

## TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
1.1 La gestion des déchets .....	5
1.1.1 La notion de déchets .....	5
1.1.2 Les principes de gestion des déchets.....	7
1.1.3 Les filières actuelles de traitement des déchets municipaux.....	9
1.1.3.1 La collecte et le tri.....	10
1.1.3.2 Le transfert et le transport.....	12
1.1.3.3 Le traitement et la valorisation .....	13
1.2 Les outils d'aide à la conception des filières de traitement.....	15
1.2.1 Localisation des sites de traitement .....	17
1.2.2 Taille et nombre des sites de traitement.....	20
1.2.3 Niveaux de hiérarchisation du réseau de transport .....	23
1.3 La dimension territoriale dans la conception de filières de traitement.....	25
1.3.1 L'impact relatif des activités de transport .....	26
1.3.2 La prise en compte des spécificités territoriales .....	29
1.3.3 Les indicateurs de performance .....	31
CHAPITRE 2 PRÉSENTATION DU PROJET DE RECHERCHE.....	37
2.1 Problématique de recherche.....	37
2.2 Hypothèses de recherche.....	39
2.3 Objectifs de recherche.....	42
CHAPITRE 3 ARTICLE 1: UNE ANALYSE SPATIALE DE STRUCTURES DE TRANSPORT DES DÉCHETS HIÉRARCHISÉES SOUMISES À DES CONDITIONS TERRITORIALES CHANGEANTES .....	45
3.1 Abstract.....	46
3.2 Introduction.....	46
3.3 Methodology.....	48
3.3.1 The spatial distribution scenarios.....	49
3.3.2 The economic model.....	52
3.3.3 Creation and spatial analysis of the structures .....	54
3.3.3.1 Creation of the structures.....	54
3.3.3.2 Spatial analysis of the structures.....	57
3.4 Results.....	58
3.4.1 Comparison of the hierarchical and non-hierarchical waste transport structures.....	58
3.4.2 Sensitivity analysis on the payload (PL).....	60
3.4.3 Spatial analysis of the structures.....	62
3.5 Discussion.....	64

3.6	Conclusion .....	66
CHAPITRE 4     ARTICLE 2: UNE APPROCHE TERRITORIALE POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉCHELLE SPATIALE D'UNE FILIÈRE DE TRAITEMENT DES DÉCHETS .....		
4.1	Abstract .....	70
4.2	Introduction .....	70
4.3	Methodology .....	72
4.3.1	Collection and transport model .....	73
4.3.2	Waste-to-biomethane recovery model .....	76
4.3.2.1	Biomethane production .....	76
4.3.2.2	Costs and embedded energy assessment .....	77
4.3.3	Performance indicators .....	80
4.3.3.1	Profitability assessment .....	80
4.3.3.2	District's economic and energetic contribution to the supply chain's global efficiency .....	82
4.4	Description of the case study: Montreal .....	83
4.5	Results and discussion .....	84
4.5.1	Districts contribution to the global efficiency .....	84
4.5.2	Districts contribution with other management strategies .....	88
4.5.2.1	Alternative facility location .....	88
4.5.2.2	Alternative treatment technology .....	90
4.5.3	Perspectives on the approach .....	92
4.6	Conclusion .....	94
CHAPITRE 5     ARTICLE 3: UNE APPROCHE TERRITORIALE DE LA VALORISATION DES DÉCHETS: L'EFFET À L'ÉCHELLE D'UNE UNITÉ TERRITORIALE D'UNE DÉCENTRALISATION DE LA FILIÈRE .....		
5.1	Abstract .....	98
5.2	Introduction .....	98
5.3	Methodology .....	101
5.3.1	Territorial approach of a recovery chain's design .....	101
5.3.1.1	Recovery potentials .....	102
5.3.1.2	Transport capacity .....	104
5.3.2	Description of the scenarios .....	104
5.3.2.1	Waste collection and transport .....	105
5.3.2.2	Waste recovery .....	106
5.3.3	Primary fossil energy assessment .....	107
5.4	Description of the case study: Montreal, Canada .....	109
5.5	Results and discussion .....	110
5.5.1	Recovery potentials for centralized systems .....	110
5.5.2	Recovery potentials for decentralized systems .....	112
5.5.3	Transport capacity .....	115
5.6	Conclusion .....	117

CHAPITRE 6	DISCUSSION .....	119
6.1	Synthèse des travaux de recherche .....	119
6.1.1	Synthèse de l'article 1 - Hiérarchisation du système de transport.....	119
6.1.2	Synthèse de l'article 2 - Taille d'un site de traitement.....	121
6.1.3	Synthèse de l'article 3 - Performance de la décentralisation à l'échelle des zones du territoire .....	122
6.1.4	Approche territoriale pour la conception d'une filière de traitement .....	123
6.2	Particularités de l'approche territoriale proposée.....	126
6.2.1	Principes généraux .....	127
6.2.2	Intérêt et retombées de l'approche.....	128
6.2.3	Recommandations et limites de l'approche.....	130
6.2.4	Perspectives.....	132
6.3	L'applicabilité à d'autres secteurs.....	135
	CONCLUSION.....	138
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	142



## LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1.1	Tableau comparatif des outils pour la localisation des sites de traitement .....	19
Tableau 1.2	Impact relatif du transport dans une filière de traitement des déchets pour les critères économique et environnemental.....	27
Tableau 1.3	Principaux indicateurs de performance utilisés pour l'évaluation des systèmes de gestion des déchets .....	32
Tableau 3.1	Results of the sensitivity analysis conducted on the payload of local trucks (27 structures).....	61
Tableau 4.1	Parameters for the waste collection and transport calculations .....	75
Tableau 4.2	Parameters for biomethane production .....	77
Tableau 4.3	Parameters for biomethane production economic costs.....	79
Tableau 4.4	Parameters for biomethane production energetic costs .....	80
Tableau 4.5	Economic and energetic parameters used for compost production .....	90
Tableau 5.2	Process parameters for waste treatment.....	107
Tableau 5.3	Primary fossil energy factors of different energy sources and estimated primary fossil energy gains obtained by composting .....	108



## LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1-1	Schéma conceptuel représentant une filière de traitement des déchets ainsi que les processus en amont et en aval affectés par ses activités (inspirée de Larsen, (2009)).....	10
Figure 1-2	Représentation schématique d'un problème d'optimisation pour déterminer la capacité des sites de traitement dans un système composé de trois villes.....	21
Figure 1-3	Représentation des niveaux de hiérarchisation du système de transport dans une filière de traitement des déchets (inspiré de (Suzuki & Watanabe, 2009)).....	23
Figure 1-4	Représentation par zone territoriale d'un indicateur de performance de la première catégorie (densité de déchets éliminés par jour en kg/jour/km <sup>2</sup> ) pour différentes provinces de l'Italie (tiré de D'Alisa et al. (2012)).....	34
Figure 3-1	Article 1 publié dans la revue « Waste Mangement & Research », juillet 2016.....	45
Figure 3-2	Flow diagram of the proposed methodology.....	49
Figure 3-3	Three scenarios of waste source spatial distribution: (a) uniform, (b) polycentric and (c) monocentric. The treatment facility is represented with a star and all the figures are on the smale scale.....	51
Figure 3-4	Waste transport structures considered in the study: (a) non hierarchical and (b) hierarchical.....	54
Figure 3-5	Flow diagram representing the sequence of steps leading to the creation of both hierarchical and non-hierarchical structures.....	56
Figure 3-6	Evolution of the ratio R with time for the three distribution scenarios and $\alpha=1$ . Only the hierarchical structures with R superior to $\alpha=1$ are represented.....	59
Figure 3-7	Classification of the hierarchical structures according to accessibility and the relative distance from the treatment facility.....	63
Figure 4-1:	Article 2 publié dans la revue « Waste Mangement », mars 2017.....	69
Figure 4-2	Conceptual model for modeling the recovery supply chain.....	73

Figure 4-3	(a) Annual food waste production per district and (b) its spatial representation.....	84
Figure 4-4	(a) economic and (b) embedded energy performance indicators for each district. The more the value of the indicator is positive and far from 0, the more the positive contribution to the global efficiency of the chain is significant.....	85
Figure 4-5	The type of contribution of each district to the global efficiency for economic and embedded energy indicators.....	86
Figure 4-6	Distribution of resources consumption between the different phases of the AD chain for the economic and energy indicators.....	87
Figure 4-7	Representation of the districts contribution to the (a) economic efficiency and (b) energetic efficiency.....	89
Figure 4-8	Districts contribution to the energetic efficiency for anaerobic digestion and composting located at the East site.....	91
Figure 5-1	Conceptual framework of the territorial approach used for the recovery chain's design.....	103
Figure 5-2	Centralized and decentralized scenarios considered in this study.....	105
Figure 5-3	(a) annual food waste production per district and (b) its spatial representation.....	110
Figure 5-4	Recovery potentials for the centralized scenarios.....	111
Figure 5-5	Recovery potentials for (a) the decentralization scenario with two anaerobic/aerobic systems and for (b) the decentralization scenario with one anaerobic/aerobic system at S1 and one composting plant at S2. The results for the centralized scenarios are also displayed for comparison purposes.....	114
Figure 5-6	Transport capacity of districts 21 and 29 associated to the decentralized scenarios.....	116
Figure 6-1	Schéma logique explicitant la démarche développée pour concevoir une filière de traitement selon une approche territoriale.....	126
Figure 6-2	Utilisation de l'approche par potentiels de valorisation dans une perspective d'allocation des gisements aux sites dans le temps.....	133



## LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

3RV-E	Réduction, réutilisation, recyclage, valorisation et élimination
4R-VD	Réduction, récupération, réutilisation, recyclage, valorisation et disposition
ACV	Analyse de cycle de vie
AD	Anaerobic digestion
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
BAPE	Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
IREQ	Institut de recherche d'Hydro-Québec
GES	Gaz à effet de serre
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changement Climatiques
MEET	Methodology for the estimating air pollutant emissions from transport
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
SIG	Système d'information géographique



## **LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE**

\$	Dollar canadien
h	Heure
km	Kilomètre
kWh <sub>élec</sub>	Kilowattheure d'électricité
L	Litre
MJ <sub>emb</sub> , MJ <sub>ep</sub>	Mégajoule d'énergie primaire (embedded energy)
Nm <sup>3</sup>	Mètre cube normal
t	Tonne
yr	Year



## INTRODUCTION

Les déchets sont indissociables des activités humaines et leur production ne peut être complètement évitée. Dans le cas des déchets municipaux, les villes sont tenues de collecter, transporter et traiter ou disposer les déchets générés sur le territoire, ce qui représente un défi économique important. Au Québec, à titre d'exemple, sur le territoire la région métropolitaine du Grand Montréal, c'est ainsi près de 2 millions de tonnes de déchets municipaux qui ont été récupérés en 2012 pour un coût global de collecte et de gestion de 300 millions de dollars (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2015). Entre 2006 et 2012, bien que le production de déchets municipaux soit restée relativement stable (+ 0,6%), les coûts ont augmenté de 47% (CMM, 2015). En France, la gestion des déchets représente le premier pôle de dépense dans le secteur de protection de l'environnement avec 8,4 milliards d'euros déboursés par les collectivités locales en 2012 (ADEME, 2015). La gestion des déchets est également une source d'impacts environnementaux. En 2011, les activités de collecte et de traitement représentaient 5,6% et 4% des émissions totales des gaz à effet de serre du Québec et de la France respectivement (Institut de la Statistique du Québec, 2015; Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2015).

Néanmoins, les pratiques actuelles, tournées vers le recyclage et la valorisation, ont graduellement transformé la gestion des déchets, dite en « bout de tuyau », vers une gestion de ressources, à l'origine de coûts mais aussi de bénéfices potentiels pour la société (Hultman & Corvellec, 2012). Ainsi, les déchets traités peuvent se substituer à certaines ressources fossiles, dont l'extraction et la transformation sont une cause majeure de pollutions (Behrens, Giljum, Kovanda, & Niza, 2007). C'est ainsi le cas des déchets organiques, ou biodéchets, dont la valorisation par digestion anaérobie, par exemple, permet de fournir de l'énergie et du compost, qui peut être utilisé en complément des produits traditionnels comme engrais et amendement pour les terres agricoles (Boldrin, Andersen, Moller, & Christensen, 2009). La production de ces nouvelles ressources, renouvelables, nécessite néanmoins des investissements de la part des collectivités locales, avec la mise en place d'une logistique de récupération et de traitement des déchets. Au sein de cette logistique, plusieurs choix

s'offrent aux décideurs en termes de modes de collecte (Larsen, Merrild, Moller, & Christensen, 2010), de position et tailles de sites de traitement (Eiselt & Marianov, 2015; Pantaleo, Gennaro, & Shah, 2013) ou encore de types de technologies (Rojo, 2009). En plus de devoir répondre à des objectifs de rentabilité économique, les filières mises en place doivent également satisfaire à des critères de réduction d'impacts environnementaux.

En particulier, la planification de filières de traitement sur le territoire doit s'assurer que les activités relatives à la collecte, au transport et au traitement des déchets n'engendrent pas un coût ou un impact environnemental supérieur aux bénéfices résultant de la valorisation (Larsen, 2009). Dans ce contexte et en raison des activités de transport, le territoire, de par ses caractéristiques spatiales qui lui sont propres, occupe une place centrale dans la planification des filières de traitement et, notamment, de leur structure physique. Ainsi, dépendamment de la densité de production de déchets, la consommation de carburant lors de la collecte d'une tonne de déchets peut varier du simple au triple (Nguyen & Wilson, 2010). Or, des coûts de collecte ou transport élevés tendent à réduire les zones d'approvisionnement des sites de traitement et, donc, leur taille (ou capacité) (Pantaleo et al., 2013). De plus, l'hétérogénéité territoriale en termes de densité de production fait que, l'intérêt de récupérer et valoriser les déchets par une filière donnée, caractérisée par un mode de collecte ou une technologie de traitement, varie d'une entité territoriale à l'autre (Aphale, Thyberg, & Tonjes, 2015). Les outils d'aide à la décision disponibles, tels que les modèles d'optimisation et des méthodes comparatives comme l'analyse multicritères, peuvent prendre en compte ces caractéristiques spatiales, notamment par l'intégration de systèmes d'information géographique (SIG) (Arribas, Blazquez, & Lamas, 2009; Bastin & Longden, 2009). Cependant, en évaluant la performance des scénarios de gestion selon des indicateurs relatifs à la filière uniquement, ces outils ne permettent pas de rendre compte des disparités de performance existantes entre entités territoriales aux caractéristiques spatiales distinctes (D'Alisa, Di Nola, & Giampietro, 2012; Mihai, 2012). C'est dans ce contexte que s'inscrit le présent projet de recherche dont l'objectif général vise à développer une approche de conception de scénarios de gestion des déchets reposant sur une évaluation de la performance d'une filière de traitement en regard des gisements présents sur le territoire.

Afin de présenter les fondements de l'approche proposée, le premier chapitre de la thèse est dédié à une revue de littérature décrivant les principes sur lesquels s'appuie la gestion des déchets actuelle et les principaux outils d'aide à la décision permettant la détermination des éléments structurels d'une filière de traitement (localisation, taille et nombre des sites hiérarchisation du système de transport). Cette partie aborde également l'influence de la dimension territoriale sur la performance des systèmes de gestion et des indicateurs mis en oeuvre pour la mesurer. Le deuxième chapitre expose le problème général auquel répond ce projet de recherche et qui repose sur l'identification des lacunes quant aux outils disponibles. L'approche proposée est ensuite introduite. Elle s'appuie sur la notion fondamentale de potentiels associés aux gisements, qui expriment l'intérêt, pour un scénario de gestion donné, de prendre en charge un gisement, en fonction de ses caractéristiques intrinsèques et des moyens utilisés pour le transport et/ou le traitement. Elle est divisée en trois hypothèses de travail qui correspondent aux trois objectifs visés par chacun des articles présentés dans la thèse.

Le troisième chapitre est ainsi consacré au premier article qui illustre l'utilisation d'un indicateur de potentiel (accessibilité du territoire) afin de déterminer la structure du système de transport, pour différentes conditions territoriales. Dans le quatrième chapitre, qui concerne le deuxième article, l'étude porte sur l'évaluation d'un potentiel de valorisation pour estimer l'échelle spatiale d'une filière de traitement avec un seul site et cibler les zones du territoire défavorables au scénario de gestion proposé. Le cinquième chapitre (troisième article) reprend les résultats du deuxième article afin d'évaluer l'effet localisé d'un nouveau scénario de gestion (système multi-sites) sur les potentiels des zones défavorables. Pour terminer, le sixième chapitre propose une discussion générale donnant un récapitulatif des apports de chaque article, suivi d'une description de l'intérêt des retombées et des limites de l'approche territoriale proposée ainsi que des perspectives de recherche.





## CHAPITRE 1

### REVUE DE LITTÉRATURE

#### 1.1 La gestion des déchets

La pensée et l'implémentation d'une gestion linéaire des déchets a longtemps prévalu (Wilson, 2007). Cependant, face au problème de raréfaction des ressources fossiles et aux coûts importants de leur gestion, les déchets sont perçus, depuis le début des années 1990, comme une ressource qu'il faut valoriser. La section suivante présente dans un premier temps les définitions de la notion de déchets ainsi que les principes actuels qui encadrent leur gestion. Elle terminera par une revue des différentes filières de traitement existantes et de leurs éléments constitutifs.

##### 1.1.1 La notion de déchets

Historiquement, la définition d'un déchet est celle d'un bien dont son propriétaire ne veut plus et qui est destiné au rebus. Ainsi, la *loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux* en France et la *loi sur la qualité de l'environnement* au Québec définissent un déchet comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon. » (France, 1975, Loi n°75-633; Québec, 1979, Loi L.Q.E., chapitre Q-2). En France, cette loi a donné lieu à 27 articles du *Code de l'environnement* qui ont pour objectifs les deux principaux facteurs favorisant l'établissement d'une réglementation sur les déchets à cette époque: la protection de la santé publique et celle de l'environnement.

Au début des années 1990, un changement de paradigme se produit et le caractère exploitable du déchet apparaît dans la réglementation. En France, c'est l'adoption de la *loi n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement* qui amorce le changement en renforçant la loi de 1975 par

l'ajout d'alinéas relatifs à la valorisation éventuelle des déchets (France, Loi n° 92-646, 1992). Au Québec, cette qualité de ressource est introduite de la même manière dans la *Loi sur la qualité de l'environnement* en 1999 (Québec, Loi L.Q.E., chapitre Q-2, 1999).

Avec ces différents textes, le déchet revêt donc un potentiel exploitable. Pour autant, sa définition ne change pas. Il est toujours assimilé à un bien dont le détenteur n'en perçoit plus l'utilité immédiate ou qui n'assure plus la fonction pour laquelle il était destiné. Aussi, est qualifiée de déchet toute matière qui aurait été mal utilisée. Un exemple est cité par Pongrácz and Pohjola (2004) en agriculture et en aquaculture, où des substances (nutriments, nourriture) terminent en déchets parce qu'ils sont utilisés en trop grandes quantités et n'atteignent pas leurs cibles (plantes, poissons). Seadon (2010) suggère ainsi que le concept de déchet est le résultat d'un mode de pensée inadéquat, dit « en bout de tuyau ». Cette vision ne se focalise pas sur le véritable problème qui serait une utilisation inefficace des ressources, aussi bien en amont qu'en aval de la production du déchet. En outre, il apparaît inapproprié de qualifier de déchet un bien qui présente des caractéristiques ayant encore une valeur pour une entité, quelle qu'elle soit (Pongrácz & Pohjola, 2004). Par ailleurs, l'expression « le déchet des uns fait la fortune des autres », avancée par Gérard Bertolini, directeur de recherche au CNRS, reflète la complexité de la notion de déchets, qui est à la fois un élément dont on souhaite se débarrasser et une ressource potentielle (Bertolini, 2002).

Dans cette optique et afin de souligner le caractère exploitable d'un déchet, le Québec utilise le terme « matière résiduelle » (Québec, Loi L.Q., chapitre Q-2, 1999). Certains auteurs, pour leur part, proposent de redéfinir ce qu'est un déchet. Au lieu qu'un objet devienne un déchet par la volonté d'abandon de son détenteur, l'idée est de donner une définition fondée sur la possibilité qu'a l'objet de remplir ou non sa fonction initiale (Pongrácz & Pohjola, 2004). Ainsi, si une entreprise stocke des pièces de rechange pour des machines qui ont été remplacées, la définition traditionnelle fait que ces pièces sont considérées comme des déchets, alors qu'elles peuvent être utilisées par une autre entreprise se servant toujours des mêmes machines (Pongrácz & Pohjola, 2004). Enfin, un déchet peut également se définir par sa valeur d'échange économique, qui est traditionnellement négative à la fin du processus de

production du déchet, et qui doit devenir positive dans le cas d'un non-déchet (Bertolini, 2004). Néanmoins, bien que le terme de "déchet" fasse débat, les principes actuellement mis en oeuvre pour sa gestion font largement appel à son potentiel exploitable. Comme le mentionnent Hultman and Corvellec (2012), il serait peut-être plus juste de parler de "Gestion des ressources" que de "Gestion des déchets".

### 1.1.2 Les principes de gestion des déchets

« Le meilleur déchet est celui qui n'existe pas ». Cette expression populaire traduit le premier principe (Réduction) de la hiérarchie des 3RV-E (Réduction, Réemploi, Recyclage, Valorisation et Élimination), cadre théorique fondateur de la gestion des déchets moderne. Au Québec, la démarche des 3RV-E est apparue dans la première Politique de gestion intégrée des déchets solides en 1989. Il y est alors mentionné que « la réduction, le réemploi, le recyclage, la valorisation et l'élimination doivent, dans cet ordre, devenir les assises d'une gestion intégrée des déchets solides au Québec » (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs, 2010, p. 2) sans pour autant préciser une définition des termes composant la hiérarchie. Elle sera donnée plus tard dans le rapport "Déchets d'hier, ressources de demain" rédigé par le Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement (BAPE) en 1997. Ce rapport, préluce à la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008, reprend en effet la hiérarchie des 3RV-E, en précisant toutefois qu'elle doit être validée par des « études d'opportunité écologique et, le cas échéant, des analyses du cycle de vie » (BAPE, 1997, p. 50). En France, la notion de hiérarchie des voies de traitement apparaît explicitement pour la première fois dans l'alinéa II de l'article L541-1 du Code de l'environnement où il est précisé de « mettre en oeuvre une hiérarchie des modes de gestion des déchets consistant à privilégier, dans l'ordre: a) la préparation en vue de la réutilisation, b) le recyclage, c) toute autre valorisation, notamment la valorisation énergétique, d) l'élimination » (France, Article L541-1, Alinéa II, 2010).

En dehors de la notion de réduction à la source, cette hiérarchie, appliquée telle qu'elle, présente cependant certaines limites, comme l'avait pressenti le BAPE. D'une part, ce

classement ne tient pas compte des besoins du marché. Un produit recyclé, ou valorisé, n'est vraiment une ressource (utile) que s'il a un débouché et que les consommateurs sont prêts à l'acheter (Hamzaoui-Essoussi & Linton, 2010; Oyedele, Ajayi, & Kadiri, 2014). D'autre part, si cette condition est remplie, des objectifs de performance technique, au moins similaires à ceux du matériau qu'il remplace, doivent être atteints (Cox, 2015). Enfin, la hiérarchie n'intègre pas la question du transport, et du territoire en général, qui peut amputer en partie ou totalement les bénéfices économiques et/ou environnementaux d'un éventuel recyclage (Brambilla Pisoni et al. 2009; Larsen et al. 2010). Cette notion est toutefois abordée ailleurs dans la réglementation (France, Article L541-1, Alinéa I, 2000).

Dans une approche plus large que la hiérarchie des 3RV-E, la philosophie des 4R-VD (Réduction, Récupération, Réutilisation, Recyclage, Valorisation et Disposition) prône une gestion intégrée des déchets plutôt qu'une hiérarchie des actions (Hausler, 1999). Cette approche systémique s'inscrit dans le cadre de référence du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) établi « pour concevoir et implémenter de nouveaux systèmes de gestion des déchets et pour analyser et optimiser les systèmes existants » (Seadon, 2010). Contrairement aux 3RV-E, une gestion intégrée n'avantage pas certaines solutions mais énonce des principes permettant aux gestionnaires de développer leurs propres systèmes en fonction des conditions locales.

Le principe fondamental, et qui apparaît dans la définition du PNUE, est la notion de système. Un système est « un ensemble d'unités ou d'éléments en interaction et qui forment un tout intégré ayant pour objectif de fournir un service » (Seadon, 2010). Autrement dit, en restant dans un premier temps au niveau du système « gestion des déchets », il est avantageux de considérer l'ensemble des activités liées à la récupération et au traitement (collecte, transport, tri, traitement, enfouissement des résidus ultimes) pour la conception d'un système globalement performant (Bing et al., 2016; McDougall, White, Franke, & Hindle, 2001). A un second niveau, la vision systémique s'étend aussi au contexte territorial dans lequel s'inscrit la gestion des déchets: celle-ci n'est en effet qu'un élément d'un système beaucoup plus grand (ville ou région). Or, si le déchet est considéré comme une ressource, la

performance de la valorisation dépend des produits qu'il remplace, de leur mode de production et des caractéristiques du territoire (Steubing et al., 2014). Une perspective holistique allant donc au-delà du système « gestion des déchets » est ainsi nécessaire pour mesurer les réels bénéfices des services rendus (Bing et al. 2016; Larsen 2009).

