacuum Sewerage and Greywater treatment - Experience of 8 years of operation ». In *The Sanitation Challenge : International Conference on New Sanitation Concepts and Models of Governance*. (Wageningen, May 19-21, 2008).
- Oldenburg, M., Anton Peter-Frohlich, C. Dlabacs, Ludwig Pawlowski et Alexandre Bonhomme. 2007. « EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater - Part II: Cost comparison of different sanitation systems ». *Water Science and Technology*, vol. 56, n° 5, p. 251-257.
- Orth, H. 2007. « Centralised versus decentralised wastewater systems? ». In *Advanced Sanitation*. (12 Caxton Street, London, SW1H 0QS, United Kingdom) Vol. 56, p. 259-266. Coll. « Water Science and Technology »: IWA Publishing.
 < <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.579> >.
- Ortiz, M., R. G. Raluy et L. Serra. 2007. « Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town ». *Desalination*, vol. 204, n° 1-3 SPEC. ISS., p. 121-131.
- Otterpohl, R., U. Braun et M. Oldenburg. 2004. « Innovative technologies for decentralised water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas ». *Water Science and Technology*, vol. 48, n° 11-12, p. 23-32.
- Otterpohl, Ralf, Andrea Albold et Martin Oldenburg. 1999. « Source control in urban sanitation and waste management: Ten systems with reuse of resources ». vol. 39, p. 153-160.
- Otterpohl, Ralf, Matthias Grottker et Jorg Lange. 1997. « Sustainable water and waste management in urban areas ». *Water Science and Technology*, vol. 35, p. 121-133.

- Otterpohl, Ralf. 2002. « Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance ». *Water Science and Technology*, vol. 45, n° 3, p. 149-158.
- Owsianiak, Mikoaj, Ralph K. Rosenbaum, Mark A. J. Huijbregts et Michael Z. Hauschild. 2013. « Addressing geographic variability in the comparative toxicity potential of copper and nickel in soils ». *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 7, p. 3241-3250.
- Palme, Ulrika, Margareta Lundin, Anne-Marie Tillman et Sverker Molander. 2005. « Sustainable development indicators for wastewater systems – researchers and indicator users in a co-operative case study ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 43, n° 3, p. 293-311.
- Palme, Ulrika, et Anne-Marie Tillman. 2008. « Sustainable development indicators: how are they used in Swedish water utilities? ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, n° 13, p. 1346-1357.
- Pepper, Ian L., Huruy Zerzghi, John P. Brooks et Charles P. Gerba. 2008. « Sustainability of land application of Class B biosolids ». In. (677 South Segoe Road, Madison, WI 53711, United States) Vol. 37, p. S58-S67. Coll. « Journal of Environmental Quality ». < <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0321> >.
- Peter-Frohlich, Anton, Isabelle Kraume, André Lesouëf et Martin Oldenburg. 2003. « New sanitation concept for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater - Pilot projet ». In *Wasser Berlin 2003*. sous la dir. de Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
< http://berlinerwasserforum.net/fileadmin/user_upload/pdf/veranstaltungen/kongress/engl/Peter-Froehlich_SCST.PDF >. Consulté le 12 février 2014.
- Peter-Frohlich, Anton, Ludwig Pawlowski, Alexandre Bonhomme et M. Oldenburg. 2007. « EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater - Part I: Results ». *Water Science and Technology*, vol. 56, n° 5, p. 239-249.
- Pomiès, M., J. M. Choubert, C. Wisniewski et M. Coquery. 2013. « Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: A review ». *Science of The Total Environment*, vol. 443, n° 0, p. 733-748.
- PRé Consultants. 2012. *SimaPro 7.3.3*. Amersfoort, The Netherlands: Pré Consultants.
< <http://www.pre.nl/simapro> >. Consulté le 20 juillet 2012.