Ce cadre théorique, systémique, est à la base des concepts de bouclage des flux et d'économie circulaire, qui s'intéressent, entre autres, aux déchets pour 1) réduire leur production et 2) trouver de nouvelles voies de valorisation qui alimenteront d'autres systèmes (Haas, Krausmann, Wiedenhofer, & Heinz, 2015). Dans un contexte industriel, ces changements peuvent intégrer l'adoption de nouveaux modèles d'affaires, davantage orientés vers une économie de fonctionnalité, s'opposant ainsi à une économie de produits (Medini, Moreau, Peillon, & Boucher, 2014). Les symbioses industrielles sont aussi des exemples de solutions qui encouragent les échanges de flux inter-organisations pour limiter la consommation de nouvelles ressources (Chertow, 2007). Dans un contexte municipal, une approche moderne de gestion des déchets privilégie l'utilisation simultanée de plusieurs types de traitement, ou filières, pour augmenter la performance globale (Consonni et al. 2011; O. Eriksson et al. 2005; Rojo 2009). Consonni et al. (2011) ont ainsi étudié la dynamique entre le recyclage et l'incinération avec récupération d'énergie. Les auteurs ont montré qu'une collecte sélective avec un taux de recyclage maximum de 50%, avec le reste des déchets envoyés mélangés à l'incinérateur, présentait de meilleures performances économiques qu'un recyclage à 100%. Rojo (2009) a par ailleurs mis en évidence les avantages d'une gestion des flux « en réseau », en analogie avec un réseau d'eau, pour contrôler la répartition dynamique et en parallèle des matières entre les différentes filières. En outre, un modèle conceptuel d'une filière de traitement des déchets municipaux, adopté dans ce projet, est présenté dans la section suivante.

### **1.1.3 Les filières actuelles de traitement des déchets municipaux**

Une filière de traitement des déchets est constituée d'un ensemble d'activités, qui peuvent être étudiées de manière indépendante, mais qui sont interconnectées (Larsen 2009). Les extrants

de l'une sont les intrants de l'autre: les choix décidés pour une étape a donc une conséquence sur la performance de la suivante. Une représentation conceptuelle d'une filière de traitement des déchets est illustrée en Figure 1.1. Comme représenté sur la Figure, le système à l'étude comprend trois sous-systèmes principaux. Le premier est la filière en tant que telle, qui comprend les activités de collecte, transport, tri, traitement et valorisation. De la collecte au traitement, chacune des activités nécessite des ressources, sous forme d'énergie, de matières ou d'eau, qu'il faut extraire et transporter pour alimenter la filière. Ces opérations (processus amont) constituent le deuxième sous-système à considérer. Enfin, le troisième sous-système (processus aval) est lié aux ressources (fossiles) substituées par le(s) produit(s) de valorisation obtenu(s) (Larsen 2009). Les quantités de ressources consommées et substituées dépendent notamment des modes et technologies mis en jeu dans la filière, que ce soit en termes de collecte, de transport, de tri ou de traitement. Les plus communément rencontrés sont décrits dans les sous-sections suivantes.

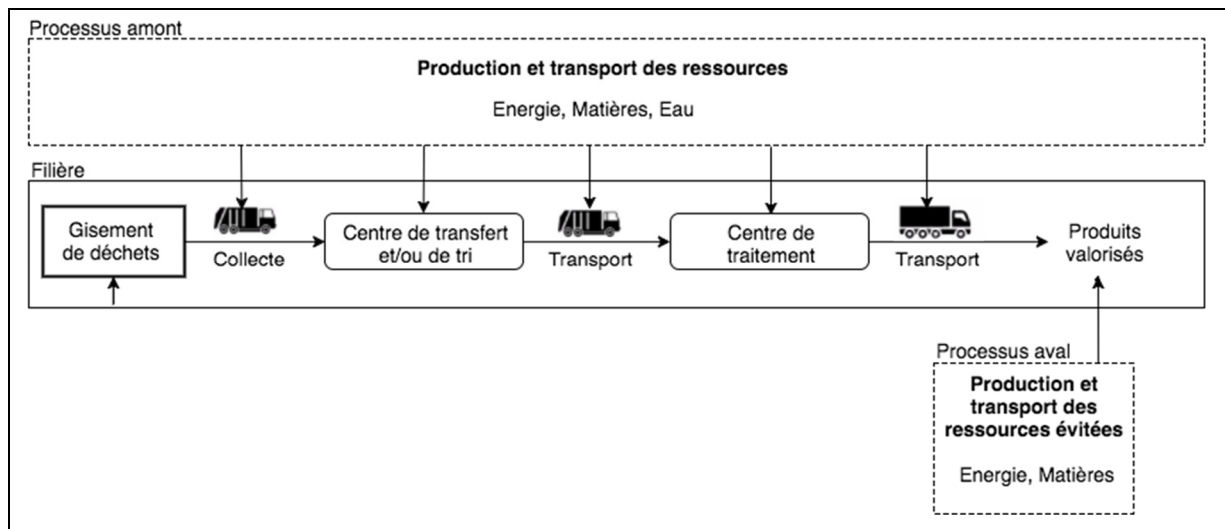


Figure 1-1 Schéma conceptuel représentant une filière de traitement des déchets ainsi que les processus en amont et en aval affectés par ses activités (inspirée de Larsen, (2009))

### 1.1.3.1 La collecte et le tri

La collecte et le tri sont ici décrits ensemble car ces deux activités sont fortement connectées. Ainsi, au moment où plusieurs types de déchets sont générés (recyclables, matières

organiques...), ils peuvent être soit triés à la source, par les résidents, soit mélangés. Dans le premier cas, une collecte sélective est effectuée. On parle alors de collecte à deux voies lorsque seuls les recyclables sont récupérés séparément des ordures ménagères ou d'une collecte à trois voies lorsque les matières organiques sont également collectées sélectivement. Dans le cas où tous les déchets sont mélangés, ceux-ci sont transportés ensemble (collecte mixte), puis séparés ultérieurement dans le système de gestion. Évaluée individuellement, la collecte sélective est plus coûteuse et génère plus d'impacts environnementaux que la collecte mixte, et ce, d'autant plus si les taux de récupération sont faibles (Teixeira, Russo, Matos, & Bentes, 2014). En contrepartie, la collecte sélective garantit dans certains cas moins de pertes de matières à l'entrée des technologies de traitement ainsi qu'une meilleure qualité de produit en sortie (Cimpan, Rothmann, Hamelin, & Wenzel, 2015). Elle est ainsi apparue nécessaire à la faisabilité de certaines technologies de traitement, telle que la digestion anaérobie, dont le bon fonctionnement ne tolère qu'un faible niveau d'impureté des matières organiques entrantes (Appels, Baeyens, Degreève, & Dewil, 2008). Il est à noter cependant que les récents progrès des techniques de tri des déchets automatisées, tel que le tri optique par spectroscopie en proche infrarouge, permettent d'obtenir des résultats intéressants, en concurrence avec les taux de pureté atteints par la séparation à la source. Ainsi, dans le cas des cartons, un taux d'efficacité de 90% et un taux de pureté en sortie de 97% ont été observés pour cette technologie de tri (L'usine nouvelle, 2009). Elle a également été testée avec succès pour le tri des matières organiques (Déchets infos, 2016).

Le type de véhicules utilisé a un fort impact sur la performance des activités de collecte de par sa consommation de carburant, si celui-ci est fossile (Larsen et al. 2009). Celle-ci dépend des caractéristiques du véhicules tels que son poids, sa capacité de chargement et sa vitesse (Hickman, Hassel, Joumard, Samaras, & Sorensen, 1999). Elle dépend également du mode de collecte. Traditionnellement, les déchets sont récupérés soit porte-à-porte soit par apport volontaire, même si, récemment, la collecte pneumatique est de plus en plus étudiée (Bernstad and la Cour Jansen 2011; Iriarte, Gabarrell, and Rieradevall 2009; Larsen et al. 2010). Dans le premier cas, les camions effectuent des tournées en s'arrêtant à chaque habitation. Une source d'impact importante de ce mode de collecte est l'action

d'arrêt/redémarrage du véhicule à chaque pas de porte: elle peut représenter à elle seule jusqu'à 90% de la consommation totale de carburant (Nguyen & Wilson, 2010). Dans le second cas, le schéma par apport volontaire implique que les résidents aient la responsabilité d'amener eux-mêmes les déchets à des points de collecte, réduisant ainsi les activités des camions, mais obligeant les citoyens à se déplacer. Les coûts et impacts associés à ces déplacements étant difficiles à comptabiliser car pouvant être associés à d'autres déplacements (aller au supermarché, au travail...), ils sont rarement pris en compte dans l'évaluation (Larsen et al., 2010). Ce mode de collecte a néanmoins montré des résultats satisfaisants, similaires à ceux de la collecte porte-à-porte, pour les recyclables (verre, carton, plastiques) (Larsen et al. 2010). Peu d'études existent cependant pour d'autres catégories de déchets municipaux.

### **1.1.3.2 Le transfert et le transport**

L'intérêt d'une installation de transfert est de réduire les coûts de transport entre certaines sources et le site de traitement par la mutualisation de flux de déchets (Suzuki & Watanabe, 2009). Elle permet de créer une rupture de charge en regroupant les déchets vers des moyens de transport de plus grande capacité (par route, par train et, dans certains cas, par voie maritime ou fluviale) (Eisted, Larsen, & Christensen, 2009). Le transfert peut être direct d'un véhicule à l'autre ou les déchets peuvent être stockés dans une fosse puis chargés ultérieurement dans le moyen de transport aval. Le choix du mode de transfert dépend des volumes de déchets, du type mais également du nombre de flux à traiter. Il est à noter que des activités comme le tri et le broyage peuvent être associées au transfert (SITA, 2003).

S'il n'y a pas de centre de transfert ou de centre de tri intermédiaires, la collecte et le transport des déchets se font sans interruption, avec le même véhicule. En particulier, le transport est le processus au cours duquel le véhicule, généralement rempli, se déplace de la zone de collecte au site de traitement et/ou au centre de transfert ou de tri. La consommation de carburant lors de ce processus est très différente que lors de la collecte (Nguyen & Wilson, 2010), notamment parce que le véhicule se déplace en moyenne à plus grande vitesse. De ce fait, la



consommation lors du transport est aussi davantage dépendante du type de routes empruntées par le véhicule. De manière globale, l'étape de transport peut représenter entre 5% et 12% de la consommation totale, même si cet intervalle peut varier dépendamment de la distance au site de destination (Nguyen & Wilson, 2010).

### **1.1.3.3 Le traitement et la valorisation**

Un « traitement » est défini par le dictionnaire Larousse comme « l'ensemble des opérations que l'on fait subir à des matières premières, à des substances ou à des matériaux pour les transformer ». Cette transformation, dans le cas d'un déchet, renvoie aussi bien à l'extraction de sa part valorisable qu'à la réduction de son caractère polluant. Dans tous les cas, l'objectif est d'amener le déchet dans un état compatible avec le milieu qui le reçoit. La valorisation, quant à elle, implique la mise en oeuvre d'opérations rendant le déchet utile, et qui peuvent passer, ou non, par sa transformation (ou traitement). Elle est définie dans la LQE comme « toute opération visant par le réemploi, le recyclage, le compostage, la régénération ou par toute autre action qui ne constitue pas de l'élimination, à obtenir à partir des matières résiduelles des éléments ou des produits utiles ou de l'énergie » (Québec Loi L.Q.E. chapitre Q-2, 1999). Ainsi, le réemploi est de la valorisation qui n'implique pas de traitement. Telles que mentionnées dans la LQE, il existe essentiellement quatre voies de valorisation, toutes catégories de déchets confondues: le réemploi (ou réutilisation), le recyclage, la valorisation énergétique, qui peut être effectuée par traitements biologique ou thermique. Un récent état de l'art des études évaluant différents types de valorisation a montré que le recyclage et les traitements biologique et thermique sont représentés à peu près de manière égale dans la littérature, alors que la réutilisation est finalement peu étudiée (Laurent et al., 2014). Paradoxalement, elle est peut-être l'approche la plus ancienne, puisque déjà largement répandue avant la mise en place d'une gestion des déchets municipale (Vergara & Tchobanoglous, 2012). Aux États-Unis, dans une époque préindustrielle où les matériaux, comme les vêtements, n'étaient pas disponibles en abondance, les ménages réutilisaient leurs biens en les réparant ou en se les échangeant, surtout à des fins d'économie (Vergara & Tchobanoglous, 2012). Au niveau de la gestion municipale, cependant, un des exemples de

réutilisation est la consigne des bouteilles de verre, appliquée au Québec, abandonnée puis réintroduite dans certaines régions françaises (Recyc-Québec, 2010; Zero Waste France, 2016).

Le recyclage est, quant à lui, la transformation des matières en nouveaux produits, commercialisables. Les bénéfices associés sont la préservation de ressources naturelles vierges et de leur processus de transformation et de transport (Vergara & Tchobanoglous, 2012). Privilégié pour les métaux en raison du fort impact de leur production, le recyclage est souvent comparé à la valorisation énergétique par voie thermique (incinération, gazéification) pour les déchets municipaux de type papier, carton et plastique (Bovea, Ibáñez-Forés, Gallardo, & Colomer-Mendoza, 2010; Merrild, Larsen, & Christensen, 2012). Une analyse des résultats de 34 études d'Analyse de Cycle de Vie a mis en évidence que le recyclage semble plus avantageux pour ces matières dans la plupart des cas (Laurent et al., 2014). Sur le plan économique, les résultats sont plus mitigés car pour ces matières qui ont encore une faible valeur sur le marché, la rentabilité économique de la filière, très variable en fonction des cours du pétrole ou des métaux, dépend pour beaucoup des aides publiques (Da Cruz, Simões, & Marques, 2012). Ces aides, ainsi que l'augmentation des frais d'enfouissement, ont fait qu'en Europe près de 65% des déchets d'emballage étaient recyclés en 2013 (Eurostat, 2016). Au Québec, c'était en moyenne 59% de ces déchets qui finissaient sur le marché du recyclage en 2012 (Recyc-Québec, 2014).

Les mêmes problématiques décisionnelles se posent avec les matières organiques (ou biodéchets), qui ont, en revanche, des taux de récupération beaucoup plus bas: aux alentours de 17% pour la France en 2010 et 15% pour le Québec en 2012 (excluant les boues des stations d'épuration) (Sidaine & Gass, 2013). En effet, une étude pour l'ADEME a souligné que seulement 36% de la population française était desservie par une collecte sélective de biodéchets (surtout déchets verts) avec pour principale destination le compostage, en raison d'une forte demande du secteur agricole (Sidaine & Gass, 2013). Le développement de la filière de méthanisation (ou digestion anaérobie) pour produire du biogaz est par ailleurs entravée par les pays voisins, comme l'Allemagne, déjà en surcapacité, qui attirent les

déchets français les plus méthanogènes. Au Québec, 9% de la population bénéficie d'une collecte sélective des matières organiques (Sidaine & Gass, 2013). Le compostage est le plus souvent rencontré, même s'il existe une volonté politique favorable à la méthanisation avec pour objectif la réduction de la dépendance aux énergies fossiles (surtout gaz naturel et pétrole) (MDDELCC, 2010). En outre, sur des critères environnementaux, la digestion anaérobie a été évaluée meilleure que le compostage dans une majorité des études, même s'il est toujours difficile de généraliser (Laurent et al., 2014). Elle est d'ailleurs largement utilisée pour le traitement des déchets agricoles en Europe, avec par exemple 4500 sites en Allemagne en 2013 (German Biogas Association, 2013).

Néanmoins, bien que des tendances puissent émerger, l'objectif d'une gestion intégrée des déchets n'est pas tant de donner des solutions de traitement universelles que de fournir des outils qui aident à l'évaluation de scénarios de gestion intégrés des déchets et à la prise de décision en regard des conditions territoriales locales. Étant donné les caractères multi-composants de la gestion des déchets, qui peut être évaluée sur plusieurs critères, différents types d'outils existent et sont abordés dans la prochaine section.

## **1.2 Les outils d'aide à la conception des filières de traitement**

Lorsque plusieurs options de collecte ou de traitement s'offrent au décideur, il peut s'avérer difficile de faire un choix et de planifier l'implémentation des activités sur le territoire. Les outils d'aide à la conception ont pour but de fournir des éléments de réponse quant à la disposition des différentes installations au sein du territoire (éléments structurels du système) et à l'organisation des flux de déchets échangés (éléments fonctionnels du système) (Wizere, 1999). Les premiers outils sont apparus à la fin des années 60 et abordaient des problèmes isolés, tels que le routage des camions ou la position des sites de traitement (Allesch & Brunner, 2014). Aujourd'hui, les approches tendent à intégrer les différents aspects de la gestion des déchets.

Les décisions relatives à la gestion des déchets se situent sur trois niveaux: stratégique, tactique et opérationnel (Ghiani, Laganà, Manni, Musmanno, & Vigo, 2014). Les planifications stratégique et tactique s'intéressent à l'étude de l'agencement global du système, c'est-à-dire le nombre, la taille et la position des sites de traitement. Cela comprend également l'allocation des déchets entre les différents sites et la détermination de zones de collecte (Ghiani et al., 2014). Il s'agit pour la plupart de décisions ayant une temporalité de moyen et long terme. Les décisions opérationnelles ont, quant à elles, des effets sur le court terme, puisque qu'elles concernent la gestion d'activités journalières ou hebdomadaires tels que le routage des camions de collecte ou la performance des opérations de traitement (de Oliveira Simonetto & Borenstein, 2007).

D'un point de vue stratégique, les outils d'aide à la décision sont construits pour répondre à certaines questions associées à la conception d'un système de gestion des déchets (Ghiani et al., 2014; Rakas, Teodorović, & Kim, 2004):

- Où doivent se situer les sites de traitement ?
- Combien y en a-t-il besoin ?
- Quelle devrait-être leur taille ?
- Quel devrait être le degré de hiérarchisation du système de transport (présence de centre(s) de transfert) ?

Bien que la plupart de ces questions puissent être traitées séparément, certaines problématiques sont étroitement liées. Pour un territoire donné, caractérisé par un volume de déchets à traiter, fixer le nombre de sites a une influence sur leur taille respective (capacité). Ainsi, plus il y a de sites à installer, plus le volume de déchets est réparti entre les différents sites et plus leurs capacités sont réduites. Parallèlement, fixer la capacité des sites dans ce contexte détermine également leur nombre. Ces deux questions sont indissociables et seront donc abordées ensemble dans les sections suivantes.

### 1.2.1 Localisation des sites de traitement

La localisation des sites de traitement est l'un des problèmes stratégiques les plus traités dans la littérature (Bing et al., 2016; Iakovou, Karagiannidis, Vlachos, Toka, & Malamakis, 2010). C'est un problème faisant intervenir des objectifs souvent contraires comme la volonté de rester proche des lieux de production de déchets tout en évitant un rejet social, se traduisant par des mouvements comme NIMBY (Not In My BackYard), NOPE (Not On Planet Earth) ou NOTE (Not Over There Either) (Ghiani et al., 2014). La localisation est donc un problème multi-objectifs qui a été résolu dans un premier temps par des modèles mathématiques d'optimisation (Eiselt & Marianov, 2015). Ceux-ci sont caractérisés par une fonction objectif qui sert de critère d'optimisation qu'il faut maximiser ou minimiser. Dans les problèmes de localisation, ce critère est souvent la distance où les coûts économiques associés au transport (Eiselt & Marianov, 2015), même si de plus en plus de modèles intègrent les considérations environnementales (émissions de gaz à effet de serre notamment) dans la formulation de la fonction objectif (Yu & Solvang, 2017). Les modèles d'optimisation permettent également de définir des contraintes, qui constituent les facteurs à satisfaire absolument pour que la solution soit considérée. Il peuvent être une exigence réglementaire comme une distance minimale par rapport aux habitations ou à un point d'eau. Ces paramètres sont à définir préalablement avec le décideur qui, une fois ses préférences établies, intervient finalement peu dans la génération des solutions. Sa participation peut être cependant requise dans l'interprétation des résultats comme pour les cas de problèmes multi-objectifs, où un grand nombre de solutions possibles sont générées, et où le décideur doit alors définir le meilleur compromis selon ses priorités (Eiselt & Marianov, 2015).

Toutefois, lorsqu'un grand nombre de critères de décision sont à considérer, la résolution numérique des modèles d'optimisation peut être contraignante, voire impossible (Eiselt & Marianov, 2015). En effet, en parallèle des coûts économiques et des pollutions engendrées, les problèmes de localisation de sites de traitement font intervenir les notions de risques (Haastrup et al., 1998), d'impact sur le paysage ou de développement de l'économie locale (Norese, 2006). L'optimisation peut alors être complétée ou remplacée par des outils

d'analyse multicritère.(Eiselt & Marianov, 2015). Ceux-ci permettent de comparer, sur des critères qualitatifs et quantitatifs, différents scénarios selon un processus structuré et transparent (Rojo, 2009). Les avantages principaux de ce type d'outils sont la facilité de leur prise en main et leur flexibilité dans le nombre de critères et le classement des scénarios. Dans le contexte de la localisation de sites, les méthodes les plus utilisées sont les méthodes de surclassement, comme ÉLECTRE, qui permettent d'établir des relations de dominance en comparant les scénarios deux à deux sur les différents critères (Eiselt & Marianov, 2015; Haastrop et al., 1998). Des seuils de concordance et de discordance sont ensuite définis afin de juger de la force de la relation de surclassement. Ces seuils, ainsi que le poids des critères, sont subjectifs et adaptés au décideur. L'analyse multicritère nécessite ainsi des analyses de sensibilité afin de mettre en lumière les conflits potentiels. Le Tableau 1.1 donne une revue synthétique des forces et faiblesses de chaque type d'outils .

Tableau 1.1 Tableau comparatif des outils pour la localisation des sites de traitement

Outils d'aide à la décision	Objectif	Forces	Faiblesses	Sources
Modèles mathématiques d'optimisation	Minimisation d'une fonction objectif sous contraintes	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Les scénarios ne sont pas pré-déterminés</li> <li>2. Le décideur n'intervient pas dans la génération des solutions</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Ils peuvent être difficiles et longs à résoudre</li> <li>2. Le décideur ne peut pas faire d'ajustements une fois le modèle implémenté</li> <li>3. Une infinité de solutions possibles (si multi-objectifs) qu'il faut analyser</li> </ol>	(Eiselt & Marianov, 2015; Pohekar & Ramachandran, 2004; Yu & Solvang, 2017)
Méthodes d'analyse multi-critères	Comparaison de plusieurs scénarios selon différents critères	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Elles intègrent par définition un grand nombre de critères</li> <li>2. Implémentation relativement facile</li> <li>3. Flexible dans le choix et classement des critères</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Certains critères sont difficiles à quantifier</li> <li>2. Une analyse de sensibilité est obligatoire car le poids accordé à un critère est subjectif</li> <li>3. Dans certaines méthodes, le choix des paramètres de classement des scénarios requiert un fort input du décideur</li> </ol>	(Eiselt and Marianov 2015; Gomes et al. 2008; Morrissey and Browne 2004)

Afin de ne prendre que le meilleur des deux types d'outils, certains auteurs choisissent de les combiner en implémentant un modèle d'optimisation sur un seul critère (le coût, par exemple) afin de faire une présélection de sites qui seront ensuite comparés avec une méthode d'analyse sur les critères restants (Cheng, Chan, & Huang, 2003; Haastrup et al., 1998).

Dans tous les cas, résoudre le problème de localisation des installations répond également en partie aux décisions stratégiques relatives à leur taille, par exemple. En effet, il semble difficile de choisir un emplacement pour un site de traitement sans lui avoir préalablement alloué des sources de déchets. C'est d'ailleurs le principe des algorithmes de « localisation-allocation », utilisés dans les systèmes d'information géographique (SIG) pour positionner des sites qui desservent un nombre donné de sources (Ghiani et al., 2014). Cependant, pour utiliser ces modèles, il est nécessaire d'indiquer le nombre de sites à installer. De plus, dans certains cas, la localisation importe moins que de déterminer le territoire desservi par la collecte des déchets sans compromettre la performance de la filière. Certains modèles se concentrent ainsi davantage sur la notion de taille et sont présentés dans la section suivante.

### **1.2.2 Taille et nombre des sites de traitement**

La taille et le nombre de sites sont des variables à considérer pour étudier la viabilité d'une filière de traitement des déchets (Cucchiella, D'Adamo, & Gastaldi, 2017). Du fait des coûts d'investissement initiaux, auxquels s'ajoutent les coûts opérationnels annuels, un site ne peut être rentable qu'à partir d'une certaine quantité de déchets traités annuellement. Cette taille minimale dépend en partie du type de traitement et de valorisation choisis. Pour un incinérateur grande échelle avec production d'électricité, il a ainsi été montré que la taille minimale assurant un bilan financier positif était de 150 000 t de déchets traités par an (Cucchiella et al., 2017). Ce seuil augmente à 300 000 t/an si un système de cogénération est implémenté à la place. D'autres facteurs tels que le type de déchets et les conditions locales de vente des produits de valorisation jouent également un rôle essentiel (RECORD, 2010). En étendant le système à la filière au complet, il peut exister une capacité maximale théorique d'un site de traitement des déchets. Elle correspond à la capacité limite où la somme des coûts (ou impacts) associés à la collecte, au transport et aux activités d'opérations du site deviennent égaux à la somme des revenus perçus et des coûts (ou impacts) évités par la valorisation. Cette capacité maximale a été abordée sur des critères environnementaux et par type de déchets dans Merrild et al., (2012). En pratique, la taille d'une installation de



traitement est limitée par son environnement extérieur, notamment dans un contexte urbain, ce qui contraint sa capacité de traitement.

Entre ces deux extrêmes, il y a un optimum. Toute une partie de la littérature s'intéresse donc à trouver, en fonction de certaines contraintes et paramètres imposés, la capacité et le nombre de sites qui minimiseraient ou réduiraient certains coûts financiers et/ou environnementaux (Bastin & Longden, 2009; Bing et al., 2016; Gomes, Barbosa-Povoa, & Novais, 2011). Les outils d'aide à la décision utilisés sont les mêmes que ceux présentés dans la section précédente. Pour les modèles d'optimisation, la représentation schématique du problème est illustrée à la Figure 1-2 où sont considérées plusieurs sources (villes ou points de collecte) avec deux sites de traitement.

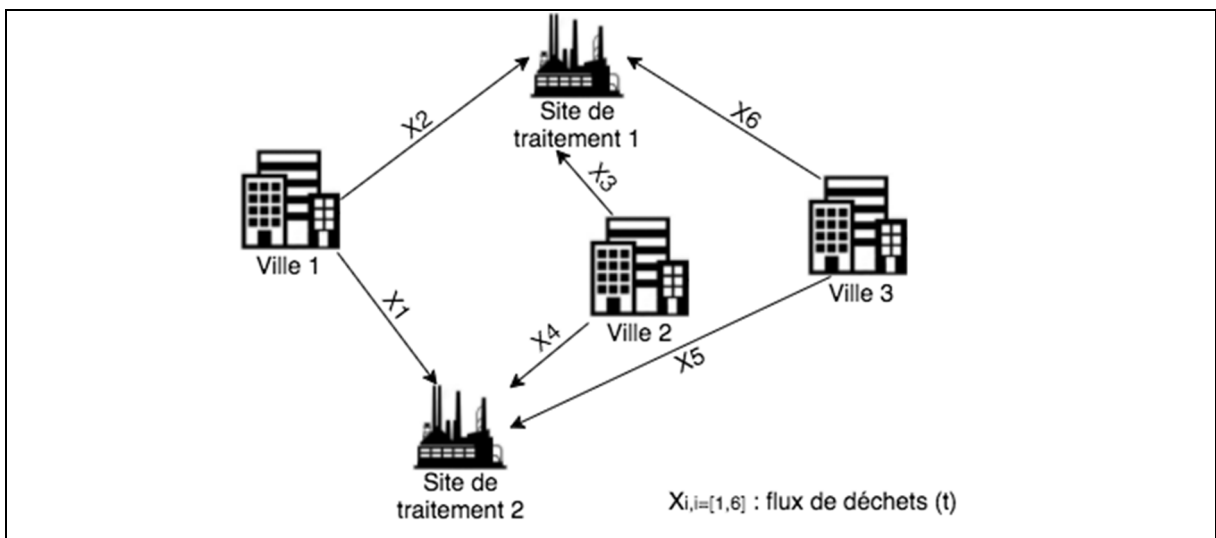


Figure 1-2 Représentation schématique d'un problème d'optimisation pour déterminer la capacité des sites de traitement dans un système composé de trois villes.

L'objectif est de trouver la combinaison de valeurs ( $X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6$ ) qui minimise certains critères, le plus souvent les coûts économiques de transport et de traitement (Gomes et al., 2011; Guo, Huang, & He, 2008). L'intérêt est de pouvoir évaluer l'agrandissement éventuel d'un site ou la construction d'un nouveau, selon les résultats d'agencement des flux de déchets.

En parallèle, d'autres outils abordent plus explicitement la dimension spatiale associée au choix d'une taille de technologie. Ainsi, sur un cas d'étude en Angleterre, une analyse multicritère a montré qu'un ensemble de cinq incinérateurs (de capacités allant de 30 000 t à 90 000 t) génèrent moins de trafic routier et moins d'émissions de gaz à effet de serre par tonne de déchets qu'un seul incinérateur traitant 180 000 t de déchets (Bastin & Longden, 2009). En outre, le choix entre un réseau centralisé (avec un site grande échelle) ou décentralisé (avec plusieurs sites petite et moyenne échelle) est hautement dépendant des distances de transport et donc de l'échelle territoriale considérée (Longden, Brammer, Bastin, & Cooper, 2007). Il semblerait cependant que la prise en compte de facteurs locaux (acceptabilité sociale, principe d'équité territoriale, émissions atmosphériques locales dues au transport) tende à favoriser l'installation de sites de petite ou moyenne taille (Bastin & Longden, 2009; Longden et al., 2007).

Les sites de grande taille pour leur part sont supérieurs sur les critères économiques et énergétiques car ils permettent de dépenser moins et de produire plus par tonne de matières entrantes. Ainsi, dans plusieurs études de planification de la taille de sites de traitement, les auteurs analysent les compromis entre les économies d'échelle réalisées par les grosses installations et les faibles coûts de transport des petites installations (Gan & Smith, 2011; Steubing et al., 2014; Walla & Schneeberger, 2008). Les méthodes utilisées sont le plus souvent des analyses de rentabilité économique (Pantaleo et al., 2013) ou d'efficacité énergétique (Walla & Schneeberger, 2008). La détermination de la taille d'un site repose alors sur le modèle d'une zone d'approvisionnement circulaire, dont le milieu est le site de traitement. Lorsque la superficie de cette zone augmente, la capacité de traitement augmente ainsi que les coûts associés au transport. La zone d'approvisionnement peut être modélisée de façon continue (Gan & Smith, 2011; Pantaleo et al., 2013; Walla & Schneeberger, 2008) en considérant une densité de production de déchets uniforme. Elle peut également être modélisée de façon discrète, permettant ainsi de distinguer différentes sources (Steubing et al., 2014). En outre, la modélisation discrète permet de choisir une structure de transport plus complexe, avec, par exemple, la présence de centres de transfert intermédiaires. La

planification de telles infrastructures, qui est influencée par la taille de la zone d'approvisionnement, est abordée dans la section suivante.

### 1.2.3 Niveaux de hiérarchisation du réseau de transport

La gestion des déchets est une chaîne logistique à part entière, qui va de la collecte à la disposition finale (Y. Zhang, Huang, & He, 2014). Entre ces deux activités, il existe plusieurs étapes intermédiaires qui se caractérisent par une ou plusieurs installations du même type qu'il faut localiser et/ou dimensionner. La Figure 1.3 schématise cette structure hiérarchisée à plusieurs niveaux pour le cas général d'un type de déchet destiné à être valorisé.

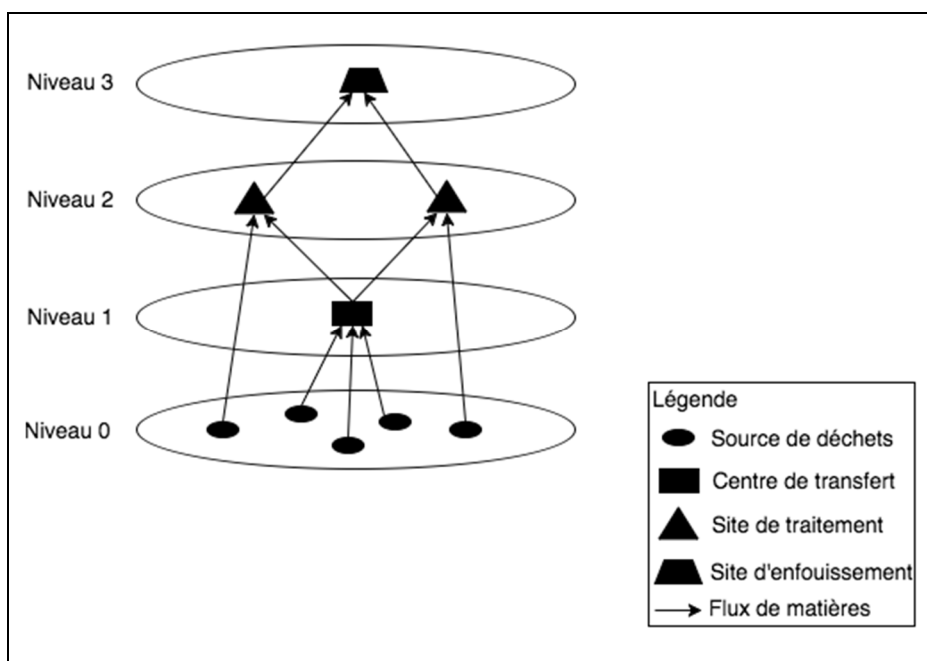


Figure 1-3 Représentation des niveaux de hiérarchisation du système de transport dans une filière de traitement des déchets (inspiré de (Suzuki & Watanabe, 2009))

La Figure 1.3 illustre essentiellement trois niveaux: le transfert, le traitement et la disposition finale. Certains niveaux hiérarchiques sont inévitables, tels que le traitement ou la disposition finale ; d'autres sont facultatifs, comme le transfert des déchets.

La problématique de hiérarchisation du réseau a été largement abordée dans la littérature au moyen de modèles mathématiques d'optimisation (Y. Zhang et al., 2014). L'objectif est alors de trouver soit la position optimale des installations de transfert (Şahin & Süral, 2007) soit leur capacité optimale (Das & Bhattacharyya, 2015; Mavrotas, Skoulaxinou, Gakis, Katsouros, & Georgopoulou, 2013), ou les deux (Galante, Aiello, Enea, & Panascia, 2010). Dans ces modèles, l'hypothèse admise est que le centre de transfert est nécessaire. Il y a en revanche peu d'études qui s'interrogent sur les conditions favorables à cette existence. Or, des économies d'échelle ont été observées pour les structures hiérarchisées (avec centres de transfert intermédiaires). En d'autres termes, le coût économique pour le transport d'une unité de matière diminue lorsque les distances et les quantités transportées augmentent (Suzuki & Watanabe, 2009). Ceci implique des conditions sur ces derniers paramètres (distance et volume) afin que les centres de transfert soient rentables. En outre, des rapports d'organisations gouvernementales font état d'une distance minimale des sources au site de traitement entre 18 et 28 km pour qu'un centre de transfert soit avantageux (Ministry of the Environment of Japan, 2013; US Environmental Protection Agency, 2002). De plus, Campbell (1993) a montré que le ratio de capacité des véhicules avant et après transfert jouait également un rôle clé pour la faisabilité économique du centre intermédiaire. L'auteur a ainsi établi que si une certaine capacité de chargement du véhicule avant transfert est dépassée, la hiérarchisation du système de transport n'est pas souhaitée. De plus, en-dessous de cette capacité limite, elle ne doit pas dépasser un pourcentage de la capacité du véhicule après transfert (dans l'étude, celui-ci variait entre 3% et 90% dépendamment de la capacité du véhicule avant transfert) (Campbell, 1993).

De ce fait, plusieurs facteurs interviennent dans l'installation d'un centre de transfert. Pour certains territoires de petite à moyenne taille, la question d'un transfert des déchets est incertaine. De plus, la décision de mettre en place une telle infrastructure, est généralement traitée séparément d'autres décisions stratégiques telle que la taille des sites de traitement. Or, la rentabilité d'un centre de transfert et la taille du site, i.e. sa capacité, qu'on peut aussi évaluer de par l'étendue de sa zone d'approvisionnement, sont deux facteurs a priori inter-dépendants. Cette inter-dépendance s'explique par l'influence des coûts et impacts liés à la

collecte des déchets. Lorsque ces derniers sont élevés, la zone d'approvisionnement du site tend à être réduite (Pantaleo et al., 2013), posant ainsi des conditions défavorables pour l'installation d'un centre de transfert intermédiaire entre les sources et le site de traitement. Néanmoins, une dynamique inverse est à l'oeuvre car des coûts de collecte élevés favorisent aussi l'installation d'un centre de transfert (nécessité d'une rupture de charge), avec une réduction des coûts induite qui peut avoir un effet positif sur la taille de la zone d'approvisionnement du site. Cette dynamique met en lumière l'importance des coûts et impacts associés aux activités de transport dans la planification de filières de traitement et, donc, l'importance d'une notion qui leur est directement liée, qui est celle de la modélisation des conditions territoriales. Cet aspect est ainsi abordé dans la section suivante.

### **1.3 La dimension territoriale dans la conception de filières de traitement**

Au travers des sections précédentes, il a été montré que le territoire, de par les activités de transport induites, est une composante qui entre en ligne de compte dans l'établissement d'un système de gestion intégrée des déchets. Pour autant, sa prise en compte dans les outils de conception des systèmes de gestion a évolué progressivement. Avec les premiers modèles, le territoire est un ensemble de points et le transport, une distance (ou un coût par km). Le problème est dans ce cas centré sur la technologie (sa position, sa taille, son type) (Brambilla Pisoni et al., 2009; Mihai, 2012). Or, l'évolution de la réglementation ainsi que l'implémentation des plans succesifs de gestion intégrée des déchets, mettant en avant la valorisation, a mis l'accent sur les activités de transport, et notamment la collecte sélective, dont l'influence sur la quantité et la qualité des déchets récupérés en fait un élément clé de la filière de traitement (Carchesio et al. 2015; Larsen 2009). L'analyse de sa performance sous plusieurs conditions territoriales a montré qu'elle variait en fonction notamment de la densité de production des déchets (Nguyen & Wilson, 2010). Ainsi, cette section présente dans un premier temps l'importance de la question du transport dans un contexte systémique. Elle aborde ensuite la prise en compte des conditions territoriales et leur influence sur le système de gestion. Enfin, elle aborde les principaux indicateurs de performance considérés pour la

conception d'une filière de traitement et analyse leur utilisation dans un contexte de prise de décision territoriale.

### **1.3.1 L'impact relatif des activités de transport**

Il est difficile d'aborder la question du territoire sans mentionner les activités de transport (collecte incluse), qui font le lien entre les gisements de déchets et les unités de traitement. Les municipalités mettent actuellement en place des systèmes de collecte à 2 voies (recyclables et ordures ménagères) ou 3 voies (recyclables, matières organiques et ordures ménagères) afin d'atteindre les objectifs de valorisation fixés par la réglementation. Ceci résulte en une augmentation du transport et des coûts de collecte (Teixeira et al., 2014). Ainsi, dans une perspective systémique, la question qui peut se poser est de savoir si l'augmentation des coûts et des impacts induite par la collecte sélective peut compenser les bénéfices associés à la valorisation (Brambilla Pisoni et al., 2009; Larsen, 2009).

Le Tableau 1.2 présente une synthèse des résultats de trois études menées sur l'impact relatif des activités de transport dans les bilans économique et environnemental de différentes filières de traitement. Pour des raisons de clareté, ceux-ci sont définis par une notation spécifique qui est du type « type de déchets/mode de collecte/traitement ». Le mode de collecte peut être PAP ou AP, correspondant, respectivement, à porte-à-porte et apport volontaire. Le traitement est soit R (recyclage matière), soit I (incinération avec récupération d'énergie), soit C (compostage). Enfin, il est à noter que l'indicateur environnemental est exprimé en point (Pt) correspondant à une agrégation de catégories d'impact environnemental (santé humaine, écosystèmes, ressources). Le Tableau 1.2 ne vise pas à établir un état des lieux exhaustif mais à donner une idée de la part des activités de transport dans la performance du système global via quelques exemples de la littérature.

Tableau 1.2 Impact relatif du transport dans une filière de traitement des déchets pour les critères économique et environnemental

	Source	Lieu	Système de gestion	Coûts/Impacts		Revenus valorisation
				Transport	Traitement	
Bilan économique	Da Cruz, Simões, and Marques (2012)	Portugal	Plastiques/PAP/R	204 €/t collectée	-	157 €/t collectée
	Massarutto, Carli, and Graffi (2011)	Italie	Papier-carton/PAP/R	62-101 €/t traitée	> 110 €/t traitée	30 €/t traitée
			Papier-carton /PAP/I	62-101 €/t traitée	80-85 €/t traitée	33 €/t traitée
			Matières organiques/PAP/C	82-138 €/t traitée	45 €/t traitée	8 €/t traitée
Bilan environnemental	Brambilla Pisoni et al. (2009)	Italie	Plastiques/(PAP+AP)/R	100 Pt/t traitée	Déduit des revenus	179 Pt/t traitée
			Papier/(PAP+AP)/R	28 Pt/t traitée		6.6 Pt/t traitée
			Matières organiques /(PAP+AP)/C	13 Pt/t traitée		- 2.9 Pt/t traitée

Sur le plan économique, la collecte et le transport ne sont pas nécessairement les étapes les plus coûteuses (cas papier/carton), mais leur contribution au bilan global est significatif (environ 40% des coûts totaux au minimum, d'après le Tableau 1.2). Dans le cas des matières organiques, ces coûts sont encore plus élevés, puisqu'ils représentent entre 65% et 75% des coûts totaux. Pour les trois types de déchets considérés dans le Tableau 1.2, il apparaît que les bénéfices tirés de la revente des produits ne sont pas suffisants à compenser les coûts de transport et de traitement. Ainsi, certains auteurs proposent d'étendre le système et d'inclure dans le bilan économique les coûts d'enfouissement évités par la valorisation (Da Cruz et al., 2012; Marques et al., 2014). Sur le cas du recyclage des plastiques au Portugal, ceci a une forte conséquence sur le bilan global, qui devient alors positif (Da Cruz et al., 2012).

En outre, cette extension du système s'applique également dans le bilan environnemental et est à l'origine de résultats parfois contradictoires sur l'importance du transport dans la performance des filières de traitement. En effet, le Tableau 1.2 illustre que l'impact environnemental du transport n'est pas négligeable devant les bénéfices de la valorisation, calculés à partir des impacts évités par l'utilisation des produits valorisés. Pour le cas du recyclage des plastiques en Italie, il représente près de 56% des revenus et devient prépondérant dans le cas du recyclage du papier et des matières organiques. Or, pour d'autres auteurs, l'impact environnemental de la collecte et du transport est au contraire peu significatif devant les bénéfices de la valorisation (Larsen 2009; Merrild, Larsen, and Christensen 2012). Ceci est en parti dû à la prise en compte de l'impact évité du scénario « business as usual », qui peut être soit l'enfouissement, soit l'incinération.

De plus, l'impact relatif du transport dépend également d'autres facteurs tels que l'indicateur environnemental, le type de traitement et l'échelle territoriale considérés. Une analyse plus fine du bilan environnemental dans Bergsdal, Strømman, & Hertwich (2005) et Brambilla Pisoni et al. (2009). montre que, dans le cas du recyclage, les impacts dus au transport sont prépondérants dans les catégories de consommation d'énergies fossiles, d'acidification, d'impact sur la santé humaine et de changements climatiques. En revanche, si le cas de l'incinération est choisi, les impacts sur les changements climatiques du transport deviennent négligeables devant ceux de la technologie (Cimpan et al., 2015). Enfin, de manière évidente, les coûts du transport augmentent avec la distance (Muñoz, Vargas, & Navia, 2015). Selon l'échelle du territoire, qui peut être municipale, régionale ou provinciale, l'influence du transport sur le choix d'un scénario sera différente.

En outre, la prise en compte du territoire dans le calcul de l'impact de transport a une influence sur la viabilité d'une filière. A titre d'exemple, une analyse de cycle de vie a montré qu'une tonne d'aluminium pouvait être théoriquement transportée sur de très grandes distances ( $\geq 4800$  km) avant que les bénéfices environnementaux de son recyclage soient compromis (Merrild et al., 2012). Néanmoins, pour un cas d'application sur une ville danoise, l'analyse a trouvé que le gisement « aluminium » était trop dispersé et trop faible sur le



territoire pour qu'une collecte sélective en vue d'une valorisation soit économiquement envisageable (Larsen 2009).

### **1.3.2 La prise en compte des spécificités territoriales**

L'étude présentée précédemment illustre le décalage qui peut exister entre (1) une étude sur un système global, qui prend comme données d'entrée une valeur moyenne de production de déchets et une valeur moyenne de coûts de transport n'ayant pas nécessairement de lien entre elles, et (2) une étude sur un système local, où les deux valeurs sont issues d'une analyse spatiale du territoire. La forte influence de ce type d'analyses sur la performance des filières de traitement, et notamment sur celle de la collecte, a positionné une partie des études issues de la littérature sur la compréhension de l'espace territorial dans l'optique de trouver des solutions de traitement des déchets adaptées (Mihai, 2012). Ainsi, depuis le début des années 2000, des outils d'analyse géographique sont apparus dans les modèles de gestion des déchets (Mihai, 2012).

Cette intégration s'opère à deux niveaux, de manière qualitative et quantitative (Mihai, 2012). L'intégration qualitative du territoire dans l'implémentation de filières de traitement est avant tout d'ordre social. Elle s'attache à étudier le comportement des populations face aux scénarios de gestion et leurs conséquences sur l'atteinte des objectifs de valorisation (Agovino, Garofalo, & Mariani, 2017; Marshall & Farahbakhsh, 2013). Elle comprend également la prise en compte des attentes des différentes parties prenantes (politiques, citoyens, industriels) pour l'élaboration de systèmes adaptés aux besoins exprimés (Bastin & Longden, 2009). L'intégration quantitative du territoire est quant à elle liée à ses caractéristiques spatiales. Elle inclut, par exemple, l'estimation de la production et de la composition des déchets en fonction de paramètres socio-démographiques (tels que l'éducation ou le revenu) et géographiques, comme la densité de population ou le climat (Mihai, 2012). La grande variabilité spatiale de ces facteurs font que la production et la composition des déchets diffèrent d'un pays à l'autre, d'une région ou province à l'autre mais également à l'intérieur d'une même communauté urbaine (Aphale et al., 2015).

De ce fait, le succès d'une stratégie de collecte et sa pertinence économique et environnementale ne sont pas uniformes pour un territoire donné (Larsen et al., 2009; Nguyen & Wilson, 2010; Passarini, Vassura, Monti, Morselli, & Villani, 2011). D'une part, parce que la quantité de déchets disponibles pour la valorisation varie, celle-ci peut ne pas être suffisante pour justifier une collecte sélective dans certaines zones (Aphale et al., 2015). En effet, la consommation de carburant par tonne de déchets d'une collecte porte-à-porte dans des régions à faible densité (< 25 maisons/km de route) a été estimée comme étant 5 à 6 fois plus élevée qu'une même collecte en milieu dense (> 40 maisons/km de route) (Nguyen & Wilson, 2010). D'autre part, au-delà des quantités de déchets produites qui varient, le taux de récupération diffère également d'une zone territoriale à l'autre (Hage & Soderholm, 2008; Passarini et al., 2011). Ainsi, une étude en Italie sur plusieurs régions d'un même territoire a mis en évidence que les zones à plus haut taux de génération de déchets étaient également celles pour lequel le taux de récupération était le plus faible (Passarini et al., 2011). Ce phénomène s'explique, d'après les auteurs, par des contraintes d'aménagement urbain (rues étroites et denses, parfois impraticables dans le vieux centre historique) qui ne facilitent pas le passage des camions. A ces paramètres urbains, très spécifiques à l'étude de cas, s'ajoute également la volonté des résidents à trier leurs déchets (Hage & Soderholm, 2008).

Une manière de prendre en compte ces disparités est de découper le territoire à l'étude en plusieurs zones (D'Alisa et al., 2012; Pantaleo et al., 2013). La finesse du découpage (par région, par province, par municipalité) a une influence sur l'adéquation d'une stratégie de gestion à l'ensemble des éléments d'une zone. Ainsi, une approche « top-down », qui s'appuie sur des données régionales pour formuler des plans de gestion des déchets à l'échelle locale, ne tient pas compte des disparités territoriales, ce qui peut rendre inefficace la mise en application de ces plans pour certaines municipalités (D'Alisa et al., 2012). Des analyses multiéchelle sont donc à privilégier pour trouver des solutions adaptées (Mihai, 2015). Or, si des données spécifiques sont dans un premier temps nécessaires pour intégrer la diversité territoriale dans la proposition de filières de traitement, des indicateurs sont également à définir pour mesurer leur performance et aider à la prise de décision.

### **1.3.3 Les indicateurs de performance**

La définition d'indicateurs de performance est essentielle dans l'implémentation de filières de traitement. Ils font partie intégrante des politiques environnementales nationales et internationales depuis les années 1990 et permettent, dans le cadre de la gestion des déchets, de vérifier l'atteinte des objectifs fixés, de communiquer sur l'état du système en place et de comparer plusieurs alternatives (Greene & Tonjes, 2014). Pour que le système de gestion de déchets soit « compatible » avec son environnement, plusieurs aspects peuvent être considérés tels que le bénéfice environnemental, la rentabilité économique, l'intégration sociale ou encore le respect de la réglementation. Ces différents objectifs donnent lieu à l'existence d'un grand nombre d'indicateurs, qui peuvent être définis de manière séparée (Chavez, Vega, & Benitez, 2011) ou, pour certains d'entre eux, agrégée (Zaman & Lehmann, 2013). Les plus utilisés dans la littérature sont regroupés dans le Tableau 1.3. Malgré leur grande diversité, il est possible de les classer en deux catégories, selon qu'ils mesurent la performance du système de gestion en termes du respect des objectifs fixés de détournement des déchets de l'enfouissement (catégorie 1) ou sa performance dans les sphères économique, environnementale et sociale (catégorie 2) (Greene & Tonjes, 2014).