- Ramírez, C. A., et E. Worrell. 2006. « Feeding fossil fuels to the soil: An analysis of energy embedded and technological learning in the fertilizer industry ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 46, n° 1, p. 75-93.
- Rapport, Joshua , Ruihong Zhang, Bryan M. Jenkins et Robert B. Williams. 2008. *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste. Produced for the California Integrated Waste Management Board.* < <http://www.calrecycle.ca.gov/publications/Documents/Organics/2008011.pdf> >. Consulté le 17 octobre 2012.
- Rebitzer, Gerald, T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. P. Schmidt, S. Suh, B. P. Weidema et D. W. Pennington. 2004. « Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications ». *Environment International*, vol. 30, n° 5, p. 701-720.
- Rebitzer, Gerald, David Hunkeler et Olivier Jolliet. 2003. « LCC - The Economic Pillar of Sustainability: Methodology and Application to Wastewater Treatment ». *Environmental Progress*, vol. 22, n° 4, p. 241-249.
- Recyc-Québec, et Éco-Entreprise. 2007. *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel au Québec 2006-2007* [Waste characterization of the residential sector in Quebec]. < www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/Publications/Rapport-Synthese-Caract.pdf >. Consulté le 22 mai 2011.
- Remy, C., et M. Jekel. 2012. « Energy analysis of conventional and source-separation systems for urban wastewater management using Life Cycle Assessment ». *Water Science and Technology*, vol. 65, n° 1, p. 22-29.
- Remy, Christian. 2010. « Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management ». On-line PhD thesis. Berlin, Technische Universität Berlin, 340 p. < http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2010/2543/pdf/remy_christian.pdf >. Consulté le 22 mai 2011.
- Remy, Christian, et M. Jekel. 2008. « Sustainable wastewater management: life cycle assessment of conventional and source-separating urban sanitation systems ». *Water Science and Technology*, vol. 58, n° 8, p. 1555-1562.

- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Asa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, Marten Scheffer, Carl Folke, Hans Joachim Schellnhuber, Bjorn Nykvist, Cynthia A. de Wit, Terry Hughes, Sander van der Leeuw, Henning Rodhe, Sverker Sorlin, Peter K. Snyder, Robert Costanza, Uno Svedin, Malin Falkenmark, Louise Karlberg, Robert W. Corell, Victoria J. Fabry, James Hansen, Brian Walker, Diana Liverman, Katherine Richardson, Paul Crutzen et Jonathan A. Foley. 2009. « A safe operating space for humanity ». *Nature*, vol. 461, n° 7263, p. 472-475.
- Roeleveld, P. J., A. Klapwijk, P. G. Eggels, W. H. Rulkens et W. van Starckenburg. 1997. « Sustainability of municipal waste water treatment ». *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 10, p. 221-228.
- Rosenqvist, H., P. Aronsson, K. Hasselgren et K. Perttu. 1997. « Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops ». *Biomass & Bioenergy*, vol. 12, n° 1, p. 1-8.
- Rotz, Alan C., Michael S. Corson, Dawn S. Chianese, Felipe. Montes, Sasha D. Hafner et Colette U. Coiner. 2013. *The Integrated Farm System Model. Reference Manual. v.4.0.*
< <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/19020500/Reference%20Manual.pdf>
>. Consulté le 4 février 2014.
- Rotz, C. A., P. J. A. Kleinman, C. J. Dell, T. L. Veith et D. B. Beegle. 2011. « Environmental and economic comparisons of manure application methods in farming systems ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 40, n° 2, p. 438-448.
- RS Means. 2009. *RS Means square foot costs*, sous la dir. de Senior editor: Barbara Balboni. Kinston, MA, USA: R.S. Means Company - 30th annual edition, 505 p.
- Schmidt, Wulf-Peter. 2003. « Life Cycle costing as part of design for environment environmental business cases ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 3, p. 167-174.
- Sharma, Ashok K., Andrew L. Grant, Tim Grant, Francis Pamminger et Lisa Opray. 2009. « Environmental and economic assessment of urban water services for a greenfield development ». *Environmental Engineering Science*, vol. 26, n° 5, p. 921-934.

- Siegrist, Hansruedi, Adriano Joss et Natalija Miladinovic. 2010. *NEPTUNE: New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment. Final activity report.* < http://www.eu-neptune.org/Publications%20and%20Presentations/NEPTUNE_Final_Activity_Report_.pdf >. Consulté le 7 février 2014.
- Singh, R. P., et M. Agrawal. 2008. « Potential benefits and risks of land application of sewage sludge ». *Waste Management*, vol. 28, n° 2, p. 347-358.
- Skjelhaugen, O.J. . 1998. « System for local reuse of blackwater and food waste, integrated with agriculture ». In *Technik anaerober Prozesse (Technology of anaerobic processes)*. TUHH, Technische Universität Hamburg-Harburg, DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz.
- Solinov. 2011. *Étude de mise en marché en milieu agricole des produits des installations de traitement des matières organiques sur le territoire du Grand Montréal* [Agriculture marketing study of products produced by organic waste treatment facilities in the region of Great Montreal]. 43 p.
< http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/documents/20111104_SOLINOV_etudeGM_Rapport.pdf >. Consulté le 6 décembre 2012.
- Sommer, S. G., et N. Hutchings. 1995. « Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 85, n° 1, p. 237-248.
- Statistics Canada. 2008. *Industry Price Indexes*. Coll. « Catalogue no. 62-011-X ». Ottawa, Canada. < <http://www.statcan.gc.ca/pub/62-011-x/62-011-x2008003-eng.pdf> >. Consulté le 22 mai 2011.
- Steen, Bengt, Holger Hoppe, David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Wulf-Peter Schmidt et Ernst Spindler. 2008. « Integrating External Effects into Life Cycle Costing ». In *Environmental life cycle costing*, sous la dir. de David Hunkeler, Kerstin Lichtenvort, Gerald Rebitzer, Andreas Ciroth. Pensacola, Fla.; Boca Raton: SETAC ; CRC Press.
- Stockholm Vatten. 2000. *Urine Separation - Closing the Nutrient Cycle. Final Report on the R&D Project Source-Separated Human Urine - A Future Source of Fertilizer for Agriculture in the Stockholm Region?* Stockholm, Sweden: Stockholm Vatten.
< http://www.stockholm-vatten.se/pdf_arkiv/english/Urinesep_eng.pdf >.
- SuSanA. 2009. *Ecological housing estate Lübeck Flintenbreite*. Coll. « Case study of sustainable sanitation projects », 5 p.
< http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-59-en-susana-cs-germany-luebeck-ecological-housing-bobx.pdf >. Consulté le 16 décembre 2013.