Tableau 1.3 Principaux indicateurs de performance utilisés pour l'évaluation des systèmes de gestion des déchets

	Indicateur	Définition	Sources
Performance en termes de de détournement de l'enfouissement	Tonnes de déchets recyclés	Données brutes issues d'analyses input-output	Agovino, Ferrara, and Garofalo (2016); Greene and Tonjes (2014); Wen, Lin, and Lee (2009)
	Taux de récupération	Ratio des déchets collectés sélectivement sur les déchets totaux produits (%)	
	Taux de recyclage	Ratio des déchets recyclés sur les déchets collectés (%)	
	Taux de détournement	Ratio des déchets détournés de l'incinération et de l'enfouissement sur les déchets collectés (%)	
Performance en termes économique, environnemental et social	Coûts par tonne	Coûts d'investissement, d'opérations et de maintenance par tonne de déchets traités	Browne et al. (2011); Shmelev and Powell (2006)
	Ratio bénéfiques/coûts	Ratio issu d'une division des bénéfices par les coûts d'investissement, d'opérations et de maintenance (les bénéfices incluent les revenus des produits de valorisation et éventuellement les frais d'enfouissement évités)	Marques et al. (2014); Pantaleo, Gennaro, and Shah (2013); Sanscartier, MacLean, and Saville (2012)
	Emissions de gaz à effet de serre (GES) évitées	Kg de CO <sub>2</sub> équivalent évitées par un ou plusieurs scénarios de gestion (en comparaison avec un scénario de référence)	Zhao, Huppés, and van der Voet (2011)
	Consommation d'énergie primaire	Le bilan d'énergie primaire prend en compte les consommations des processus de transformation et de transport de l'énergie, les pertes lors de ces processus ainsi que l'utilisation d'énergie primaire à des fins non énergétique (goudron, industrie chimique)	Arvidsson and Svanström (2016)
	Indicateurs midpoints et endpoints de l'ACV	Indicateur environnementaux globaux tels que la contribution au changement climatique (kg CO <sub>2</sub> eq), l'acidification (kg SO <sub>2</sub> eq), la toxicité humaine (kg 1,4-DCB eq) ...	Eriksson et al. (2005)
	Acceptabilité sociale	Ensemble d'indicateurs qualitatifs souvent considérés dans les analyses multicritères: risques sanitaires, emplois, retombées locales, bruit...	Rojo (2009)

La distinction de ces deux types d'indicateurs est ici intéressante pour deux raisons. En premier lieu, les indicateurs de la première catégorie ne sont généralement pas suffisants pour évaluer le bien fondé environnemental d'un système de gestion (Greene & Tonjes, 2014; Kaufman, Krishnan, & Themelis, 2010). A titre d'exemple, l'un des plus couramment utilisés par les décideurs territoriaux est le taux de recyclage (Greene & Tonjes, 2014) car les objectifs fixés par les plans de gestion déchets municipaux et nationaux se mesurent en taux de déchets recyclés ou détournés de l'enfouissement. Or, cet indicateur est souvent utilisé de manière inter-changeable avec le taux de détournement, bien qu'une corrélation faible entre les deux a été démontrée (Greene & Tonjes, 2014). Ainsi, une municipalité peut présenter un taux de recyclage satisfaisant, sans pour autant avoir un taux élevé de détournement de déchets de l'élimination. Ceci est dû aux matières organiques dont le traitement, comme le compostage, n'est pas considéré comme du recyclage. De ce fait, bien que présentant un taux d'enfouissement généralement élevé, ces matières sont exclues du calcul du taux de recyclage, ce qui peut donner une image biaisée de la valorisation qui est réellement faite (Greene & Tonjes, 2014). En revanche, les données nécessaires aux calculs de ce type d'indicateurs sont généralement disponibles et il n'est pas rare de trouver des études présentant des valeurs de taux de recyclage ou de détournement par zone territoriale (Agovino et al., 2016; D'Alisa et al., 2012; Mihai, 2015), afin de souligner l'hétérogénéité du territoire en matière de gestion des déchets. Dépendamment du cas d'étude, l'échelle du découpage peut varier du niveau national ou niveau municipal. Mais dans tous les cas, la carte obtenue permet ensuite d'identifier les zones qui nécessitent une intervention prioritaire (D'Alisa et al., 2012). Un exemple de carte avec un découpage par région, en Italie, est présenté à la Figure 1.4.



Figure 1-4 Représentation par zone territoriale d'un indicateur de performance de la première catégorie (densité de déchets éliminés par jour en  $\text{kg}/\text{jour}/\text{km}^2$ ) pour différentes provinces de l'Italie (tiré de D'Alisa et al. (2012))

Cette représentation territoriale constitue la deuxième raison de distinguer les deux types d'indicateurs. En effet, les indicateurs de la deuxième catégorie, qui sont utilisés dans les outils d'aide à la décision pour comparer et planifier plusieurs scénarios de traitement, ne sont que rarement évalués par zone du territoire. Les analyses sont plutôt centrées sur la performance d'un scénario ou d'un système de collecte. L'évaluation est ainsi globale (une valeur d'indicateur par scénario), même si l'indicateur peut être local (comme l'acceptabilité

sociale). Or, comme mentionné dans la section précédente, un territoire ne répond pas de manière homogène à une stratégie de gestion, et cette hétérogénéité spatiale ne peut être représentée par l'évaluation d'un indicateur unique pour le territoire. Afin de palier à ce manque, des efforts de spatialisation de ces indicateurs, notamment des indicateurs environnementaux, existent. Ainsi, Bastin and Longden (2009) ont représenté sur une carte le nombre de km parcourus par les camions de transport pour deux scénarios d'incinération, mettant en évidence les régions potentiellement les plus touchées par les conséquences du trafic routier (émissions, bruit...). Nitschelm et al. (2016) ont développé une approche d'ACV territoriale spatialisée où l'expression des impacts dépend du type de zone concernée. Néanmoins, dans ces exemples précédents, la spatialisation des indicateurs reste attachée à une activité (transport) et/ou à un type d'impact (environnemental). Elle ne représente que partiellement l'attractivité d'une filière de traitement pour une zone donnée. En effet, dans le cadre de la planification d'une filière, il serait également judicieux d'exprimer cette attractivité en termes, par exemple, de bénéfices environnementaux et économiques que représente une zone pour l'ensemble du système (collecte, transport et traitement).





## CHAPITRE 2

### PRÉSENTATION DU PROJET DE RECHERCHE

Ce chapitre présente, dans une première partie, les éléments à l'origine du projet de recherche et qui reposent sur l'identification d'un problème décisionnel et les lacunes dans les outils disponibles. Il décrit par la suite les trois hypothèses de recherche formulées pour répondre au problème posé et qui amènent à l'explicitation de trois objectifs spécifiques.

#### 2.1 Problématique de recherche

Le changement de paradigme qui s'est opéré dans la réglementation sur la gestion des déchets à partir du début des années 90, promouvant la passage d'un statut de déchets à celui de ressources, s'est traduit en pratique pour les municipalités par l'identification d'objectifs de valorisation spécifiques à chaque type de matières. A titre d'exemple, la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 2011-2015 prévoyait un recyclage de 60% des matières putrescibles municipales (résidus alimentaires, résidus verts, boues de stations d'épuration) avec un bannissement de ces déchets des sites d'enfouissement d'ici 2020 (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques, 2012). Or, l'atteinte de cet objectif induit pour les municipalités la mise en place d'une collecte sélective à 3 voies, qui peut conduire à une augmentation des coûts et des impacts liés aux activités de transport (Teixeira et al., 2014).

En outre, la performance de la collecte et du transport est étroitement liée à la quantité de déchets collectée et à la distance parcourue. Ainsi, à partir d'une certaine distance de transport, il devient économiquement intéressant d'inclure un centre de transfert des déchets. Cependant, dans une perspective systémique, si ces quantités sont trop faibles et/ou si les distances sont trop grandes, les bénéfices tirés de la valorisation ne seront pas suffisants pour « rentabiliser » la filière de traitement. De plus, un gisement considéré individuellement peut présenter un rapport tonnage/distance parcourue favorable et aboutir à un bilan de valorisation positif. Pour autant, dépendamment des caractéristiques des autres gisements

présents sur le territoire, l'attrait de collecter et valoriser le premier gisement peut augmenter ou, au contraire, diminuer. Cette dynamique spatiale entre organisation du territoire et performance du système de gestion des déchets pose des défis dans la conception stratégique des filières, et notamment sur la taille de la technologie de traitement. Une des difficultés pour le décideur est en effet de déterminer quels gisements de déchets devront être alloués à un ou plusieurs sites de traitement. En tenant compte de ces contraintes, le décideur doit également adapter, dans la phase de planification, la structure du réseau de transport, dont la hiérarchisation dépend de l'échelle du territoire desservi par un site de traitement.

Actuellement, les outils utilisés pour répondre à ce problème sont les modèles mathématiques d'optimisation et la comparaison de scénarios, utilisant des méthodes d'analyse économique, d'analyse de cycle de vie (ACV) ou d'analyse multicritères (Bastin & Longden, 2009; Eiselt & Marianov, 2015; Pantaleo et al., 2013). Un frein à l'utilisation élargie des premiers est lié à l'élaboration du modèle et à sa résolution qui, pour des systèmes avec un nombre important de variables et de critères de décision, peuvent s'avérer contraignants. Par ailleurs, ce type de modèles peut être perçu comme une « boîte noire », offrant la meilleure solution mais qui, en contrepartie, ne donne pas la compréhension des dynamiques aboutissant à ce choix. Ainsi, l'approche par comparaison est la plus utilisée lorsqu'il s'agit d'aborder explicitement les dynamiques spatiales dans la conception d'une filière de traitement. Elle a été utilisée, entre autres, pour étudier les impacts d'un système centralisé versus un système décentralisé (Longden et al., 2007), pour analyser les économies d'échelles d'une technologie sur un territoire (Pantaleo et al., 2013) ou pour calculer la limite maximale de transport théorique associée à une stratégie de valorisation (Merrild et al., 2012).

Dans cette optique, les études mentionnées précédemment proposent une vision orientée vers la technologie. Par exemple, afin d'identifier la taille d'un ou plusieurs sites, les compromis entre économies d'échelle et distances de transport se font en considérant d'abord les gisements les plus proches, puis en étendant la zone de collecte de manière concentrique, avec au centre la technologie. Cependant, cette approche peut ne pas être appropriée si le territoire à l'étude est composé de gisements ou zones hétérogènes. En effet, dans la

conception d'une stratégie de gestion pour un territoire donné, incluant le mode de collecte et la capacité du site de traitement, tous les gisements devraient pouvoir être considérés simultanément. La tendance actuelle des outils de planification est donc d'axer l'étude des filières de traitement dans une perspective territoriale, évaluant la réponse du territoire à un scénario plutôt que de considérer ses caractéristiques comme de simples paramètres. Actuellement, les approches territoriales développées se concentrent sur deux aspects: 1) l'évaluation des mesures en place pour plusieurs échelles de territoire (municipalité, province, région) selon des indicateurs relatifs aux flux de déchets, comme le taux de détournement et ses variantes (D'Alisa et al., 2012) et 2) la spatialisation des impacts environnementaux qui permet de calculer les impacts d'un système par zone territoriale, en tenant compte de leurs caractéristiques (Nitschelm et al., 2016). En revanche, bien que ces approches permettent d'exprimer une performance spatialisée d'un scénario, et donc de prendre en compte dans l'évaluation l'hétérogénéité du territoire, elles ne sont pas en mesure de donner des indications quant à la structure physique de la filière, telle que la taille privilégiée des sites de traitement. Autrement dit, une lacune existe sur le développement d'une approche territoriale et spatialisée de planification d'une filière de traitement. Celle-ci permettrait l'expression de l'attractivité, sur plusieurs types de critères, de l'ensemble de la filière (collecte, transport et traitement) sur chaque zone territoriale considérée.

Afin de répondre à cette lacune, le projet de recherche s'appuie sur trois hypothèses principales, qui font l'objet des trois articles présentés dans ce mémoire de thèse.

## **2.2 Hypothèses de recherche**

De par son emprise territoriale, une filière de traitement des déchets présente des similitudes avec de nombreux systèmes de transport dont l'objectif est d'acheminer des biens ou des personnes vers une ou plusieurs destinations finales. Or, l'un des enjeux de ce type de système est l'accessibilité du territoire. Thème récurrent en géographie des transports, l'accessibilité du territoire se définit comme « la capacité de différentes ressources d'être accessibles en fonction de leur position dans l'espace et de la plus ou moins bonne maîtrise

des distances » (Richer & Palmier, 2012). Elle représente donc un potentiel spatial, rattaché à la ressource, qui vise à « rendre compte de l'effort à consentir pour parcourir l'espace, dans le but d'atteindre un lieu qui abrite la ressource » (Richer & Palmier, 2012). Il dépend essentiellement de deux éléments: les caractéristiques des ressources et celles du système de transport. Plus ce potentiel spatial est grand, plus le système considéré est adéquat et sa performance territoriale élevée.

Par analogie directe, cette notion d'accessibilité territoriale peut également s'appliquer à un système de transport des déchets pour lequel les ressources sont les différents générateurs de déchets. Or, celui-ci est caractérisé par son niveau de hiérarchisation qui peut inclure, ou non, un centre de transfert. Le chapitre précédent a montré que la viabilité économique de ce type d'infrastructure dépend des conditions territoriales, telles que les distances, ainsi que des caractéristiques du mode de transport, telles que la consommation et la capacité des véhicules. Ces différents paramètres influencent l'accessibilité au centre de transfert, ou, autrement dit, la capacité des gisements d'être accessibles afin de faciliter le transport des matières de manière économique. Dépendamment de cette accessibilité, le centre de transfert se justifierait, ou non. Ainsi, la première hypothèse reflète l'utilisation d'un indicateur d'accessibilité dans la planification d'une structure hiérarchisée de transport des déchets.

#### Hypothèse 1:

Considérant la distance à parcourir, les quantités transférées et la capacité des véhicules, la mesure de l'accessibilité du territoire à un centre de transfert permet de donner des indications quant au niveau de hiérarchisation approprié du système de transport.

Cependant, dans une perspective de planification d'une filière dans son ensemble, évaluer le potentiel d'un gisement uniquement sur la base du transport des déchets n'est pas suffisant et doit nécessairement intégrer l'étape de transformation de la matière (valorisation). Ainsi, l'évaluation de la performance d'une filière de traitement (de la collecte au traitement) devrait

reposer sur l'estimation de l'effort à consentir pour collecter, transporter et valoriser les gisements. Cet effort s'apparenterait donc à un potentiel de valorisation qui représenterait la capacité d'un gisement à alimenter de manière efficiente un site de traitement au sein d'un territoire. L'analyse comparative du potentiel de chaque gisement permettrait d'identifier les zones à privilégier pour un certain type de valorisation, et ainsi déterminer la taille d'une technologie, ce que propose la deuxième hypothèse.

#### Hypothèse 2:

En tenant compte de l'organisation spatiale du territoire, du type de technologie utilisée ainsi que des modes de collecte et de transport employés, l'analyse comparative du potentiel de chaque zone, considérée comme un gisement de déchets alimentant une filière, permet de déterminer les sources d'approvisionnement à allouer au site de traitement.

L'estimation des potentiels de valorisation des gisements permet ainsi d'identifier les sources d'approvisionnement favorables à l'efficacité d'une filière de traitement. Par symétrie, elle montre également les zones défavorables. Dans l'optique d'améliorer la performance de la filière de traitement à l'échelle de ces zones, une modification du système peut alors être envisagée afin d'augmenter leurs potentiels. Le succès de cette nouvelle stratégie ne peut cependant être évalué qu'après une étude de des potentiels pour les différents scénarios, et notamment des potentiels des zones a priori défavorables. Ceci est proposé dans la troisième hypothèse.

#### Hypothèse 3:

Considérant une nouvelle stratégie de gestion, une analyse de sa performance spatialisée, par potentiels de valorisation, est nécessaire pour déterminer sa pertinence en regard des zones du territoire considérées comme défavorables au scénario initial.

### 2.3 Objectifs de recherche

L'objectif général du projet de recherche vise donc à développer une approche territoriale de conception, ou planification, d'une filière de traitement en définissant des indicateurs de potentiel de la ressource vis-à-vis des stratégies de gestion proposées (en termes de collecte, de transport et de traitement). De cette manière, l'approche se détache du modèle de conception orienté vers les technologies. Elle reprend une vision davantage spatialisée afin d'évaluer l'attractivité des stratégies proposées par zone du territoire, dans le but d'en déduire les principales caractéristiques physiques de la filière (hiérarchisation du système de transport, taille du site de traitement et nombre potentiel de sites).

L'objectif général du projet se découpe donc en trois objectifs spécifiques, qui répondent aux hypothèses formulées dans la section précédente. Le premier objectif spécifique ne s'intéresse dans un premier temps qu'à la question du transport. L'idée est de montrer que le calcul d'un indicateur d'accessibilité des gisements à un centre de transfert (mesure de son attractivité) a une influence sur la rentabilité économique de cette infrastructure et, donc, sur son existence. Afin d'y parvenir, l'objectif peut être formulé comme suit:

Objectif 1:

Proposer un modèle de calcul d'accessibilité à un centre de transfert et l'appliquer à des structures de transport des déchets hiérarchisées pour plusieurs types de configurations spatiales de territoires et de capacités de véhicules avant transfert. Développer une méthode de calcul de coûts économiques de ces structures et les comparer avec des structures non-hiérarchisées afin de déterminer la pertinence d'un centre de transfert.

Plusieurs types de configurations territoriales et plusieurs valeurs de capacité de véhicules avant transfert sont considérés afin de jouer sur les valeurs d'accessibilité. Les configurations étudiées sont théoriques mais reposent sur des modèles types de configurations territoriales existantes. Bien que l'étude puisse être menée sur plusieurs

types de déchets, celui choisi dans cette analyse est le papier/carton, ce qui aura une influence sur les valeurs d'accessibilité trouvées. Le critère économique est utilisé car il est le plus pertinent pour une analyse préliminaire de la pertinence d'un centre de transfert. Enfin, l'étude se limite à l'échelle d'une municipalité, voire d'une communauté métropolitaine pour les configurations les plus étendues, car elle est suffisante pour l'analyse de la rentabilité d'un centre de transfert.

Dans le second objectif spécifique, l'analyse de l'accessibilité du territoire est élargie à la filière au complet. Le concept (d'attractivité) reste le même, mais l'indicateur évolue car il doit intégrer les gains et coûts associés à la valorisation, pour déterminer la taille du site de traitement. Afin d'être plus explicite, on parle alors de potentiel de valorisation. L'objectif peut être énoncé comme suit:

#### Objectif 2:

Développer un modèle d'estimation du potentiel de valorisation d'une zone pour une filière de traitement donnée. Ce potentiel devra représenter un gain ou une perte de performance pour la filière, afin de pouvoir dire si la zone sera une source d'approvisionnement ou non. Appliquer l'approche à une étude de cas, qui est la valorisation des résidus alimentaires de la ville de Montréal en biogaz par digestion anaérobie ou en compost par compostage en système fermé.

Afin de mettre en lumière l'intérêt de l'approche proposée, celle-ci est appliquée sur une étude de cas. L'exemple du traitement des déchets organiques à Montréal est intéressant car c'est actuellement un projet en cours de la ville (BAPE, 2012). De plus, la disponibilité des données de production de déchets et des caractéristiques du réseau routier pour cette municipalité facilitent l'implémentation de l'approche. Le nombre et la diversité des gisements (arrondissements) sont également suffisants pour tirer des conclusions et monter en généralités. La mesure de la performance de la filière est l'efficience, qui s'exprime par un ratio « bénéfices/coûts ». Cet indicateur permet, d'une

part, la prise en compte d'un compromis entre les gains associés à la valorisation des déchets d'un gisement et les coûts nécessaires pour y parvenir. D'autre part, il permet d'exprimer le potentiel de valorisation sur plusieurs types de critères, économique et environnemental. En outre, dans le cas d'étude sur Montréal, les indicateurs économique et de consommation d'énergie primaire sont étudiés. L'utilisation d'un indicateur énergétique différenciant énergie fossile et énergie renouvelable est par ailleurs pertinent pour analyser la part des activités de transport (majoritairement énergie fossile) dans une filière de valorisation énergétique des déchets (énergie renouvelable).

Le troisième objectif spécifique est dans la continuité du deuxième. En prenant comme référence les gisements trouvés non favorables au scénario de gestion proposé, il propose d'évaluer la pertinence d'une adaptation de la filière vis-à-vis de ces gisements. Il peut s'énoncer comme suit:

**Objectif 3:**

Comparer un nouveau scénario de gestion (par exemple, système multi-sites) avec celui construit dans l'objectif 2 et observer l'écart entre les potentiels pour les deux scénarios. Évaluer l'apport du nouveau scénario par rapport aux zones identifiées comme sensibles.

L'étude de cas sur Montréal se poursuit avec cette fois-ci l'évaluation des potentiels de valorisation pour des scénarios de gestion multi-sites (scénarios décentralisés). L'analyse est réalisée sur un seul indicateur (l'énergie primaire) afin de faciliter la compréhension des dynamiques entre les potentiels. L'indicateur économique aurait également pu être choisi.



## CHAPITRE 3

### ARTICLE 1: UNE ANALYSE SPATIALE DE STRUCTURES DE TRANSPORT DES DÉCHETS HIÉRARCHISÉES SOUMISES À DES CONDITIONS TERRITORIALES CHANGEANTES

Ce premier article s'interroge sur les conditions de rentabilité d'un centre de transfert pour différentes configurations territoriales et différents scénarios de capacité des camions de collecte. En particulier, il présente ces conditions selon deux indicateurs territoriaux: la distance des gisements au site de traitement et l'accessibilité au centre de transfert. La structure de l'article suit une organisation classique, qui sera la même pour les deux suivants. Un résumé rappelant l'objectif et les principaux résultats de l'étude est présenté, suivi par une introduction qui propose une rapide revue de littérature. La méthodologie pour la génération des structures hiérarchisées, le calcul de leur coût et leur analyse spatiale par les deux indicateurs mentionnés est ensuite décrite, Enfin, les résultats et leur discussion sont présentés, suivis par une conclusion.



Figure 3-1: Article 1 publié dans la revue « Waste Mangement & Research », juillet 2016

### 3.1 Abstract

The design of waste management systems rarely accounts for the spatio-temporal evolution of the demand. However, recent studies suggest that this evolution affects the planning of waste management activities like the choice and location of treatment facilities. As a result, the transport structure could also be affected by these changes. The objective of this paper is to study the influence of the spatio-temporal evolution of the demand on the strategic planning of a waste transport structure. More particularly this study aims at evaluating the effect of varying spatial parameters on the economic performance of hierarchical structures (with one transfer station). To this end, three consecutive generations of three different spatial distributions were tested for hierarchical and non-hierarchical transport structures based on costs minimization. Results showed that a hierarchical structure is economically viable for large and clustered spatial distributions. The distance parameter was decisive but the loading ratio of trucks and the formation of clusters of sources also impacted the attractiveness of the transfer station. Thus the territories' morphology should influence strategies as regards to the installation of transfer stations. The use of spatial-explicit tools such as the transport model presented in this work that take into account the territory's evolution are needed to help waste managers in the strategic planning of waste transport structures.

**Keywords:** waste transport, strategic planning, hierarchical structure, growing demand, spatial analysis, economic costs

### 3.2 Introduction

The design of waste collection and transport is one of the most difficult tasks in the development of a waste management system. Like the design of the system itself, it includes many strategic, tactical and operational choices such as the selection of transfer facility locations, the determination of the fleet composition and the collection days as well as the routes scheduling (Ghiani et al., 2014). At the strategic level, the problem becomes more

complex if one takes into account the temporal and/or spatial evolution of the waste production. Leao, Bishop, & Evans (2004) tackled the problem of landfill location in a growing urban region. They showed that different urban developments can result in different landfill locations and therefore developed an approach to adequately locate the facility. Rojo, Glaus, Hausler, Lafort, & Bourgeois (2013) modelled the temporal evolution of waste production. The authors demonstrated how waste flows should be dynamically allocated to different types of treatments, depending on their economic, environmental and social impacts, as well as their distance from the waste producers.

These spatial and temporal models considered waste transport as a fixed parameter. However, since the optimal location and choice of treatment technologies are conditioned by the spatial and temporal evolution of the demand, the transport system structure could be also affected by these changes. This is indeed a phenomenon observed in natural systems such as slime molds (Bebber, Hynes, Darrah, Boddy, & Fricker, 2007; Fricker, Boddy, Nakagaki, & Bebber, 2009; Ito, Okamoto, & Takamatsu, 2011). Like a waste transport network, slime molds need to route their food from several sources to survive. Facing various external conditions such as the addition of new sources, they have the ability to change their structure from hierarchical to cyclic to continue their growth. Similarly, in the case of waste transport, economies of scale suggest that grouping waste flows from a sufficiently large number of producers with transfer stations (i.e. creating a hierarchical structure) could reduce the transportation costs (Suzuki & Watanabe, 2009). In this way, several examples of municipalities or communities that have attempted to mutualise their waste to benefit from economies of scale exist, with more or less success (Bel, Fageda, & Mur, 2012). One of the reasons of failure lies in the transport system structure that is not adapted to the size and the characteristics of the territory served (Veiga, 2013).

To help territorial managers for the design of hierarchical transport networks, several studies have analysed the cost-effectiveness of transfer stations regarding some indicators such as the distance to treatment facility and the local truck size (Campbell, 1993; Daganzo, 1999). For example, some governmental organizations like the US Environmental Protection Agency or the Ministry of the Environment of Japan recommend a minimal distance to treatment facility

between 18 and 28 km (Ministry of the Environment of Japan, 2013; US Environmental Protection Agency, 2002). However, to the knowledge of the authors, no study has considered various sources spatial distribution scenarios and characteristics of their temporal evolution in the decision-making process regarding the installation of a transfer station.

The objective of this paper is to evaluate the impact of a spatial and temporal evolution of different territories' morphologies on the economic performance of hierarchical transport structures (with one transfer station) in comparison with non-hierarchical structures. Parameters such as the average distance to treatment facility, the local waste production and sources spatial distribution with respect to the treatment facility, that have been found to influence economies of scale, are considered (Suzuki & Watanabe, 2009). To meet the objective, this paper presents the comparison of hierarchical structures with non-hierarchical structures under various territorial conditions, which reflect the temporal evolution of three possible spatial distributions of sources scattered around a treatment facility.

### **3.3 Methodology**

The proposed methodology is shown in Figure 3.1. It is based on the creation and analysis of hierarchical transport structures and their cost's evaluation according to various territorial conditions. To create the structures, a transport optimization model was first implemented to give hierarchical and non-hierarchical structures which minimize transport costs (outputs). The inputs of this model are (i) source distribution scenarios at different steps of territory's development (called generations), (ii) transport and transfer station's costs and (iii) the value of the local truck's size. More details on the transport model and the optimization algorithm are given further in the paper.

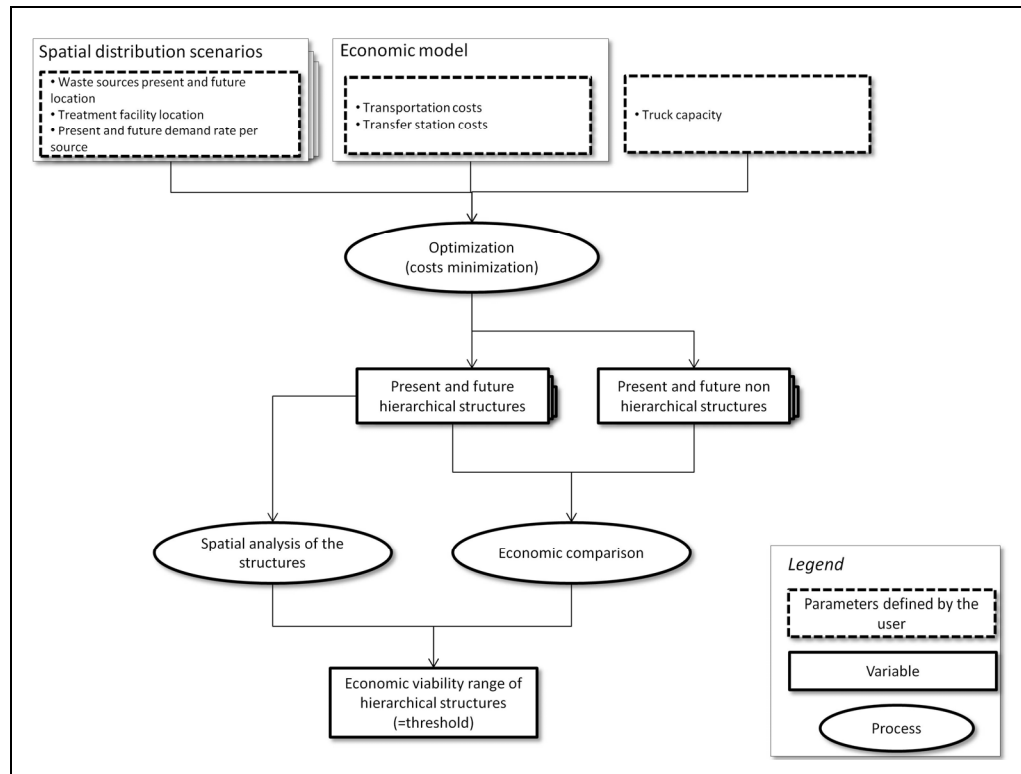


Figure 3-2 Flow diagram of the proposed methodology

Once the structures are created, a spatial analysis is done to highlight which characteristics of the scenarios leads to the economic feasibility of transfer stations and thus provide insights for the decision-making process of hierarchical structures' design. The analysis consists of the calculation of two spatial indicators (average distance to treatment facility and transfer station's accessibility) whose values depend on the distribution scenario and its generation. Based on these indicators' value and on the economic performance of the hierarchical structure, it is then possible to define thresholds of transfer station's feasibility. In the following, the methodology is detailed.

### 3.3.1 The spatial distribution scenarios

The spatial distribution scenarios represent three common categories of spatial distributions that can define the morphology of a territory: uniform, polycentric and monocentric (Tsai 2005). At first, a model with a uniform distribution was built and taken as the reference to

create the two other distributions (polycentric and monocentric). This was done by changing the spatial characteristics while keeping constant the territory size and the total amount of waste transported to allow a fair comparison between the distributions. On Figure 3.2,  $L$  is the average distance from the sources to the treatment facility. It is normalized as  $\frac{L}{d_0}$  where  $d_0$  is the elemental distance of the grid (the distance between two adjacent sources). As shown on Figure 3.2,  $\frac{L}{d_0}$  was calculated for each distribution. The temporal evolution is represented by three generations in which new sources are progressively added to the waste transport system. The territory size ( $\text{km}^2$ ) considered for each generation is also indicated on Figure 3.2.

In the uniform distribution, the first generation comprises 48 sources, the second 96 sources and the third 160 sources (Figure 3.2.a). Uniform means in this scenario that there is an equal distribution of the sources and a same waste production rate for each source of 8 tons/month (no cluster). The polycentric distribution was then considered to assess the effect of distance travelled and local waste production rate on the economic performance of hierarchical structures (Figure 3.2.b). Therefore, instead of an equal distribution of sources on the territory, four distinct groups of comparable size exist and grow independently from the first to the third generation. The assumptions of constant territory size and total amount of waste in each generation result in different number of sources and waste production rate for each distribution scenarios. In this way, the polycentric scenario has 32 sources in the first generation, 58 sources in the second and 87 sources in the third. The waste production rate is not homogeneous like in the reference scenario, resulting in the presence of clusters. At last, the monocentric distribution (Figure 3.2.c) refers in this paper to the presence of either a large unique cluster (1<sup>st</sup> generation) or a large cluster within its orbit several groups of smaller size (2<sup>nd</sup> and 3<sup>rd</sup> generations) which can compete eventually with the original cluster (3<sup>rd</sup> generation). In this case, the first generation starts with 27 sources, then 59 sources for the second generation and 89 sources for the third generation.

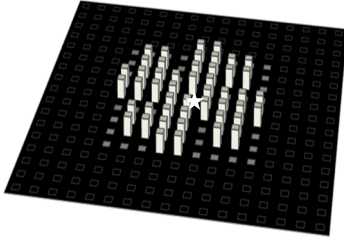
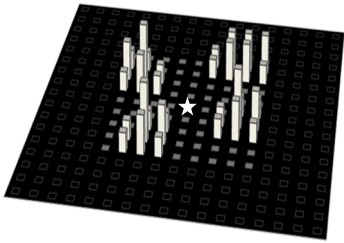
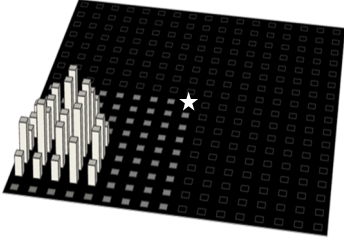
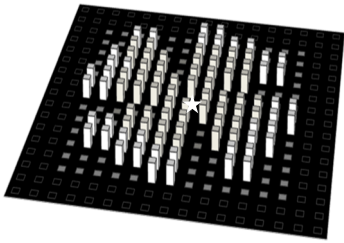
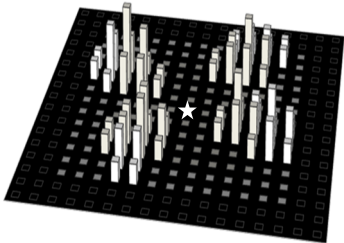
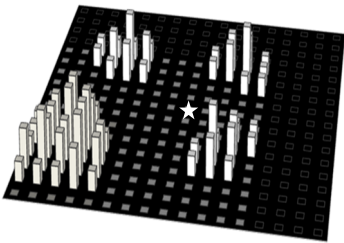
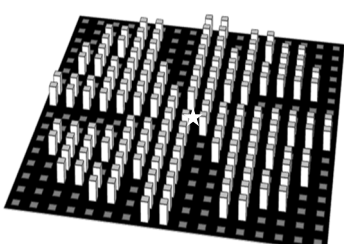
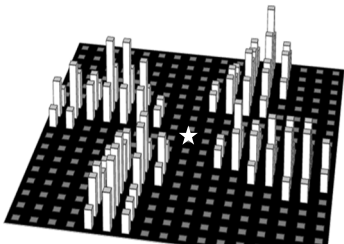
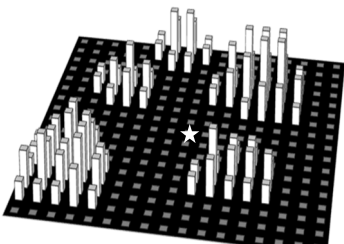
	Uniform	Polycentric	Monocentric
1 <sup>st</sup> generation			
$\frac{L}{d_0}$	3.0	3.8	6.9
Territory size (km <sup>2</sup> )	1600		
2 <sup>nd</sup> generation			
$\frac{L}{d_0}$	4.3	4.9	5.9
Territory size (km <sup>2</sup> )	3600		
3 <sup>rd</sup> generation			
$\frac{L}{d_0}$	5.6	5.9	6.4
Territory size (km <sup>2</sup> )	6400		
	(a)	(b)	(c)

Figure 3-3 Three scenarios of waste source spatial distribution: (a) uniform, (b) polycentric and (c) monocentric. The treatment facility is represented with a star and all the figures are on the small scale

### 3.3.2 The economic model

The economic model is based on the estimation of the global costs  $C_{total}$  ( $\$.month^{-1}$ ) including the transportation costs  $C_T$  ( $\$.month^{-1}$ ) and the transfer station's costs  $C_{TS}$  ( $\$.month^{-1}$ ) (Eq. 3.1). All costs and quantities are calculated on a monthly basis.

$$C_{total} = C_T + C_{TS} \quad (3.1)$$

When the structure is not hierarchical,  $C_{TS} = 0$ . The transportation costs are described in Eq. 3.2. They are divided between a cost per km including the fuel consumption and an hourly cost accounting for the driver's salary and the maintenance costs (ADEME, Centre de transfert 2003). The first term of Eq. 3.2 refers to the local trucks whereas the second term accounts for the long-haul trucks.

$$C_T = \sum_i p * FC_1 * \alpha_i * d_i + C_h * \left( \frac{d_i * \alpha_i}{V} \right) + \sum_j p * FC_2 * \alpha_{TSj} * d_j + C_h * \left( \frac{d_j * \alpha_{TSj}}{V} \right) \quad (3.2)$$

Where  $i$  is the source number and  $j$  the transfer station number,  $p$  ( $\$/L$ ) is the fuel price,  $FC_1$  (L/km) the fuel consumption of local trucks and  $FC_2$  (L/km) the fuel consumption of long-haul trucks,  $d_i$  (km) the travel distance of local trucks for one trip from source  $i$  to the recovery facility or to the transfer station and  $d_j$  (km) the travel distance of long-haul trucks for one trip from transfer station  $j$  to the recovery facility,  $C_h$  ( $\$/h$ ) the average hourly cost of trucks and  $V$  (km/h) the average travel speed. A key parameter of the economic model is the loading ratio  $\alpha$  which is the ratio of the truck's load to its payload.  $\alpha_i$  is the loading ratio of local trucks that transport waste of source  $i$  ( $Q_i$  in  $mass.month^{-1}$ ) (Eq. 3.3)

$$\alpha_i = \frac{Q_i}{PL_1} \quad (3.3)$$



where  $PL_1$  is the local truck's payload (mass). In this paper, it is assumed that each source produces the same amount of waste  $Q$ . Therefore  $\alpha_i$  becomes  $\alpha$  in the following sections.  $\alpha_{TSj}$  is the loading ratio of long-haul trucks that leave the transfer station  $j$ . It is equal to the sum of the local trucks' loads that reach the transfer station  $j$  divided by the long-haul trucks' payload ( $PL_2$ ).

The transfer station's costs are the operational costs of the station which consist of a fixed maintenance and electricity cost and the monthly salary received by operators. It is assumed that the number of operators follows a stepwise progression with the amount of waste as one new operator is added every  $Q_0$  tons of waste processed (Soto, Munoz and Giesen 2015). The operational costs  $C_{TS}$  are determined by Eq. 3.4.

$$C_{TS} = \sum_j (C_M + C_S * \frac{\alpha_{TSj}}{Q_0} * PL_2) \quad (3.4)$$

Where  $C_M$  (\$.month<sup>-1</sup>) is the maintenance and electricity costs and  $C_S$  (\$.month<sup>-1</sup>) is the salary of one operator.

At last, a set of parameters' values was defined to perform the simulations. As regards to the transport costs' evaluation (Eq. 3.2 and Eq. 3.3), the trucks' hourly costs  $C_h$  are fixed at 45 \$.h<sup>-1</sup> (Logistics Solution Builder 2005). They include maintenance and the driver's salary. The average velocity  $V$  is set at 60 km.h<sup>-1</sup>. Local trucks' payload ( $PL_1$ ) is 7.5 t while the long-haul trucks' payload ( $PL_2$ ) is 25 t. The loading ratio's value for local trucks is 1 at first but a sensitivity analysis on  $PL_1$  will be carried out. The intent of this sensitivity analysis is to evaluate the losses that occurred when, owing to some technical constraints, the loading ratio is not close to 1. Costs related to the transfer station (Eq. 3.4) only include maintenance, energy and salary costs. The maintenance and energy costs is 450 \$.month<sup>-1</sup> and the salary costs are 1230 \$.month<sup>-1</sup> (ADEME 2003). They are consistent with a small capacity facility of 300 - 400 tons of waste processed in average per month. The amount of waste beyond which a second a additional operator is required ( $Q_0$ ) was estimated at 500 t.month<sup>-1</sup>.

Moreover, fuel consumption of trucks derives from Hickman (1999) and depends on their speed, payload and gross weight.

### 3.3.3 Creation and spatial analysis of the structures

#### 3.3.3.1 Creation of the structures

In this paper, the sources send independently their waste to the treatment facility. This type of transport structure is called non-hierarchical (Figure 3.3.a). When a transfer station is present, a hierarchical structure is formed (Figure 3.3.b). It is assumed, like represented on Figure 3.3, that transfer stations work as drop-off centres to which the source can send their waste. Waste that reach transfer stations are then discharged into trucks of larger capacity and transported to their final destination, the treatment facility.

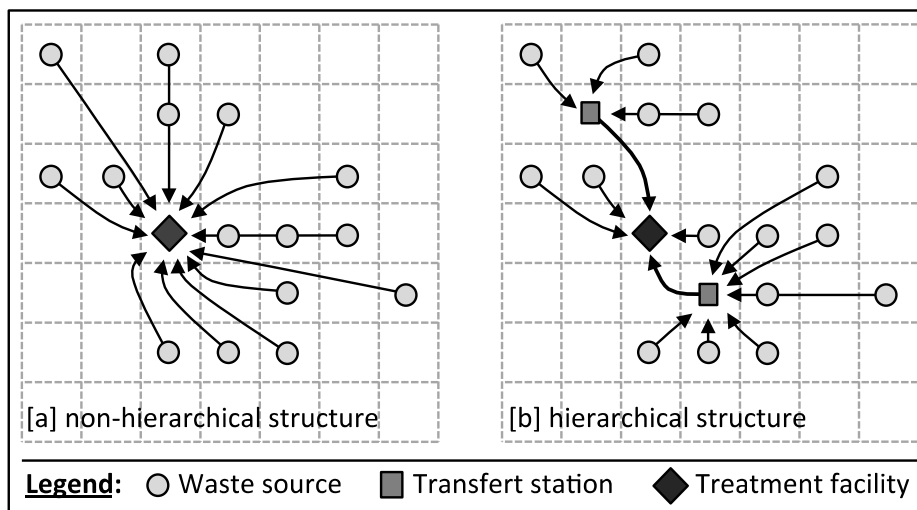


Figure 3-4 Waste transport structures considered in the study:  
(a) non hierarchical and (b) hierarchical

With respect to Figure 3.3, the trucks' travels are assumed to follow a tree-shaped configuration, each branch of the tree being associated with one waste source. The objective is to find the structure such that the sum of the costs of each branch is minimized. This is a

shortest path optimization problem whose objective is to minimize the expression described in Eq. 3.5.

$$C_T(S) = \sum_{(i,j) \in S} C_{T_{i,j}} \quad (3.5)$$

where  $S$  is the tree-shaped structure and  $C_T$  are the transportation costs defined in Eq. 2.

To solve this problem, simulated annealing was implemented on Matlab R2013b (Colaioni et al., 1997; Briggs & Krishnamoorthy, 2013). Simulated annealing uses a parameter  $T_p$ , analogous to the temperature, which is lowered at each iteration. Starting with an initial spanning tree at  $T_{p0}$ , the direction of one link is randomly changed to create a new tree. In the case of hierarchical structures, the location of the transfer station is randomly chosen at a junction of two or more branches. A third tree is produced that minimizes the expression defined in Eq. 3.5 to allocate sources to the transfer station. Then the costs of this new tree is calculated and compared to the value of the old tree. If the difference is negative, the new tree is accepted. Otherwise, it can be accepted but at the probability  $\exp(-\frac{\Delta C_T}{T_0})$ . This condition allows for worst structures to be accepted at first, avoiding to fall into local minima. However this acceptance probability decreases when  $T_p$  decreases. At last, the algorithm stops when the number of new structures accepted represents only 1% of the total number of iterations.

At last, a schematic representation of the methodology for the creation of the structures is given in Figure 3.4. It details the different steps followed to obtain the structures for each generation of each spatial distribution scenario. It also includes the equations described in the economic model as inputs to the optimization algorithm.

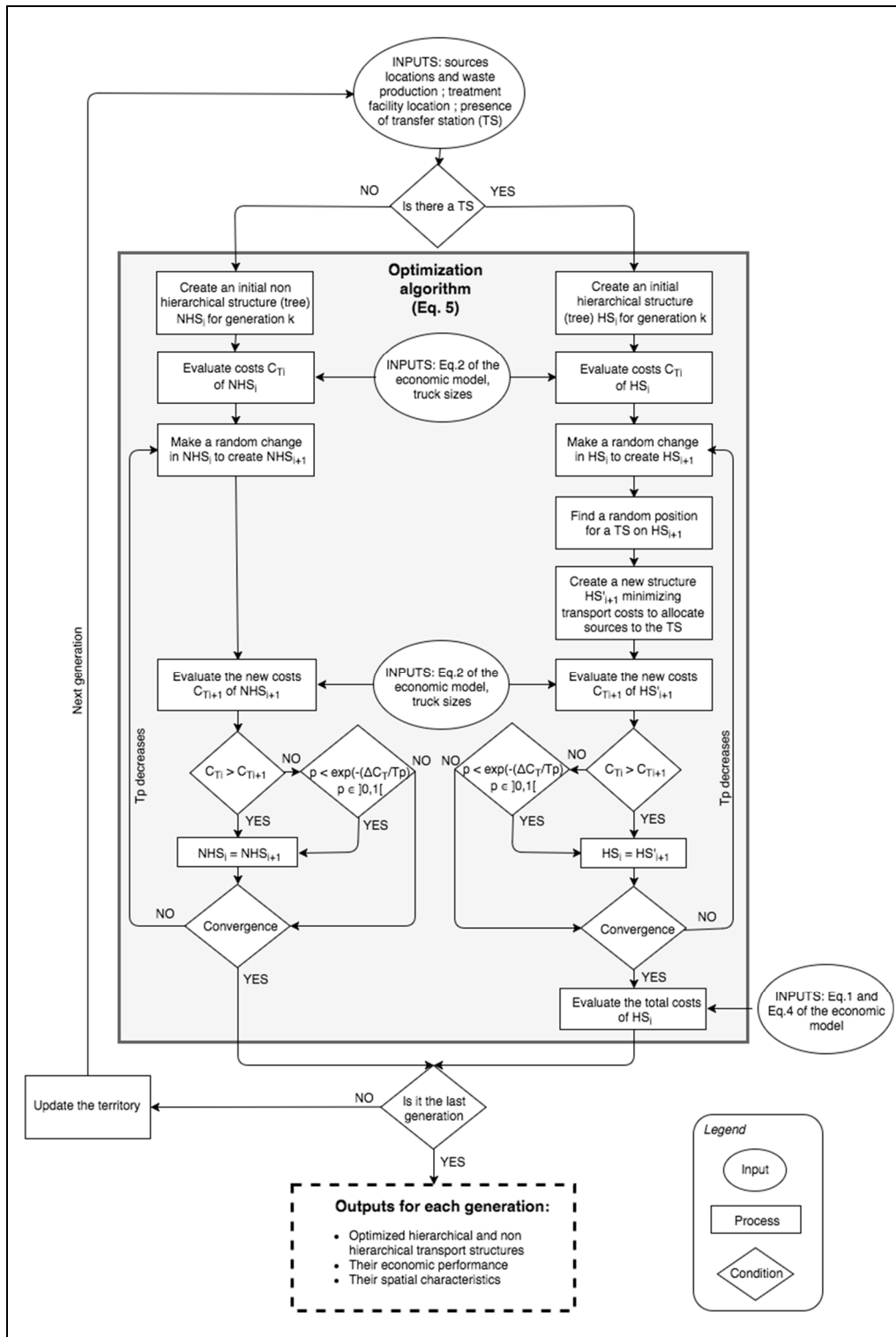


Figure 3-5 Flow diagram representing the sequence of steps leading to the creation of both hierarchical and non-hierarchical structures

### 3.3.3.2 Spatial analysis of the structures

Once the structures are found for each generation of the spatial distribution scenarios, the aim is to determine which spatial characteristics lead preferably to a hierarchical structure. To this end, two spatial indicators are used.

The first indicator is the normalized average distance from the sources to the treatment facility  $\frac{L}{d_0}$ , called the relative distance. Indeed, distance to the treatment site has been found to heavily influence the economic viability of a transfer station (Suzuki and Watanabe 2009, Ministry of the Environment of Japan 2013).

However, relative distance takes into account neither the amount of waste transferred nor the small truck capacity (characterized in this paper by the loading ratio  $\alpha$ ), which also affect the viability of the hierarchical structure, compared to the non-hierarchical one (Campbell 1993). In logistics, accessibility is a common indicator associated to intermediary platforms (equivalent to transfer stations) to compare hierarchical and non-hierarchical transport networks. It measures the extent to which an intermediary platform facilitates the transport of products to the customers by taking into account both the number of items that are transhipped and the distance from the platform to the customers (González-Feliu 2012). By analogy, accessibility is used in this work to estimate the access to the transfer station by the sources. It is expressed according Eq. 3.6.

$$A = \frac{1}{N} \sum_i^N \alpha_i \exp\left(-\beta \left(\frac{d_i}{d_0}\right)\right) \quad (3.6)$$

Where  $\alpha_i$  is the loading ratio of waste source  $i$  allocated to the transfer station,  $d_i$  is the distance from the source  $i$  to the transfer station,  $d_0$  is the elemental length of the grid (5 km),  $N$  is the number of sources allocated to the transfer station and  $\beta$  is a given parameter whose value is fixed at 0.1 according to the literature (Gonzalez-Feliu, 2012).

Relative distance is a measure of the size of the sources distribution around the treatment site. It is the mean of Euclidian distances divided by the elemental length of the grid, which is 5 km in this work. Accessibility depends on both the source waste production and local spatial distribution. For a constant truck capacity, a hierarchical structure is indeed more attractive when a source transferred a large amount of waste (the loading ratio increases) and when the average distance to the transfer station decreases. On the contrary of the relative distance, accessibility is calculated once a transfer station location has been chosen. For both indicators, data required for the calculations can be obtained directly from the territory spatial characteristics and the truck capacity.

### 3.4 Results

#### 3.4.1 Comparison of the hierarchical and non-hierarchical waste transport structures

In this section, economic performances of the structures with and without a transfer station are compared (Figure 3.5) for each generation of each spatial distribution scenario. This comparison is measured with the indicator  $R$  which is defined according to Eq. 3.7.

$$R = \frac{C_{total\_NH}}{C_{total\_H}} \quad (3.7)$$

where  $C_{total\_NH}$  is the global cost of the non-hierarchical structure (defined in Eq. 3.1 with  $C_{TS} = 0$ ) and  $C_{total\_H}$  is the global cost of the hierarchical structure (defined in Eq. 3.1 with  $C_{TS} \neq 0$ ).  $R$  superior to 1 means that the hierarchical structure is preferable than the non-hierarchical structure.

Figure 3.5 shows the progression of  $R$  for the three distribution scenarios and for  $\alpha=1$ . This progression represents the chronological evolution of the territories from the first to the third generation. For clarity sake, only hierarchical structures whose  $R$  is superior to 1 are shown on the Figure. Circles represent the sources. When the circle is filled, the source is allocated to the transfer station. If not, the source is allocated directly to the treatment facility.

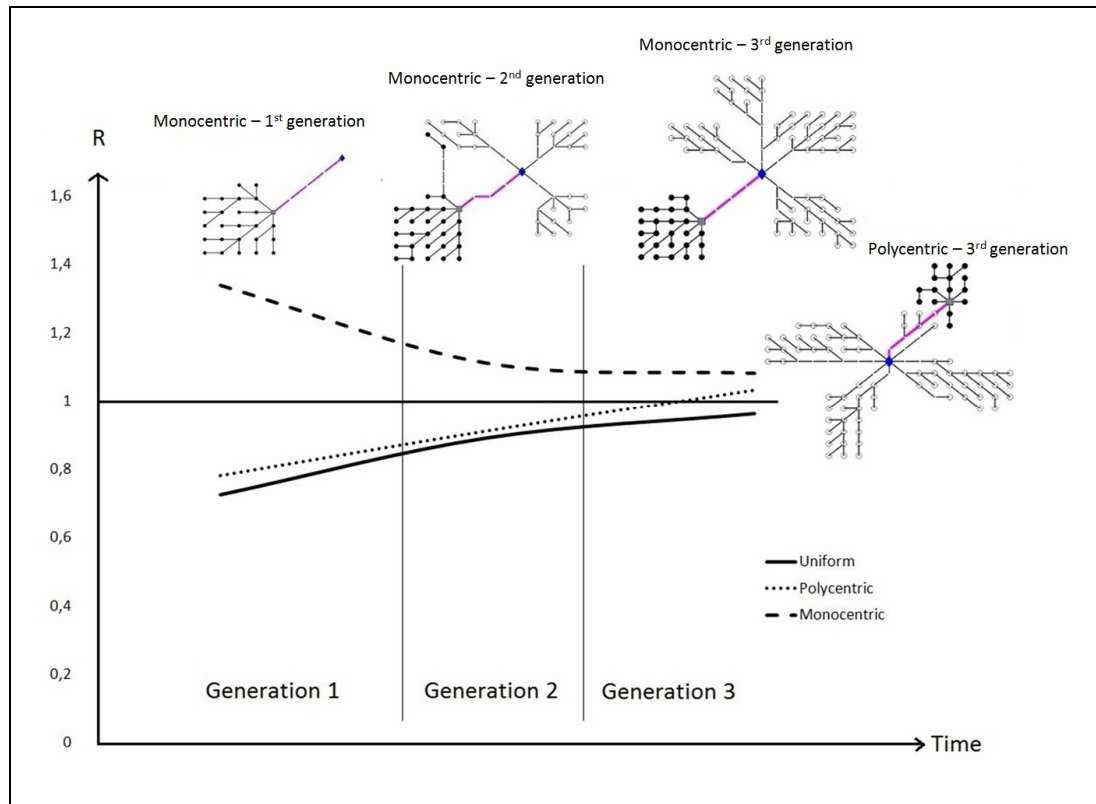


Figure 3-6 Evolution of the ratio  $R$  with time for the three distribution scenarios and  $\alpha=1$ . Only the hierarchical structures with  $R$  superior to  $\alpha=1$  are represented

As one can see on Figure 3.5,  $R$  values for the uniform, polycentric and monocentric distributions do not follow the same trend.  $R$  values decrease for the monocentric distribution whereas they increase for the polycentric and uniform scenarios. The range of  $R$  values from the first to the third generation with the associated transport costs ( $C_{total\_NH}$  ;  $C_{total\_H}$ ) is:

- monocentric: from 1,3 (18.0  $\$.t^{-1}$  ; 13.4  $\$.t^{-1}$ ) to 1.1 (14.9  $\$.t^{-1}$  ; 13.8  $\$.t^{-1}$ )
- polycentric: from 0.78 (9.6  $\$.t^{-1}$  ; 12.2  $\$.t^{-1}$ ) to 1.03 (13.8  $\$.t^{-1}$  ; 13.3  $\$.t^{-1}$ )
- uniform: from 0.72 (8.5  $\$.t^{-1}$  ; 11.7  $\$.t^{-1}$ ) to 0.96 (16.2  $\$.t^{-1}$  ; 16.8  $\$.t^{-1}$ )

The highest gains allowed by a transfer station are reached for the first generation of the monocentric distribution. This suggests that a single cluster of sources that send their waste to a transfer station constitutes the most favourable conditions to install a transfer facility.