- Swarr, ThomasE, David Hunkeler, Walter Klöpffer, Hanna-Leena Pesonen, Andreas Ciroth, AlanC Brent et Robert Pagan. 2011. « Environmental life-cycle costing: a code of practice ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, n° 5, p. 389-391.
- Swart, D., et A. J. Palsma. 2013. « The Netherlands: 'Nieuwe Sanitatie' ». In *Source separation and decentralization for wastewater management*, sous la dir. de Larsen, Tove A., Kai M. Udert et Judit Lienert. p. 431-438. London: IWA Publishing.
- Tangsubkul, N., P. Beavis, S. J. Moore, S. Lundie et T. D. Waite. 2005. « Life Cycle Assessment of Water Recycling Technology ». *Water Resources Management*, vol. 19, n° 5, p. 521-537.
- Tangsubkul, N., K. Parameshwaran, S. Lundie, A. G. Fane et T. D. Waite. 2006. « Environmental life cycle assessment of the microfiltration process ». *Journal of Membrane Science*, vol. 284, n° 1-2, p. 214-226.
- Tchobanogious, G., L. Ruppe, H. Leverenz et J. Darby. 2004. « Decentralized wastewater management: Challenges and opportunities for the twenty-first century ». In. Vol. 4, p. 95-102. Coll. « Water Science and Technology: Water Supply »: IWA Publishing.
- Tchobanoglous, George, Franklin L. Burton et H. David Stensel. 2003. *Wastewater engineering : treatment and reuse*, sous la dir. de Metcalf & Eddy, 4th. Coll. « McGraw-Hill series in civil and environmental engineering ». Boston; Montréal: McGraw-Hill, 1819 p.
- Tervahauta, Taina, Trang Hoang, Lucía Hernández, Grietje Zeeman et Cees Buisman. 2013. « Prospects of Source-Separation-Based Sanitation Concepts: A Model-Based Study ». *Water*, vol. 5, n° 3, p. 1006-1035.
- Thibodeau, Charles, Frédéric Monette, Cécile Bulle et Mathias Glaus. 2014. « Comparison of black water source-separation and conventional sanitation systems using life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 67, no 0, p. 45-57.
- Thibodeau, C., F. Monette, M. Glaus et C. B. Laflamme. 2011. « Economic viability and critical influencing factors assessment of black water and grey water source-separation sanitation system ». *Water Science and Technology*, vol. 64, n° 12, p. 2417-2424.

- Tidåker, P. 2007. « Integrating Farming and Wastewater Management : a system perspective ». Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, 53 p. < http://pub.epsilon.slu.se/1587/1/Avhandling_nr_85Kappan.2007_Tryckfil-1.pdf >. Consulté le 23 septembre 2013.
- Tidåker, P., E. Kärrman, A. Baky et H. Jönsson. 2006. « Wastewater management integrated with farming –an environmental systems analysis of a Swedish country town ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 47, n° 4, p. 295-315.
- Tidåker, P., B. Mattsson et H. Jonsson. 2007. « Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers - a scenario study ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, n° 1, p. 52-62.
- Tidåker, P., C. Sjöberg et H. Jonsson. 2007. « Local recycling of plant nutrients from small-scale wastewater systems to farmland-A Swedish scenario study ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 49, n° 4, p. 388-405.
- Tien, Joseph H., Hendrik N. Poinar, David N Fisman et David J. D. Earn. 2011. « Herald waves of cholera in nineteenth century London ». *Journal of the Royal Society Interface*, vol. 8, n° 58, p. 756-760.
- Tillman, Anne-Marie, Mikael Svingby et Henrik Lundström. 1998. « Life cycle assessment of municipal waste water systems ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3, n° 3, p. 145-157.
- Tsagarakis, K. P., D. D. Mara et A. N. Angelakis. 2003. « Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 142, n° 1-4, p. 187-210.
- U.S. Department of Commerce. 2010. « Energy price indices and discount factors for lifecycle cost analysis - 2010 ». En ligne. < <http://www1.eere.energy.gov/femp/pdfs/ashb10.pdf> >.
- U.S. General Services Administration. 2012. « Life cycle costing ». En ligne. < <http://www.gsa.gov/portal/content/101197> >. Consulté le 10 July 2014.
- Udert, K. M., et M. Wachter. 2012. « Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation ». *Water Research*, vol. 46, n° 2, p. 453-464.
- US-EPA. 2010. *EPA's Clean Water and Drinking Water Infrastructure Sustainability Policy* Washington. < <http://water.epa.gov/infrastructure/sustain/upload/Sustainability-Policy.pdf> >. Consulté le 28 janvier 2014.