The decreasing R values for the second and third generations show that adding new sources which are not part of the original cluster (and which do not supply the transfer station) tends to decrease the attractiveness of the hierarchical structure compared to the non-hierarchical one. However, R values remain superior to 1 for the monocentric distribution and no change in the structure occurs. For the polycentric and uniform scenarios, a growing territory makes the hierarchical structure more and more economically attractive until it becomes preferable for the polycentric distribution at the third generation. At this point, a hierarchical structure is required to reduce the costs. This shows that adding new sources to an existing cluster served by the transfer station increases its economic feasibility. However, the threshold at which a transfer station is required depends on the local distribution of sources. To take into account the cases where the loading ratio  $\alpha$  is not equal to 1 and test the robustness of these results, a sensitivity analysis has been conducted on the payload ( $PL_1$ ) of the local trucks, as suggested by Campbell et al. (1993) and Daganzo (1999).

### **3.4.2 Sensitivity analysis on the payload (PL)**

This analysis aims to evaluate the influence of the payload (and consequently of the loading ratio  $\alpha$ ) on the previous results. Extreme values of 3.5 tons ( $\alpha=2$ ) and 15 tons ( $\alpha=0.5$ ) have been chosen for the simulations. Table 1 shows the values of R for each case of  $\alpha$ .



Tableau 3.1 Results of the sensitivity analysis conducted on the payload of local trucks (27 structures)

	$\alpha = 0.5$	$\alpha = 1$ (reference)	$\alpha = 2$
1 <sup>st</sup> generation			
<i>Uniform</i>	0.53	0.72	0.80
<i>Polycentric</i>	0.61	0.78	0.84
<i>Monocentric</i>	0.95	1.3	1.4
2 <sup>nd</sup> generation			
<i>Uniform</i>	0.77	0.89	0.95
<i>Polycentric</i>	0.82	0.91	0.99
<i>Monocentric</i>	0.90	1.1	1.3
3 <sup>rd</sup> generation			
<i>Uniform</i>	0.88	0.96	0.99
<i>Polycentric</i>	0.94	1	1.1
<i>Monocentric</i>	0.89	1.1	1.2

As observed in Table 3.1, changing the value of the loading ratio  $\alpha$  does not affect the progression of R in each spatial distributions. R values still decrease with time for the monocentric distribution and increase for the polycentric and uniform distributions. However,  $\alpha$  has a great influence of the economic viability of a transfer station. Indeed, a low loading ratio (like  $\alpha=0.5$ ) prevents any hierarchical structures to be economically preferable even for the monocentric and polycentric distributions (R is never superior to 1 for these cases). In practice, this means that with a local truck half empty, it is never economically viable to install a transfer station (hierarchical structure). When the loading ratio doubles, however, hierarchical structures become more interesting in all cases because R increases, i.e. more gains are achieved with the transfer station. Nevertheless, the economic viability of the hierarchical structures stays the same.

The 27 structures obtained with the first simulation ( $\alpha=1$ ) and the sensitivity analysis ( $\alpha=0.5$  and  $\alpha=2$ ) have been then analyzed according to their relative distance  $\frac{L}{d_0}$  and their accessibility value to find which spatial characteristics of the distributions triggers the favorable conditions for a transfer station.

### **3.4.3 Spatial analysis of the structures**

The structures are classified according to their relative distance and accessibility values on a graph represented on Fig. 6. The accessibility value is on the abscissa and the relative distance value on the ordinate. The structures are identified according to the following denomination: « type of spatial distribution |  $\alpha$  | generation ».

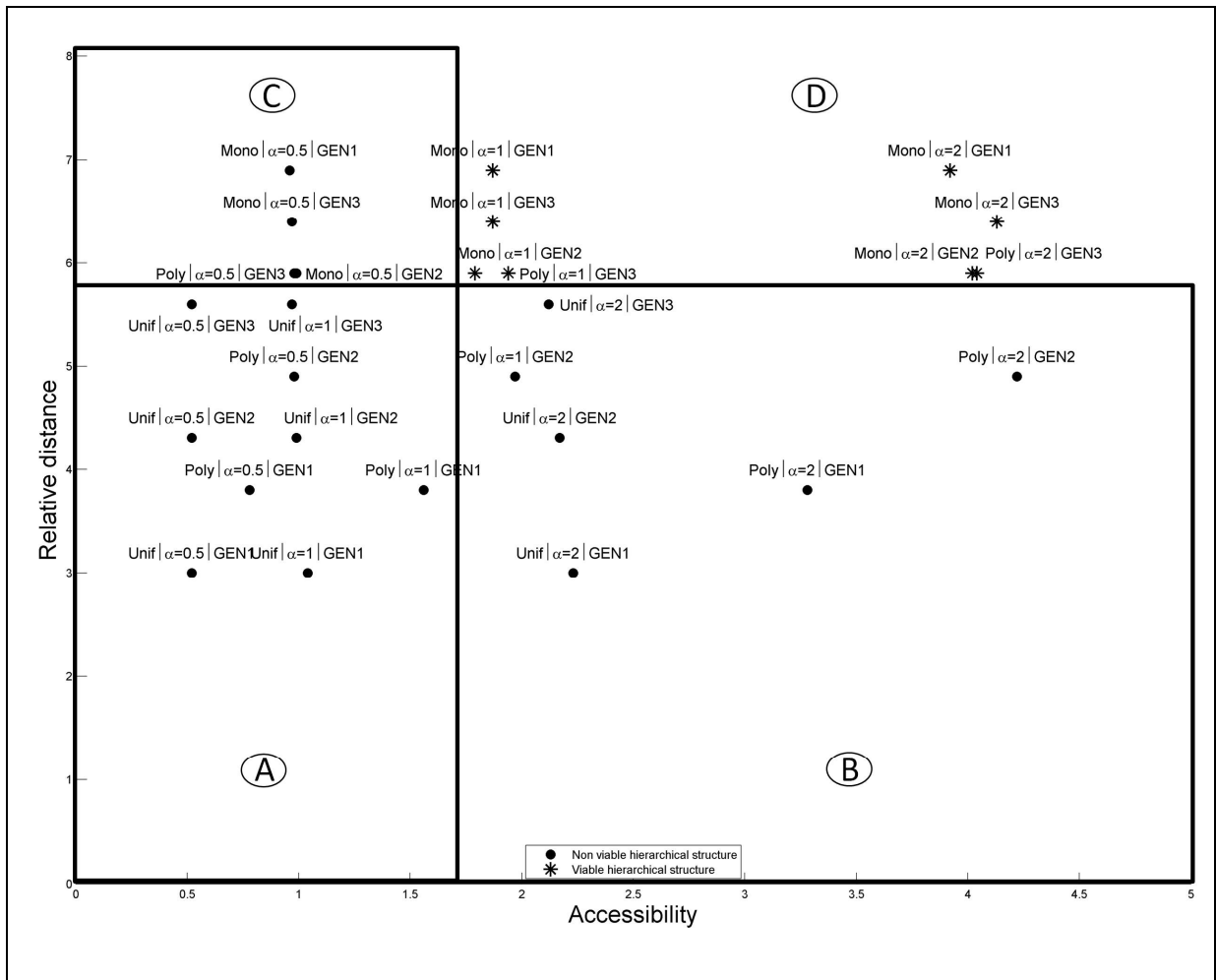


Figure 3-7 Classification of the hierarchical structures according to accessibility and the relative distance from the treatment facility

As one can see on Figure 3.6, the viable hierarchical structures (whose R value is superior to 1) are identified with a star symbol whereas the non-viable hierarchical structures are represented with a filled circle. This helps to see that all viable hierarchical structures are located in the section D of the graph which corresponds with the highest relative distance and accessibility values. Fig. 6 confirms what literature showed, i.e a minimum distance between the sources and the treatment facility is required to allow economies of scale. But it also shows that this requirement is not sufficient since section C displays non viable structures with a high relative distance but a low accessibility.

These observations suggest there are threshold values of distance and accessibility from which a hierarchical structure can be economically viable. In this paper, the threshold values are 5.9 for the relative distance and 1.7 for accessibility (Figure 3.6). More particularly, showing lower distance and accessibility values for a same loading ratio than the monocentric and polycentric distributions (sections A et B), the uniform distribution is not suitable for viable hierarchical structures, or at larger scales than those studied in this paper (where a source is representative of 25 km<sup>2</sup>). On the contrary, the monocentric distribution presents the highest distance values, with a maximum at the first generation. However, the accessibility of the transfer station drops as soon as the loading ratio decreases which results in a non viable hierarchical structure for  $\alpha = 0.5$ . This means that the loading ratio factor becomes decisive for the viability of the transfer station once the distributions are sufficiently large to allow economies of scale.

The presence of clusters of sources in the polycentric distribution increases the accessibility of the transfer station, compared to the uniform distribution (with  $\alpha$  constant). However, this increase is not decisive in the viability of the hierarchical structure. Indeed, « Poly |  $\alpha=2$  | GEN2 » is not economically viable even though it has the highest accessibility value. Nevertheless, the presence of clusters tends to direct the hierarchical structures toward the right side of Fig. 6 and thus increases their chance to get viable as soon as the size of the served territory calls for it (examples of « Poly |  $\alpha=1$  | GEN3 » which is viable in section D and « Unif |  $\alpha=1$  | GEN3 » which is not viable in section A).

### 3.5 Discussion

The results indicate that planning the waste transport system structure for entities (municipalities, businesses) scattered on a territory should take into account the temporal evolution of its spatial distribution. Decisions as regards as the installation of a transfer station should be based on the location, repartition and waste production rate of future members of the transport network. Depending on the sources' distribution which can become either monocentric or polycentric or stay uniform, the opportunity to install a transfer station

is more or less attractive. For example, costs' evolution for the hierarchical structure of the monocentric distribution showed that a single large cluster of sources is the best configuration to install a transfer station. However, if new clusters are added but are not served by the transfer station, the viability of the transfer station decreases. On the contrary, if the original cluster grows like in the polycentric distribution, the viability of the transfer station increases.

Moreover, strategies regarding the installation of a transfer station should differ from one distribution to another. Indeed, the spatial analysis of the structures revealed that for an equally distributed distribution like the uniform scenario the choice of loading ratio of trucks is not relevant at first. With a uniform distribution the stakes are instead to choose the proper territory size (distance threshold) to allow economies of scale. Once the territory is sufficiently large (like in the monocentric and polycentric distributions at the last generation), the loading factor becomes decisive. In general, the presence of clusters tends to increase the accessibility of a transfer station which fosters its attractiveness. Higher R values observed for the monocentric and polycentric distributions showed that, relatively, more gains are achieved in these scenarios than with the uniform distribution. However, the results also showed that the presence of clusters alone is not sufficient to guarantee a viable hierarchical structure: the threshold value of the distance has to be exceeded. In this paper, the distance threshold was found at 5.9, which corresponds to a distance to treatment facility of 29,5 km. This value is in the range of values found in governmental studies (Ministry of the Environment of Japan, 2013; US Environmental Protection Agency, 2002).

Additional simulations performed on other spatial distributions scenarios could refine the threshold values of distance and accessibility found in this paper. The objective was first to show that the average distance to the treatment facility combined with accessibility of the transfer station could be used to assess the economic feasibility of a hierarchical structure. Furthermore, the next step after assessing this feasibility would be to determine the number of transfer stations that should be installed for each generation, to minimize total costs. This problem is a priori relevant for structures where one transfer station is already feasible

(monocentric scenario - GEN1, GEN2 and GEN3 - and the polycentric scenario - GEN2 and GEN3 - in this paper). It has been identified as the issue of future works.

The potential of the approach has been demonstrated on realistic but fictitious distributions scenarios. To apply the model on real cases, one could work with Geographic Information Systems (GIS). GIS could help developing the approach regarding two aspects. First, taking real case scenarios, it could create the grid of the territory with weighted links (associated with types of roads) and with the positions of obstacles that could prevent the formation of possible routes for the trucks (Arribas et al., 2009). This grid would be then integrated in the Matlab algorithm and the resulting configurations will adjust. The other aspect that could be improved is the modelling of territorial evolution dynamics thanks to an approach combining GIS with cellular automata, for example (Leao et al., 2004; Samat, Hasni, & Elhadary, 2011). At last, the decision indicator used in this paper (transport costs in  $\$.t^{-1}$ ) provided insights on the economic performance of the waste transport structures with and without a transfer station and thus, on the economic gains allowed by a transfer facility for various territory's configurations. In this way, the present work completes studies carried out on the collection stage (Teixeira et al., 2014). Other categories of decision criteria related to the installation of a transfer facility, such as environmental criteria could have been also used (Bovea et al., 2010; Eisted et al., 2009; Y. Zhao, Lu, & Wang, 2015). Indeed, as highlighted by Bastin & Longden (2009) a transfer facility can reduce economic costs but at the expense of traffic for example, which will most probably increase in the considered area. This could result in additional greenhouse gas emissions, noise and odour pollution for residents.

### **3.6 Conclusion**

This study presents the spatial analysis of a waste transport system associated with one treatment facility at a regional level, taking into account the spatial and temporal evolution of the demand. To represent three possible territorial evolutions (monocentric, polycentric and uniform), nine fictitious spatial configurations have been studied. Results based on cost minimization showed that the passage to a structure with no transfer station and one type of truck to a structure with one transfer station and two types of trucks occurred first for

sufficiently large distributions, regardless of the type of distributions. A threshold distance to treatment facility of 29.5 km was found. A transfer station serving a unique large cluster of sources presented the highest costs ratio (i.e. the highest gains) compared to a non-hierarchical structure. When the territory expanded, adding new sources outside of the original cluster made the viability of the transfer station decreased whereas the growth of the original cluster made this viability increased. The accessibility of the transfer station was used as the second indicator in this study to find threshold values beyond which a hierarchical structure could be economically viable. The spatial analysis showed that a low loading ratio (inferior to 0.5) made the accessibility value drop (inferior to 1.7) and compromised the economic viability of the transfer station, even though the distance criteria was met.

These results highlighted the need to include present and future spatial distributions of sources in the planning of waste transport structures. They show that transport structures should depend on the territory's morphology (waste source distribution) but also on its stage of development (generation). The utilization of spatial-explicit tools (like the optimization model presented in this paper) to observe the behaviour of the system (hierarchical structures and their economic performance) according to various spatial conditions (distribution scenarios) at different stage of their growth (generations) are needed to improve the design of transport systems on various territories. Additionally, descriptive spatial indicators such as the distance and accessibility can help managers to foresee when a hierarchical structure becomes economically preferable.





## CHAPITRE 4

### ARTICLE 2: UNE APPROCHE TERRITORIALE POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉCHELLE SPATIALE D'UNE FILIÈRE DE TRAITEMENT DES DÉCHETS

Cet article présente les principes méthodologiques à la base du calcul des potentiels de valorisation associés aux gisements de déchets d'un territoire. Le cas d'application est la digestion anaérobie des déchets alimentaires municipaux produits sur l'île de Montréal. La ville est décomposée en 30 gisements, qui sont les différents arrondissements et municipalités constituant l'île. L'étude est complétée par une analyse de sensibilité sur la position du digesteur et sur la technologie de traitement (remplacement par un composteur).



Figure 4-1: Article 2 publié dans la revue « Waste Mangement », mars 2017

#### 4.1 Abstract

Waste recovery is an integrated part of municipal solid waste management systems but its strategic planning is still challenging. In particular, the service area size of facilities is a sensitive issue since its calculation depends on various factors related to treatment technologies (output products) and territorial features (sources waste production and location). This work presents a systemic approach for the estimation of a chain's service area size, based on a balance between costs and recovery profits. The model assigns a recovery performance value to each source, which can be positive, neutral or negative. If it is positive, the source should be included in the facility's service area. Applied to the case of Montreal for food waste recovery by anaerobic digestion, the approach showed that at most 23 out of the 30 districts should be included in the service area, depending on the indicator, which represents around 127 000 t of waste recovered/year. Due to the systemic approach, these districts were not necessarily the closest to the facility. Moreover, for the Montreal case, changing the facility's location did not have a great influence on the optimal service area size, showing that the distance to the facility was not a decisive factor at this scale. However, replacing anaerobic digestion by a composting plant reduced the break-even transport distances and, thus, the number of sources worth collecting (around 68 500 t/year). In this way, the methodology, applied to different management strategies, gave a sense of the spatial dynamics involved in the recovery chain's design. The map of optimal supply obtained could be used to further analyze the feasibility of multi-site and/or multi-technology systems for the territory considered.

**Keywords:** solid waste recovery, service area size, strategic planning, anaerobic digestion, composting, efficiency

#### 4.2 Introduction

The recovery of municipal solid waste is widely recognized as a step towards the welfare of society since it contributes to reducing waste sent to landfills and provides useful output products that can replace finite resources (Carvalho & Marques, 2014). However, its

implementation at the municipal scale poses strategic, tactical and operational challenges. For example, selective collection, which improves the quality of the recovered products compared to mixed collection, also increases the share of collection and transport in the total waste management costs (Teixeira et al., 2014). It was also shown that the recovery benefits of some waste types can be compromised by transport distances that are too long (Merrild et al., 2012; Salhofer, Schneider, & Obersteiner, 2007).

Therefore, at the strategic level, finding the optimal service area size is critical and has been widely addressed in the literature, as reported by Iakovou et al. (2010). For waste-to-energy or biomass-to-energy systems, the problem relies on the trade-offs between economies of scale achieved by large facilities and low transport costs of small-scale sites (Pantaleo et al., 2013). Indeed, when the plant size increases, unit treatment costs tend to decrease, whereas transport costs increase. Consequently, several studies proposed to find the optimal plant size as the result of a balance between unit treatment costs and transport costs (Gan & Smith, 2011; Leboreiro & Hilaly, 2011; Walla & Schneeberger, 2008). The transport model can be continuous, like in the aforementioned studies. In this case, the service area is characterized by a uniform waste density. The transport model can also be discrete to account for scattered biomass sources (Steubing et al., 2014).. Another study addressed the economies of scale for anaerobic digestion facilities producing electricity from cattle farms waste (Pantaleo et al., 2013). The authors compared different scenarios of plant size and analyzed the balance between net economic profits, transport and production costs, taking into account that electricity production's efficiency increases when the plant size increases. Economies of scale were also found in the literature for other recovery technologies like composting (H. Zhang & Matsuto, 2011). Overall, in these approaches, the optimal size problem is solved with a model relying on trade-off estimations between operational costs and revenues, by expanding the site's service area, whose center is the facility. Other types of approaches aiming at allocating waste sources to different sites by minimizing transport costs can also address the problem. The optimization model is often combined with a location method, which may include site-specific data like road networks and resource availability maps using Geographic Information Systems (Bojesen, Birkin, & Clarke, 2014; Sultana & Kumar, 2012). In some

cases, such models are one module of a more comprehensive approach used to design waste management systems on the territory (Fiorucci, Minciardi, Robba, & Sacile, 2003; Khan, Jain, Vaezi, & Kumar, 2016).

However, in the context of waste recovery, profits need to be considered in the design model to ensure that long transport distances do not hamper the system's balance, which must remain positive. Moreover, the territory is often comprised of different areas with various waste densities and, thus, with various results in terms of global recovery performance. Therefore, a territory does not respond homogeneously to one waste recovery strategy. Some areas will constitute high-ranking sources whereas others will reduce the chain's global efficiency because their waste production is low or the distance to the facility is too high. Given this heterogeneity of the sources, the question that may be raised is how to decide which ones should be included in the recovery supply chain and which ones should be managed differently. Ultimately, answering this question leads to the estimation of the chain's service area size and the recovery performance for each source.

The objective of this paper is to present an approach to evaluate this performance for a heterogeneous territory. The evaluation is based on the sources contribution to the system's global efficiency. If the contribution is positive, the source should be included in the service area. In the second part of this paper, the general methodology for quantifying the sources contribution is presented. It takes into account collection, transport and treatment costs/impacts as well as the net profits induced by waste recovery. In the third part, the methodology is applied to the case of Montreal, Canada, for the source-separated food waste recovery by anaerobic digestion. Finally, two other management scenarios will be compared to the first case and a discussion of the results will be proposed.

### **4.3 Methodology**

A conceptual model for the recovery supply chain was developed. As illustrated in Figure 4.1, the territory was first divided into several sources that are individually responsible for waste collection and transport to the recovery facility.

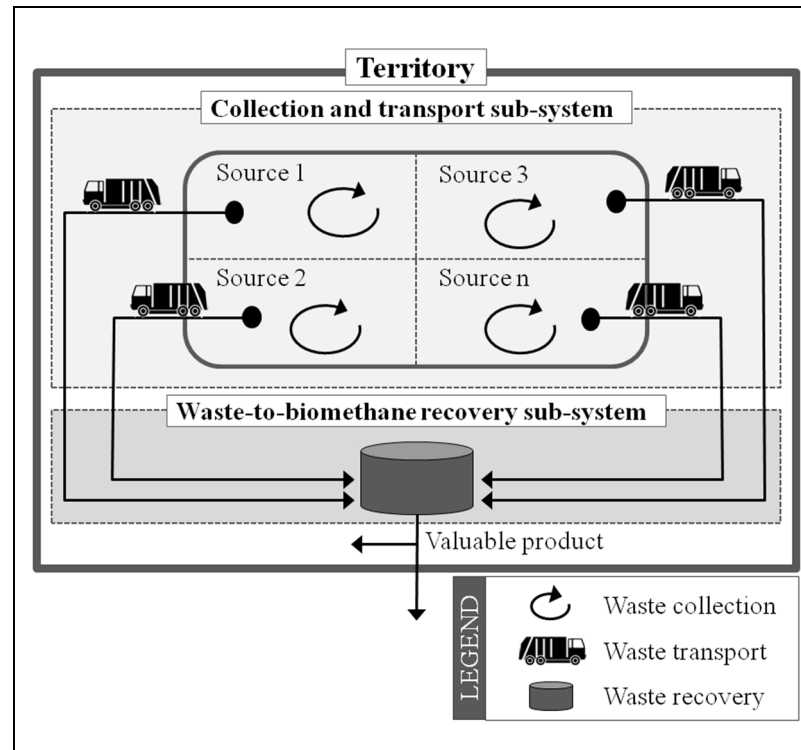


Figure 4-2 Conceptual model for modeling the recovery supply chain

In the next sections, the collection and transport model will be first described, followed by the recovery model.

#### 4.3.1 Collection and transport model

The territory under study has been modelled on a GIS environment using the Qgis software. A grid was created to represent the road network with nodes accounting for sources and the recovery facility. The study is conducted at a municipal scale and a source represents one district. Geospatial information of actual roads was included such as their location and type. Three road types were distinguished to account for speed variations on the network. A road tortuosity factor of 1.2 was also applied because actual roads are not straight lines. It was calculated as the average value of the ratio actual road distance/length of the arc connecting two adjacent nodes of the grid. It matches values found in other studies for dense regions like Montreal (Pantaleo et al., 2013; Wright & Brown, 2007).

For a specific district  $i$ , costs and embedded energy calculations are divided into two steps: 1) collection and 2) transport. For the first step, a kerbside collection system exists in each district, where the trucks pick up organic waste in containers placed along the district's roads. In this paper, rather than finding an optimal value, waste collection costs were instead estimated in the following manner: trucks travel each road at least once a week, making the minimum total travel distance equal to the sum of the length of all roads in the district. Economic costs  $C_c^i$  (\$/week) and embedded energy  $E_c^i$  (MJ<sub>emb</sub>/week) are based on diesel consumption of trucks during collection  $FC_c$  (L/km) and are calculated according to Eq. 4.1 and Eq. 4.2 respectively:

$$C_c^i = \left( FC_c * \beta_{diesel} + \frac{C_h}{V_c} \right) * D_i \quad (4.1)$$

where  $\beta_{diesel}$  (\$/L) is the diesel price at the pump;  $C_h$  (\$/h) is the hourly costs of garbage trucks;  $V_c$  (km/h) is the average speed of trucks during collection; and  $D_i$  (km/week) is the sum of the length of all roads in the district  $i$ .  $C_h$  is a global cost value, including the salaries, maintenance and insurance costs related to the trucks.

$$E_c^i = FC_c * Emb_{diesel} * D_i \quad (4.2)$$

where  $Emb_{diesel}$  (MJ<sub>emb</sub>/L) is the fossil fuels consumption (embedded energy) for the production of 1 L of diesel.

The second step is the calculation of transport-related economic costs  $C_t^i$  (\$/week) from the district to the recovery facility, estimated according to Eq. 4.3:

$$C_t^i = \sum_j \left[ (FC_{t,j}(V_{t,j}, \alpha_i) * \beta_{diesel} + \frac{C_h}{V_{t,j}}) * d_j \right] * \alpha_i * \tau \quad (4.3)$$

where  $FC_{t,j}$  (L/km) is the average fuel consumption of trucks on arc  $j$  which is on the path of district  $i$  to the recovery facility;  $V_{t,j}$  (km/h) is the average driving velocity during transport on arc  $j$ ;  $\alpha_i$  ( $\text{week}^{-1}$ )  $\alpha_i$  is the ratio of the organic waste weight collected in the district  $i$  to the truck size;  $d_j$  (km) is the length of arc  $j$ ; and  $\tau$  is the tortuosity factor. Similarly, embedded energy consumption during transport  $E_t^i$  ( $\text{MJ}_{\text{emb}}/\text{week}$ ) is calculated according to Eq. 4.4:

$$E_t^i = \sum_j [FC_{t,j}(V_{t,j}, \alpha_i) * d_j] * \alpha_i * \tau * Emb_{diesel} \quad (4.4)$$

Table 4.1 summarises the values of the parameters used in Eq. 4.1, 4.2, 4.3 and 4.4.

Tableau 4.1 Parameters for the waste collection and transport calculations

Parameter	Value	Unit	Source
$\beta_{\text{diesel}}$	1.17	\$/L	(Natural Resources Canada, 2016)
$C_h$	83	\$/h	(Nobert, Messier, & Leduc, 2005)
$FC_c$	0.85	L/km	(Di Maria & Micale, 2013)
$V_c$	15	km/h	(Di Maria & Micale, 2013)
$V_t$			
highway	60	km/h	Based on the speed limits considering lights and congestion
avenue	50	km/h	
street	30	km/h	
$Emb_{\text{diesel}}$	42.6	$\text{MJ}_{\text{emb}}/\text{L}$	(Meil, 2006)

Moreover, it was assumed that trucks have an unloaded weight of approximately 30 tonnes and a volume capacity of  $29 \text{ m}^3$ . As regards to their fuel consumption during transport, calculations are based on the results of the project MEET (Methodologies for Estimating air pollutant Emissions from Transport), considering trucks payload and velocity (Hickman et

al., 1999; Zsigraiova, Semiao, & Beijoco, 2013). Funded by the European Commission, this project provides general formulas for the air pollutants and fuel consumption estimations of different transportation modes and types of vehicles. The trucks used for waste collection and transport are classified by MEET as diesel heavy-duty vehicles. Since multiple routes from each district to the recovery facility are possible, the selected routes are the ones that minimize the transport costs defined in Eq. 4.3 and 4.4. The optimization approach is further described in Tanguy et al. (2016).

### 4.3.2 Waste-to-biomethane recovery model

The anaerobic digestion (AD) of source-separated food waste to produce raw biogas involves several process stages: waste pretreatment, digestion and handling of the digestate. The use of the obtained biogas as a valuable product requires additional stages for its commercialisation. In this work, biogas is converted into biomethane to fuel vehicles.

#### 4.3.2.1 Biomethane production

The volume of biomethane produced from waste collected in district  $i$  ( $Q_i$  in tonnes/yr) can be expressed according to Eq. 4.5 (adapted from Pantaleo et al. (2013)):

$$V_B^i = Q_i * \gamma_B * (1 - l_D) * (1 - l_U) * (1 - l_H) * r_V \quad (4.5)$$

where  $\gamma_B$  (Nm<sup>3</sup>/tonne) is the biogas yield;  $l_D$  and  $l_U$  are the biogas losses during the digestion and biogas upgrading processes respectively;  $l_H$  is the fraction of biogas used to heat the digester and  $r_V$  is the volume of biomethane (consisting of 97% CH<sub>4</sub>) per unit volume of raw biogas (consisted of 60% CH<sub>4</sub>). The values of these parameters used for the model are presented in Table 4.2.



Tableau 4.2 Parameters for biomethane production

Parameter	Symbol	Value	Unit	Source
Biogas yield	$\gamma_B$	119	Nm <sup>3</sup> /tonne waste	(Sanscartier et al., 2012)
Biogas losses during AD	$l_D$	2.5	% biogas produced	
Biogas losses during upgrading	$l_U$	1	% biogas produced	(Patterson, Esteves, Dinsdale, & Guwy, 2011)
Fraction of biogas used for heating	$l_H$	7.8	% biogas produced (auto-consumed)	(Sanscartier et al., 2012)
volume ratio	$r_V$	0.67	Nm <sup>3</sup> biomethane/Nm <sup>3</sup> raw biogas	None

#### 4.3.2.2 Costs and embedded energy assessment

The annual economic costs of biomethane production  $C_B$  (\$/yr) are divided into investment and operational costs, as shown in Eq. 4.6:

$$C_B = C_{inv} + C_{OP} \quad (4.6)$$

The annual investment costs consist of the combined capital costs for the AD plant  $C_{plant}$  (\$), the upgrading equipment  $C_U$  (\$), the centrifuge required for the post-treatment of the digestate  $C_{CF}$  (\$) and the costs for the connection to the natural gas network  $C_{CO}$  (\$). They are calculated according Eq. 4.7 and 4.8 respectively (Pantaleo et al., 2013):

$$C_{inv} = (1 - F_A) * (C_{plant} + C_U + C_{CO}) * f_{20} + C_{CF} * f_{15} \quad (4.7)$$

$$f_L = r * \frac{(1+r)^L}{(1+r)^L - 1} \quad (4.8)$$

where  $F_A$  is the share of capital costs funded by governmental agencies,  $f_L$  is the annuity factor, which takes into account the lifetime  $L$  (yr) of the plant (20 years for the AD plant and the upgrading equipment and 15 years for the centrifuge (IREQ, 2008; Pantaleo et al., 2013)) and the discount rate,  $r$  ( $\text{yr}^{-1}$ ). The connection costs are estimated at 547 000 \$ (Browne et al., 2011).

Moreover, the calculation of the capital costs ( $C_{\text{plant}}$ ,  $C_U$  and  $C_{CF}$ ) is done according to cost curves derived from the literature and whose general expression is presented in Eq. 4.9 (Sanscartier et al., 2012):

$$C_k = CC_k * \frac{Q^{SF}}{Q_R^{SF-1}} \quad (4.9)$$

with  $k=\text{plant, U or CF}$ .  $CC_k$  (\$/tonne) is the investment costs for the reference capacity,  $Q_R$  (tonne/yr) is the reference capacity,  $SF$  is the scale factor and  $Q$  (tonne/yr) the desired treatment capacity.

Finally, the operational costs are the sum of the maintenance costs  $C_M$  (\$/yr), labour costs where  $N_s$  and  $C_s$  are the number of workers and their salaries respectively, overheads costs  $C_{Ov}$  (\$/yr) and electricity purchase  $C_{elec}$  (\$/yr) required for all the stages of the recovery, as indicated in Eq. 4.10 (Pantaleo et al., 2013; Sanscartier et al., 2012):

$$C_{OP} = C_M + C_S * N_S + C_{Ov} + C_{elec} \quad (4.10)$$

Table 4.3 summarizes the values of the parameters used for the investment and operational costs. Moreover, the number of workers varies according to the size of a given AD plant. When the plant treats less than 9000 tonnes waste/yr, only one person works part-time (25 000 \$/yr). Between 9000 and 15 000 tonnes waste/yr, there are two workers, one full-

time and one part-time (75 000 \$/yr). Beyond 15 000 tonnes waste treated per year, two workers are working full-time (100 000 \$/yr) (Pantaleo et al., 2013).

Table 4.3 Parameters for biomethane production economic costs

	Parameter	Symbol	Pretreatment + Anaerobic digestion	Post-treatment	Upgrading	Unit	Source
<b>Investments</b>	Capital costs	$CC_{\text{plant}}, CC_{\text{CF}}, CC_{\text{U}}$	590	7.4	49	\$/tonne waste	(Browne et al., 2011; IREQ, 2008)
	Scaling factor	SF	0.6	0.6	0.3	none	(Browne et al., 2011; IREQ, 2008; Sanscartier et al., 2012)
	Reference capacity	$Q_{\text{R}}$	50 000	55 000	50 000	tonnes	(Browne et al., 2011; IREQ, 2008)
	Discount rate	$r$	0.075			$\text{yr}^{-1}$	(Sanscartier et al., 2012)
	Financial aid (federal and provincial)	$F_{\text{A}}$	0.67			% capital costs	(MDDELCC, 2010b)
<b>Operations</b>	Maintenance costs	$C_{\text{M}}$	3			% capital costs	(Sanscartier et al., 2012)
	Overheads	$C_{\text{Ov}}$	10			% maintenance and labor costs	
	Electricity purchase	$C_{\text{elec}}$	5.2	0.24	7.1	\$/tonne waste	(Browne et al., 2011; IREQ, 2008; Sanscartier et al., 2012)

The annual embedded energy consumption from biomethane production  $E_{\text{B}}$  ( $\text{MJ}_{\text{emb}}/\text{yr}$ ) is directly related to the electric energy consumption occurring during the waste pre-treatment

and digestion stages ( $E_{Pre+AD}$  in  $KWh_{elec}$ ), biogas upgrading ( $E_{Upg}$  in  $KWh_{elec}$ ) and digestate post-treatment ( $E_{Post}$  in  $KWh_{elec}$ ) (Eq. 4.11).

$$E_B = Emb_{elec} * (E_{Pre+AD} + E_{Upg} + E_{Post}) \quad (4.11)$$

The embedded energy indicator is sensitive to the electricity production mix of the geographical area considered. In Quebec, 99% of the electricity supply comes from dams, providing a renewable energy. Therefore the embedded energy factor  $Emb_{elec}$  ( $2.9 \cdot 10^{-2}$   $MJ_{emb}/kWh_{elec}$ ) is less than one for this province (Meil, 2006). Table 4.4 shows the energy consumption factors of each stage.

Table 4.4 Parameters for biomethane production energetic costs

Parameter	Symbol	Value	Unit	Source
Pre-treatment + digestion	$E_{Pre+AD}$	60	$kWh_{elec}/\text{tonne waste}$	(Sanscartier et al., 2012)
Biogas upgrading	$E_{Upg}$	34	$kWh_{elec}/\text{tonne waste}$	(Börjesson & Ahlgren, 2012)
Digestate post-treatment	$E_{Post}$	4.0	$kWh_{elec}/\text{tonne digestate}$	(IREQ, 2008)

### 4.3.3 Performance indicators

In this section, the recovery performance indicators' calculation for each district is detailed. The indicators derive from a profitability assessment performed on the whole recovery chain, which is described in the sub-section 4.3.3.1.

#### 4.3.3.1 Profitability assessment

The annual income  $R^i_c$  (\$/yr) from the recovery of waste collected in district  $i$  is calculated as in Eq. 4.12:

$$R_C^i = \lambda_C * V_B^i \quad (4.12)$$

where  $\lambda_C$  (\$/Nm<sup>3</sup>) is the price of biomethane at the pump and  $V_B^i$  (Nm<sup>3</sup>/yr) the volume of biomethane produced defined in Eq. 4.5. In 2011, the price of biomethane sold in Quebec was estimated at 0.61 \$/Nm<sup>3</sup> (Gaz Metro, 2011).

The annual embedded energy revenues are calculated on the same principle as in Eq. 4.13:

$$R_E^i = \lambda_E * V_B^i \quad (4.13)$$

where  $\lambda_E$  (MJ<sub>emb</sub>/Nm<sup>3</sup>) represents the embedded energy saved thanks to the use of 1 Nm<sup>3</sup> of biomethane as a vehicle fuel instead of 1 Nm<sup>3</sup> of its non-renewable alternative, which is conventional natural gas (Pöschl, Ward, & Owende, 2010). It includes all the energies consumed for the production of natural gas, from the resources extraction to the natural gas conversion into proper fuel and is estimated at 38.9 MJ<sub>emb</sub>/Nm<sup>3</sup> for the Quebec province (Meil, 2006).

As a result, the annual economic profits of the whole supply chain (transport and biomethane production from all districts) are defined according to Eq. 4.14:

$$P_C = \sum_{i \in \Omega} [R_C^i - (C_C^i + C_t^i) * 52] - C_B \quad (4.14)$$

where  $\Omega$  is the set of all areas considered. In the same way, the energetic profits of the supply chain are expressed in Eq. 4.15:

$$P_E = \sum_{i \in \Omega} [R_E^i - (E_C^i + E_t^i) * 52] - E_B \quad (4.15)$$

#### 4.3.3.2 District's economic and energetic contribution to the supply chain's global efficiency

The contribution of a district  $i$  to the global efficiency is compared to a reference scenario's efficiency. For a given territory constituted of  $N$  districts (or sources) collected independently, the reference scenario is the case where all the districts are collected and the waste transported to the AD facility. First, the economic and embedded energy efficiencies of the reference scenario have to be defined. They are the ratio of the profits defined in Eq. 4.14 and 4.15 to the supply chain's total costs (for transport and biomethane production):

$$Eff_C^R = \frac{P_C^R}{\sum_{i \in \Omega} [(C_C^i + C_t^i) * 52] - C_B} \quad (4.16)$$

$$Eff_E^R = \frac{P_E^R}{\sum_{i \in \Omega} [(E_C^i + E_t^i) * 52] - E_B} \quad (4.17)$$

where R stands for “reference”.

The contribution of a district  $i$  is then evaluated by removing  $i$  from the reference scenario and by calculating the resulting economic and energetic efficiencies (Eq. 4.18 and 4.19):

$$Eff_C^{U_i} = \frac{P_C^{U_i}}{\sum_{i \in U_i} [(C_C^i + C_t^i) * 52] - C_B} \quad (4.18)$$

$$Eff_E^{U_i} = \frac{P_E^{U_i}}{\sum_{i \in U_i} [(E_C^i + E_t^i) * 52] - E_B} \quad (4.19)$$

where  $U_i$  is constituted of  $N-1$  districts ( $U_i = \Omega \setminus \{i\}$ ).

- If  $Eff_k^{U_i} / Eff_k^R < 1-p$  with  $p \in ]0,1[$ , then removing  $i$  from the reference scenario decreases the global efficiency significantly. As a result, district  $i$  presents a positive contribution (or the recovery performance is high for this district). Its degree of importance depends on the gap between the ratio  $Eff_k^{U_i} / Eff_k^R$  and 1.

- If  $|\text{Eff}_k^{\text{Ui}}/\text{Eff}_k^{\text{R}} - 1| \leq p$ ,  $\text{Eff}_k^{\text{Ui}}/\text{Eff}_k^{\text{R}}$  is close to 1. Including the district into the service area does not increase or decrease the chain's efficiency significantly: the profits from its waste compensate approximately the resources used to collect, transport and treat it.
- If  $\text{Eff}_k^{\text{Ui}}/\text{Eff}_k^{\text{R}} > 1+p$ , removing  $i$  from the reference scenario increases the global efficiency. Therefore, the recovery performance is low and the management strategy may not be adapted.

It should be noted that what it is called “contribution” in this paper is actually a relative value since it results from the comparison of scenarios differing by only one district. This approach was adopted to account for the fact that investments costs are valid only for a range of waste production. In this study, they are defined for large-scale facilities (between 50000 and 120000 t/year). Therefore, investment costs cannot be directly allocated to each district, whose waste production is below this range.

#### **4.4 Description of the case study: Montreal**

Montreal is divided in this study into 30 districts that collect their organic waste independently. The input data regarding to the amount of food waste are represented in Figure 4.2.a. These quantities refer to a 60% recovery rate, which is the goal set by the municipality (City of Montreal, 2015). Each district is identified by a number from 1 to 30. Figure 4.2.b shows the distribution of food waste production.

The site's location was chosen by the municipality for an AD plant that will start operating in 2019 (BAPE, 2012). The decision took into account several criteria such as the distance from residential and commercial areas or from any close water intake point, the proximity with road infrastructure and the area size. The digester is located in the East district (district 1) and is represented on Figure 4.2.b with the star.

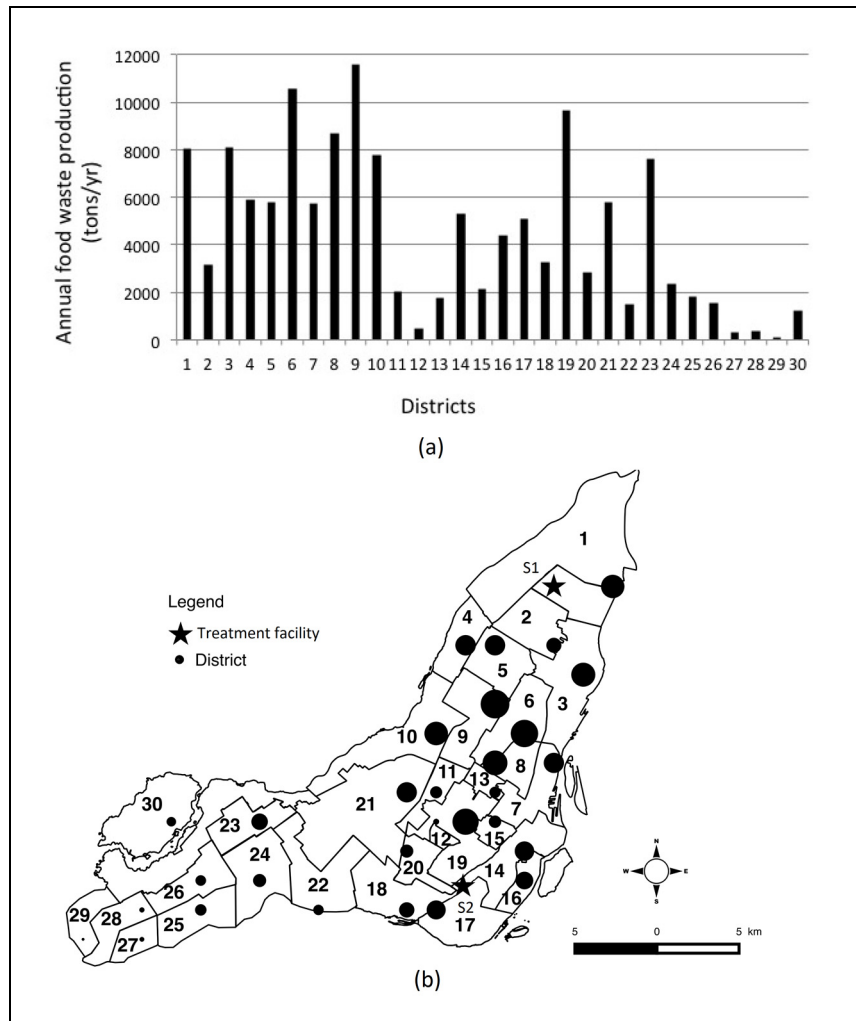


Figure 4-3 (a) Annual food waste production per district and (b) its spatial representation

## 4.5 Results and discussion

### 4.5.1 Districts contribution to the global efficiency

The following results are obtained with a p value of 0.005. Based on the data of Montreal, Figure 4.3 shows the quantity  $1 - \text{Eff}_k^{U_i} / \text{Eff}_k^R$  per district.



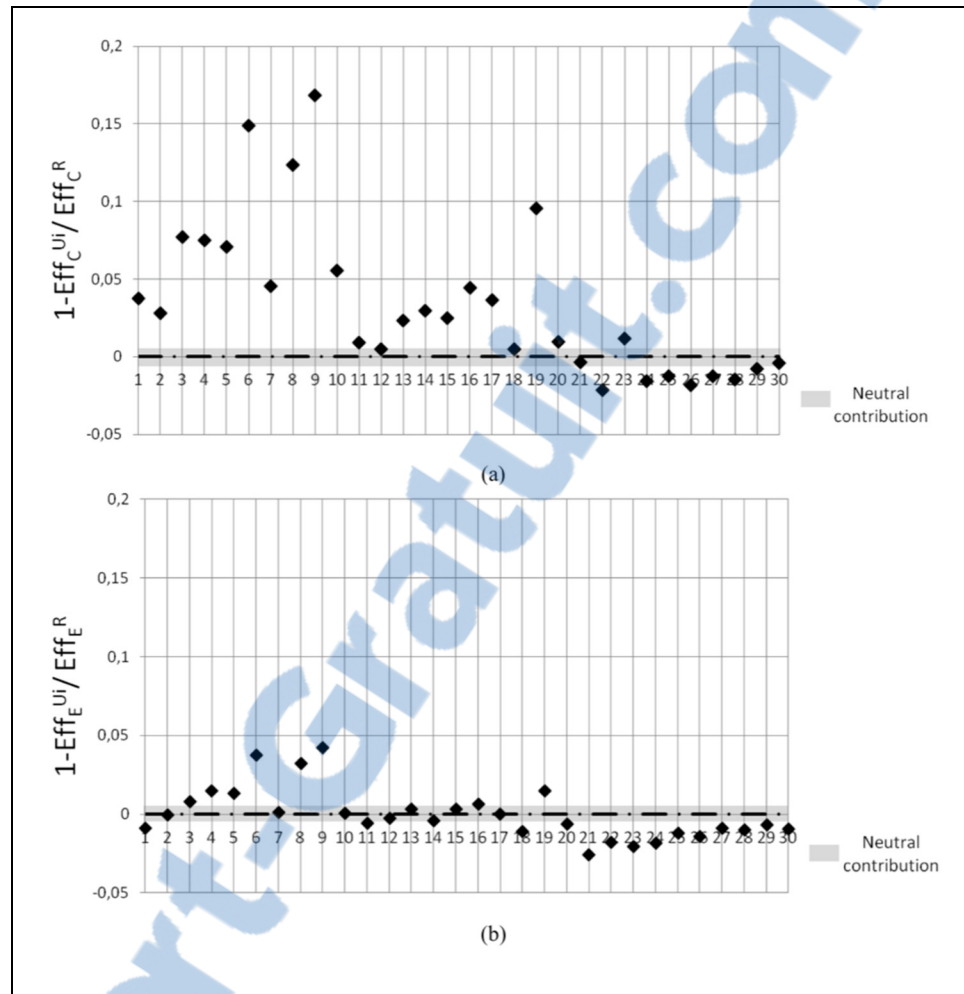


Figure 4-4 (a) economic and (b) embedded energy performance indicators for each district. The more the value of the indicator is positive and far from 0, the more the positive contribution to the global efficiency of the chain is significant

The comparison between figures 4.3.a and 4.3.b suggests that the relative contribution of each district in relation to the others remains globally the same from one indicator to another. Indeed, districts presenting the highest positive contributions in figure 3.a still have the highest positive contribution in figure 3.b (districts 6, 8, 9) and the same is observed for districts with the highest negative contributions (22, 24, 25, 26, 27, 28, and 29). However, intermediate districts may display different recovery performance, depending on the indicator considered. This is spatially represented on Figure 4.4, which shows the ranking of each source for both indicators on the same map.

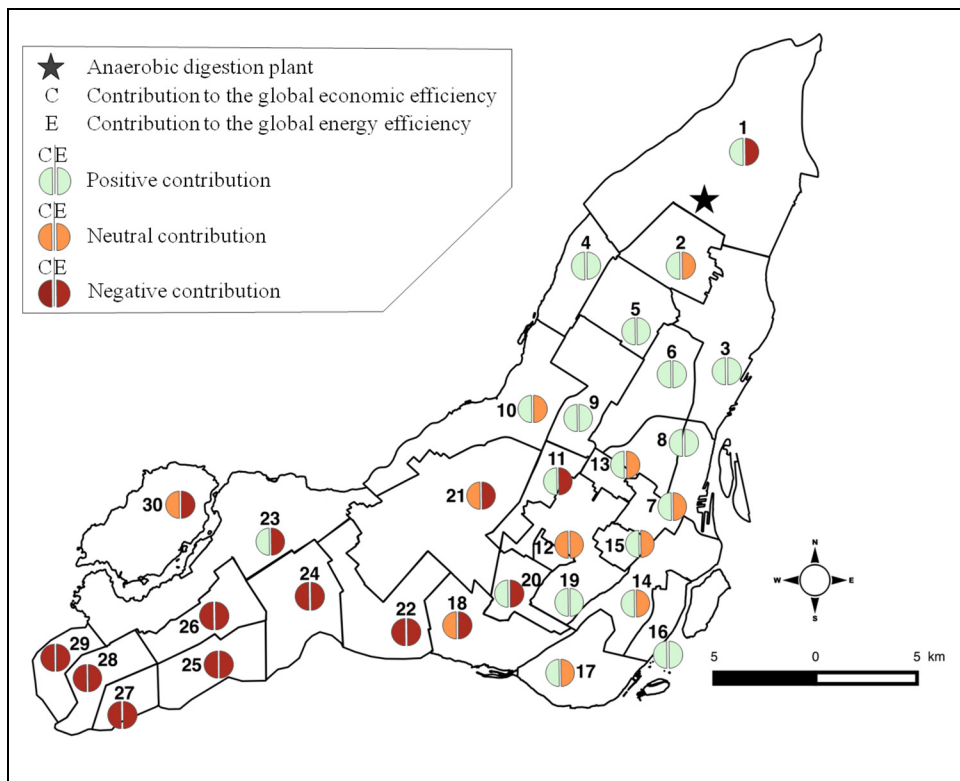


Figure 4-5 The type of contribution of each district to the global efficiency for economic and embedded energy indicators

As represented on Figure 4.4, most districts whose recovery performance is affected (negatively) by the change of indicator are located in the centre of Montreal (South-West). They form a transition zone of a few kilometres beyond which the distance to the facility offsets the source recovery benefits, which translates into negative contributions. This break-even distance is shorter in the case of embedded energy owing to a larger share of transport costs in the chain's global efficiency (Figure 4.5).