- Van Voorthuizen, Ellen M., Arie Zwijnenburg et Matthias Wessling. 2005. « Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system ». *Water Research*, vol. 39, n° 15, p. 3657-3667.
- Ville de Montréal. 2009. *Coûts liés à la collecte et au transport des résidus organiques pour l'arrondissement de Verdun*. Montréal, Québec, Canada.
- Vipulanandan, C., et G. Pasari. 2005. « Life Cycle Cost model (LCC-CIGMAT) for wastewater systems ». In *ASCE Pipeline Division Specialty Conference - PIPELINES 2005, August 21, 2005 - August 24, 2005*. (Houston, TX, United states), p. 740-751. Coll. « Proceedings of the Pipeline Division Specialty Conference »: American Society of Civil Engineers.
- Warman, P. R., et W. C. Termeer. 2005. « Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Yields and N, P and K content of crops and soils ». *Bioresource Technology*, vol. 96, n° 8, p. 955-961.
- WEAO. 2001. *Fate and significance of selected contaminants in sewage biosolids applied to agricultural land through literature review and consultation with stakeholder groups*. 206 p. < http://www.weao.org/assets/docs/residualsBiosolids/final_report.pdf >. Consulté le 14 mai 2013.
- WEAO. 2010. *Assessing the fate and significance of microconstituents and pathogens in sewage biosolids. Update of the 2001 WEAO report on fate and significance*. . 206 p. < <http://www.weao.org/assets/docs/residualsBiosolids/assessing-the-fate-report-2010.pdf> >. Consulté le 13 mai 2013.
- Webb, J., Brian Pain, Shabtai Bittman et John Morgan. 2010. « The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response— A review ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 137, n° 1-2, p. 39-46.
- Weidema, B. P., et M. S. Wesnaes. 1996. « Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 4, n° 3-4, p. 167-174.
- Wendland, Claudia. 2008. « Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse ». Hamburg (Germany), Technical University of Hamburg-Harburg, 133 p. < http://doku.b.tu-harburg.de/volltexte/2009/553/pdf/wendland_dissertation_2009.pdf >. Consulté le 22 mai 2011.

- Werner, C., A. Panesar, S. B. Rud et C. U. Olt. 2009. « Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management ». *Desalination*, vol. 248, n° 1-3, p. 392-401.
- Wilderer, P. A. 2004. « Some thoughts about future perspectives of water and wastewater management ». *Water Science and Technology*, vol. 49, n° 5-6, p. 35-37.
- Wilderer, P. A. 2005. « Sustainable water management in rural and peri-urban areas: What technology do we need to meet the UN Millennium Development Goals? ». *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 10, p. 1-6.
- Wilderer, P.A. 2001. « Decentralised versus centralized wastewater management ». In *Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation*, sous la dir. de Lens, P., G. Zeeman et G. Lettinga. p. 39-54. London: IWA Publishing.
- Yang, J., J. Trela, E. Plaza et K. Tjus. 2013. « N₂O emissions from a one stage partial nitrification/anammox process in moving bed biofilm reactors ». *Water Science and Technology*, vol. 68, n° 1, p. 144-152.
- Zeeman, Grietje, et Katarzyna Kujawa-Roeleveld. 2011. « Resource recovery from source separated domestic waste(water) streams; full scale results ». *Water Science and Technology*, vol. 64, n° 10, p. 1987-1992.
- Zeeman, Grietje, Katarzyna Kujawa, Titia de Mes, Lucia Hernandez, Marthe de Graaf, Lina Abu-Ghunmi, Adriaan Mels, Brendo Meulman, Hardy Temmink, Cees Buisman, Jules van Lier et Gatze Lettinga. 2008. « Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water) ». *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 8, p. 1207-1212.