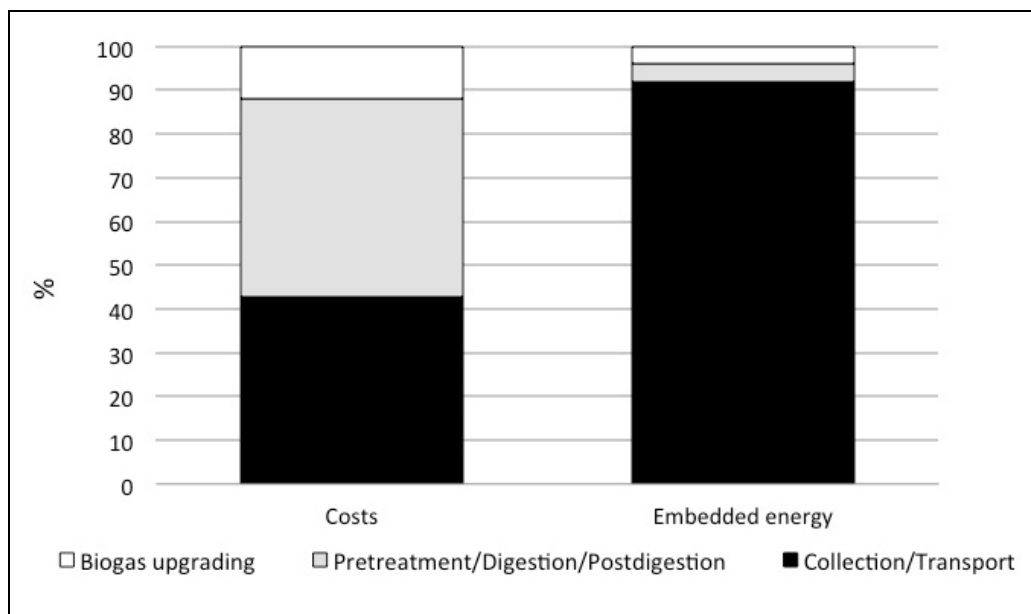


Figure 4-6 Distribution of resources consumption between the different phases of the AD chain for the economic and energy indicators

Nevertheless, some exceptions that do not abide to the “break-even distance” rule are worth noting. For example, districts 1 and 2 are not advantageous for the supply chain in an energetic perspective, whereas they are the closest sources to the facility. In the same way, districts 16 and 19 are in the transition zone but present a positive contribution for both indicators. As a result, sources worth collecting are not necessarily close to the facility and the inverse can also be true.

Overall, the model showed that 23 out of 30 districts should be in the facility’s service area from the economic perspective, and 16 out of 30 from the energetic perspective. This represents an optimal range of [96 000; 127 000] tonnes recovered/year. Anaerobic digestion located at the East location is not efficient to recover waste from at least 7 districts. Two other options of waste management will be integrated in the model to assess their influence on the district contributions.

## **4.5.2 Districts contribution with other management strategies**

This section presents the results of two alternative waste management scenarios with different 1) anaerobic digestion facility location and 2) treatment technology (composting) compared to the first scenario. More specifically, the influence of these different management strategies on the districts contribution is assessed.

### **4.5.2.1 Alternative facility location**

The new location (located in the South-West — district 17) chosen for this alternative scenario has already been considered by the city for the installation of a second anaerobic digester when the first will reach its maximum capacity. Therefore, it respects the criteria required for this type of installation: minimal distance to the closest houses and to the road infrastructure.

Figure 4.6 represents the nature of the contribution of each district for both East and South-West locations. Figure 4.6.a shows the contributions to the economic efficiency of both plants and figure 4.6.b the contributions to the energy efficiency. Districts in dark grey present negative contribution for both location scenarios. As shown in Figure 4.6, the chain's spatial structure based on the recovery performance scores does not differ much from the first scenario. In particular, districts 22, 24, 25, 26, 27, 28 and 29, still present negative contributions, even though transport distances have been reduced. As a result, the facility's location is not a sensitive issue in the economic and energetic perspectives for Montreal.

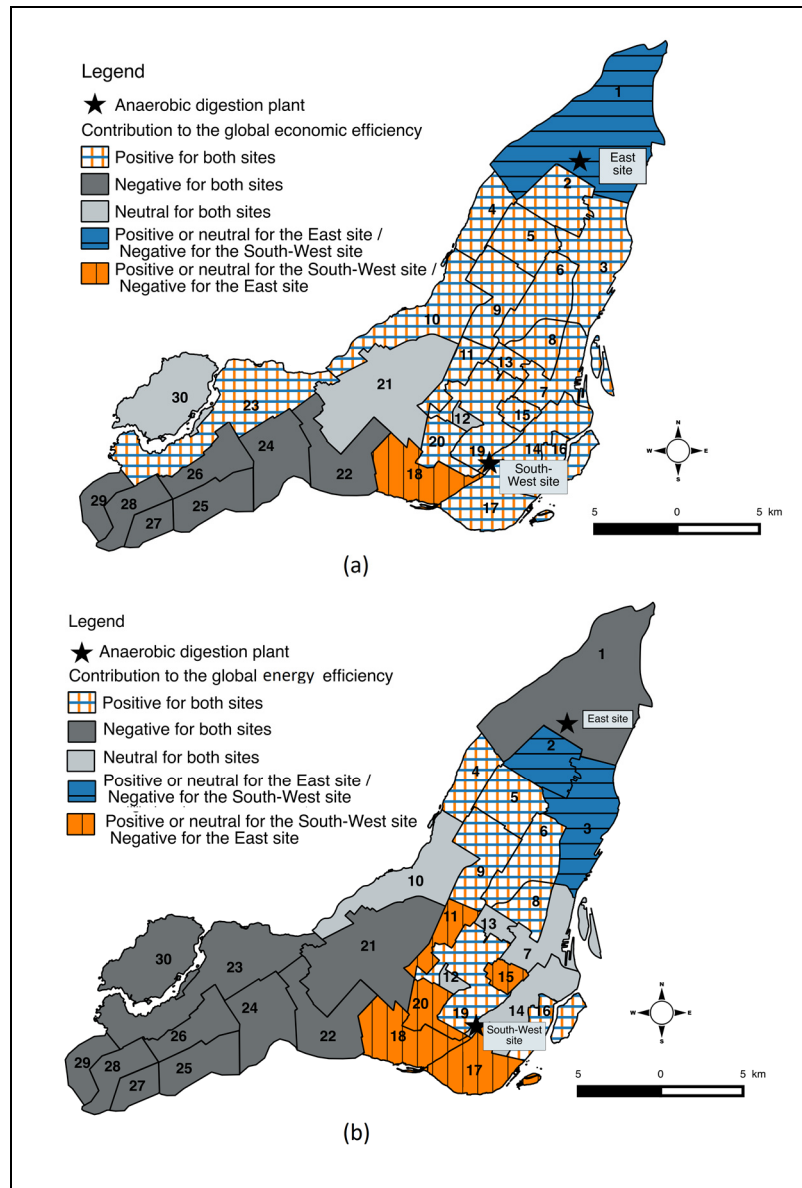


Figure 4-7 Representation of the districts contribution to the (a) economic efficiency and (b) energetic efficiency

Nevertheless, Figure 4.6 also shows the competition between facilities if both sites are considered simultaneously. Indeed, crosshatched districts are sources for which the two sites are in competition (positive contribution for both of them). This competition is particularly present in figure 6.a where the two anaerobic digestion sites are economically suitable for more than half of the island (19 districts), while neither of them are advantageous for the main part of the rest of the island (7 districts). This could challenge the economic interest of

installing two anaerobic digesters operating simultaneously in Montreal. In Figure 4.6.b, the embedded energy sensitivity to the transport activity leads to a more distinct repartition of the districts between the two locations. However, districts with the highest positive contributions (6, 8, 9 and 19) are still mutual to both facilities.

#### 4.5.2.2 Alternative treatment technology

A composting plant located at the first location (East) was considered in a third analysis. An enclosed facility with odour management is assumed. Table 4.5 gives the parameters used in the economic and embedded energy models.

Table 4.5 Economic and energetic parameters used for compost production

Parameter	Value	Unit	Sources
Mass yield	0.4	none	(Boldrin et al., 2009; Di Maria & Micale, 2013)
Capital costs	650	\$/tonne waste	Adapted from (SOLINOV, 2014)
Scaling factor	1	none	Adapted from (SOLINOV, 2006, 2014)
Reference capacity	60 000	tonnes waste	(SOLINOV, 2014)
Financial aid	50	% capital costs	(MDDELCC, 2010a)
Global operational costs (without waste transport)	53	\$/tonne waste	M. Lafortune (personal communication, November 16, 2016)
Selling price	20	\$/tonne compost	(SOLINOV, 2011)
Electricity consumption	90	kWh <sub>elec</sub> /tonne waste	(Righi, Oliviero, Pedrini, Buscaroli, & Della Casa, 2013)
Diesel	0.64	MJ <sub>ep</sub> /tonne waste	
Energetic benefits	153	MJ <sub>ep</sub> /tonne waste	Adapted from (Boldrin et al., 2009; CIRAIG, 2007)

Like in the first and second scenarios, districts contributions to the plant’s efficiency are assessed and results are presented in Figure 4.7. On the contrary of anaerobic digestion, composting all of Montreal's waste with one centralized facility leads to a negative efficiency, for the parameters considered in this study. Therefore, the reference scenario (whose efficiency is defined in Equations 4.15 and 4.16) refers to the largest supply area allowing a positive efficiency. In the economic perspective, such area does not exist for composting, at least not at the scale considered. As a result, there is no economically viable service area and composting is not suitable for any district. However, the conclusion differs with the energy indicator. Figure 4.7 shows the districts contributions per facility.

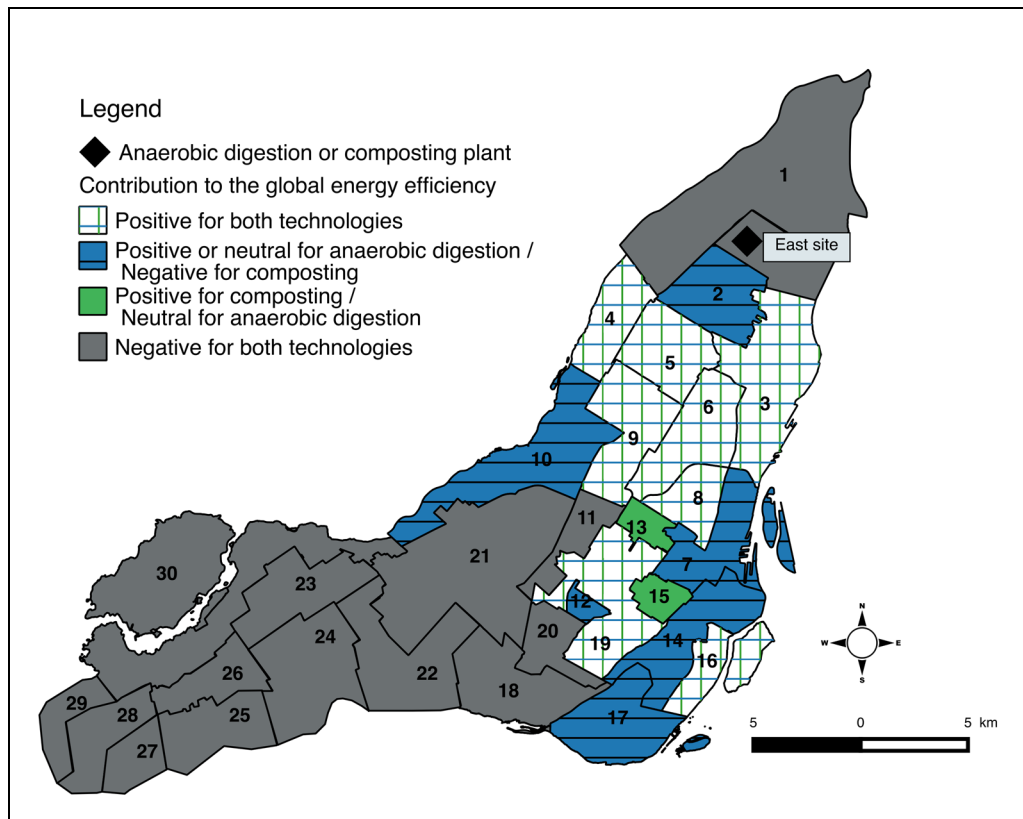


Figure 4-8 Districts contribution to the energetic efficiency for anaerobic digestion and composting located at the East site

Like in Figure 4.6, the crosshatched districts present a positive contribution for both technologies; the blue sectors are only beneficial to the anaerobic digester at the East

location; the green ones are favourable for the composting plant at the East location; and, finally, the grey areas are inefficient to recover for any scenario. Figure 4.7 shows that only 10 districts should be included in the composting plant's service area against 16 for anaerobic digestion. These 10 districts produce around 68 500 t of waste recovered/year, which represent 71% of the optimal size found for anaerobic digestion at the same location (Figure 4.6.b). Moreover, for the latter, the optimal energetic yield was 107 times higher than composting.

However, beyond the technologies' performances, results demonstrate that composting and anaerobic digestion have different spatial scales. Therefore, for a territory, comparing both technologies as viable scenarios to recover waste implies taking into account different facilities number and/or service area size.

### **4.5.3 Perspectives on the approach**

The systemic approach presented in this paper aims at assessing the performance of a given solid waste recovery scenario for a region consisting of distinct sources. The results obtained give insights into the planning of the recovery supply chain in the region: which sectors should be considered first as primary sources, which ones do not change the global efficiency of the chain significantly and which ones should be managed differently because their presence decrease the chain's global efficiency. This was possible by considering a recovery performance indicator per source instead of an indicator per facility.

In this paper, this performance indicator does not depend on the source's intrinsic characteristics only but also on the features of the system it belongs to, namely the distance to the facility, the recovery technology and characteristics of the other sources. The first two parameters were studied in two alternative scenarios presented in the last sections. The last one influences variations between the districts contributions and, thus, the service area size. Indeed, the more the districts differ in terms of waste density, the more the recovery performance per source varies and the more the optimal service area size reduces in favour of



the districts with the highest positive contributions. Therefore, results related to the facility size are highly site-specific. Nevertheless, the methodology presented in this paper is general and can be applicable to any context where sources send waste independently to a facility. Moreover, by applying the approach to several management strategies, it appeared that defining the recovery performance per source has another benefit, which is the assessment of the spatial dynamics between each scenario. On the one hand, considering opposite treatment sites that can operate simultaneously gives a map of optimal supply, showing the spatial competition between facilities. Decentralization can then be studied based on the number of high-ranking districts mutual to both sites. This was illustrated with the alternative location scenario implemented for anaerobic digestion. On the other hand, using the same location for two different technologies, as in 4.5.2.2, shows their respective spatial scale, which provides insight on the facility number required for each scenario. Therefore, based on relatively simple efficiency calculations, the method can serve as a basis for further analyses on how to design the spatial structure of multi-sites and/or multi-technology waste recovery chains.

This study highlighted also the importance of the indicator's choice. For instance, composting could not be compared economically with anaerobic digestion whereas the energetic criterion was less restrictive. In the economic perspective, the transport, treatment and capital costs overcame the revenues from selling compost. This is not entirely surprising, given the current compost low cost on the market, the low mass yield of composted food waste and the constraint of an enclosed facility. But another cause of composting low efficiency could be scale-related. Indeed, this paper analyzes the chain's spatial structure at the municipal scale, where waste sources are entire districts, with some of them several kilometres long. In this way, adding a district to the composting chain, even the closest one, mostly results in a negative efficiency. An analysis at a lower scale, with neighbourhoods or even buildings being sources, would reduce transport distances and could be more adapted to investigate the service area size of urban composting plants.

An example of low-scale composting strategy that could be addressed is home composting, promoted by some municipalities like Montreal. Finding how this management strategy

integrates the high-efficiency objectives of large-scale options like anaerobic digestion is an issue that requires multi-scale spatial design approaches. An efficiency assessment under a territory perspective, like developed in this paper, could allow analysing this multi-scale spatial competition.

#### **4.6 Conclusion**

The research presents an approach to assess the performance of a recovery chain from a territory perspective and estimate its service area size. The economic and embedded energy indicators are expressed per source and represent the contribution of each source to the chain's global efficiency. They take into account the districts' waste collection, transport and treatment financial and energetic requirements as well as the profits from recovery. The model has been applied to the case of Montreal for the anaerobic digestion of source-separated food waste.

Districts can be classified into three categories according to the nature of their contribution. If the contribution is positive, the district is a high-ranking source and should be included in the service area. If it is neutral, the source does not contribute significantly to the chain's efficiency whereas if the contribution is negative, the district reduces the system's global performance. In the case of Montreal, an optimal size was found in the range [96 000 tonnes; 127 000 tonnes] of waste recovered/year, depending on the indicator considered. These districts involved were not necessarily the closest to the facility and some close areas even showed negative contributions. This confirms that, for a heterogeneous territory, a systemic approach is adapted to determine the sectors worth collecting.

The recovery performance for each district depends on the district own characteristics (size, waste production) and also on the chain's features such as distance to the facility and treatment type. Therefore, in the second part of the results, the influence of these parameters was assessed with alternative 1) facility location and 2) treatment technology (composting) scenarios. For both cases, seven districts with the highest contributions and nine with the

lowest were the same than in the first scenario. As a result, changing the anaerobic digester's location did not influence greatly the service area size (only some of the districts involved). However, the strong spatial competition observed between both locations discouraged any attempt to decentralize the system. Finally, composting was found economically unfeasible for the collection and treatment of all districts. In an energetic perspective, an optimal service area existed, which represented around 68 500 t of waste recovered/year. This showed that composting operates ideally at a lower scale than anaerobic digestion, which influences the site number required for each case to cover the same territory.

Overall, results suggested that the approach could be used to represent and study the spatial dynamics involved in a recovery chain's design, for the case of organic waste. It is based on a performance indicator calculation per source that can be easily displayed on a map for several management scenarios. It could lead towards multi-scale design models, required to integrate multi-scale waste management strategies.



## CHAPITRE 5

### **ARTICLE 3: UNE APPROCHE TERRITORIALE DE LA VALORISATION DES DÉCHETS: L'EFFET À L'ÉCHELLE D'UNE UNITÉ TERRITORIALE D'UNE DÉCENTRALISATION DE LA FILIÈRE**

Dans ce troisième article, l'approche territoriale par potentiels est utilisée pour décider de la pertinence d'une adaptation de la structure physique de la filière de traitement. En particulier, les potentiels de deux scénarios de filières décentralisées (avec deux sites de traitement) sont comparés avec ceux du scénario centralisé décrit dans le deuxième article. Sur le plan de l'efficacité, la décentralisation permet une réduction des distances de transport et l'effet de ce changement sur les potentiels des zones défavorables identifiées précédemment est analysé. Le cas d'étude reste la digestion anaérobie des résidus alimentaires de Montréal. Le deuxième scénario décentralisé introduit néanmoins la technologie de compostage sur l'un des deux sites.

### **A TERRITORIAL APPROACH OF MUNICIPAL SOLID WASTE RECOVERY: THE EFFECT OF DECENTRALIZATION AT THE DISTRICT'S LEVEL**

Audrey Tanguy<sup>a,b</sup>, Jonathan Villot<sup>b</sup>, Mathias Glaus<sup>a</sup>, Valérie Laforest<sup>b</sup>, Robert Hausler<sup>a</sup>

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

<sup>b</sup> Institut Henri Fayol, Ecole des Mines de Saint-Etienne, UdL, UMR CNRS 5600 EVS, 158 cours Fauriel, Saint-Etienne, F42023, France

Article soumis dans la revue « Waste Management », mai 2017

## 5.1 Abstract

In the design of waste recovery chains, territorial conditions (e.g. dispersion's level of the sources, waste production density) play a key role in the system's global efficiency. In particular, in a territory composed of distinct areas, the interest in collecting and recovering such waste sources varies. In this work, a territorial approach allowing identifying the least favorable sources to a given chain's efficiency is used. It is done by associating to each source a recovery potential. In particular, this study investigates the ability of decentralization scenarios, consisting of medium-scale facilities, to make waste sources, a priori inefficient to recover by a large-scale plant, actually attractive (positive potential). The case study is set in Montreal, Canada, for the recovery of municipal food waste in each district (source). Results show that, decentralization scenarios do not have a significant effect on the recovery potentials of unfavorable districts although their transport distances decreased by half and the global chain's efficiency increases. A deeper analysis on relevant recovery potentials revealed that the main causes for low recovery's performance differ from one district to another. For some, transport impact was actually negligible in front of collection. For others, transport and collection impact were similar, suggesting that either a different collection method or a further decentralization process were needed. Therefore, it is recommended that future studies, when assessing waste management scenarios, take into account their effect at the waste source's scale to investigate the system's performance in a systemic manner.

**Keywords:** solid waste recovery, decentralization, territorial approach, recovery potential, efficiency, transport impact

## 5.2 Introduction

Municipal solid waste recovery is high on the agenda of many large cities. The set of recovery targets per waste type generally compelled the municipalities to invest in separate collection (A. W. Larsen et al., 2010). Thus, source separation generally increases, but as fewer quantities are transported for the same distance, the share of collection and transport in

the total waste management costs may also increase (Teixeira et al., 2014). In this context, the influence of territorial conditions on the transport activities' performance, which has always been present, becomes critical. One example of these conditions is waste production density. It was shown that fuel consumption per ton of material during the collection process can triple in low-density areas compared to dense ones (Nguyen & Wilson, 2010). Regions can also differ by their separate collection rate due to socio-demographic or geographic factors (Hage & Soderholm, 2008; Passarini et al., 2011), which has implications on the amount of waste actually available for recovery. Therefore, a territory composed of distinct areas does not respond homogeneously to one waste management scenario (collection/transport/treatment). Some regions will contribute highly to the system's global performance while others will tend to decrease it. This differentiation between favourable/unfavourable areas is important (D'Alisa et al., 2012). It highlights critical regions where change is needed to improve waste management services. In particular, it shows that a waste management strategy resulting from a top-down regional decision framework might not be adapted to each municipal area, for instance (D'Alisa et al., 2012). However, this territorial perspective cannot be achieved by a global performance assessment at the treatment site's scale, which can hide disparities between the different regions (D'Alisa et al., 2012; Mihai, 2012).

To account for these disparities in the recovery chain's design, a territorial approach for waste management planning was developed in a previous work (Tanguy, Villot, Glaus, Laforest, & Hausler, 2017). It proposed a methodology for the estimation of waste sources' recovery potentials. A recovery potential represents the source's capacity to be collected and recovered efficiently by a given waste recovery chain, which is composed of collection, transport and recovery processes. The methodology was applied to a centralized large-scale anaerobic digester (> 100 000 t/year) in Montreal, Canada, where the sources were districts. Results showed that several districts presented negative recovery potentials, which suggested that this strategy might not be adapted for those areas.

Among possible solutions to increase waste management performance in these districts, one way is to decrease transport impact with decentralized scenarios, consisted of medium to small-scale facilities. In this regard, several studies showed the advantages of decentralization. For instance, Bergsdal et al. (2005) used the Life Cycle Assessment (LCA) method to compare the environmental impact of two Waste-to-Energy (WTE) strategies. The local incineration scenario was composed of 17 small-scale incinerators whereas the other scenario included 3 centralized facilities for the region of Central Norway. The authors found that the local strategy was superior to the centralized plants for all the assessed impact categories and that transport activities were a major impact contributor in both systems. Bastin and Longden (2009) developed a Multi-Criteria Analysis (MCA) framework to compare one centralized WTE plant with a network of medium to small-scale facilities. Results showed that the local system prevailed owing to reduced transport costs and an overall better performance in social and some environmental criteria. An economic profitability assessment of centralized and decentralized scenarios was performed by Pantaleo et al. (2013) for the case of anaerobic digestion in different regions. In general, decentralization was preferred with medium-scale facilities. Nevertheless, the study highlighted that in the case of highly dispersed biomass resources, long transport distances were not possible and plants could be of a smaller sizes (Pantaleo et al., 2013).

However, since the decentralized system's assessment is based on the scenarios' global costs, efficiency and/or environmental impact, it does not provide information on the decentralization's performance at the source's scale. Therefore, regarding results obtained for the Montreal case study, the question that arises is:

- Are the evaluated decentralized scenarios enough to integrate efficiently the least favorable districts?

The objective of the present study is thus to apply the territorial approach presented in Tanguy et al. (2017) to decentralized scenarios, composed of two treatment sites instead of one, in order to evaluate their performance at the district's level. It looks especially at the



decentralization's ability to increase the recovery potentials of a priori unattractive districts, in comparison with the centralized systems. For this purpose, the transport capacity associated to a decentralization scenario is assessed, which represents the maximum transport costs allowed for recovery potentials to be positive.

In the second part of the paper, the general territorial approach is presented as well as the four centralized and decentralized scenarios chosen for this analysis. The evaluation will be done based on a primary fossil energy assessment (also called cumulative fossil energy demand). This comprehensive approach of energy accounting is frequently used in LCA studies and has been shown as a good proxy indicator for other types of environmental impact (Arvidsson & Svanström, 2016). Finally, in the third part, results are presented for the case of source-separated food waste recovery in Montreal.

### **5.3 Methodology**

The first part of the methodology presents the territorial approach used in this analysis. It relies on the definition of recovery potentials associated to the waste sources. One potential measures a source's contribution to the chain's global efficiency. It takes into account the source's features (size, quantity produced, distance to the facility) and the treatment operational parameters. In order to investigate how much effort should be given to increase such potentials in terms of transport, a transport capacity will be used and its calculations is described in the second part. Then, the evaluated scenarios are presented, followed by the features of the primary fossil energy assessment carried out.

#### **5.3.1 Territorial approach of a recovery chain's design**

This section explains the recovery potentials calculations and the principles behind their use in a waste recovery chain planning context. From this definition, transport capacity is then determined.

### 5.3.1.1 Recovery potentials

A recovery potential represents the source's capacity to be efficiently recovered by a recovery chain composed of the collection, transport and recovery steps. The potential's general definition is given in Eq. 5.1:

$$Eff_i = 1 - \frac{Eff_{tot-i}}{Eff_{tot}} \quad (5.1)$$

where  $Eff_i$  is the recovery potential of source  $i$ ,  $Eff_{tot}$  is the chain's global efficiency and  $Eff_{tot-i}$  is the chain's efficiency when every source except  $i$  are collected. The general definition of efficiency adopted in this work is given in Eq. 5.2. It is the ratio of the net revenues to the total costs (treatment and transport activities).

$$Eff_k = \frac{G_k - C_k - T_k}{C_k + T_k} \quad (5.2)$$

where  $k$  is the area considered (which can be  $i$ ,  $tot$  or  $tot-i$ ),  $G_k$  (MJep/t) are the recovery's gains per ton recovered,  $C_k$  (MJep/t) the treatment costs for per ton and  $T_k$  (MJep/t) the collection and transport costs per ton.

The recovery potential  $Eff_i$  can be positive, negative or null. If it is positive ( $\frac{Eff_{tot-i}}{Eff_{tot}} < 1$ ), it means removing the source  $i$  from the chain decreases the global efficiency. The source is thus important for the system and should be included in the chain's service area. On the contrary, if the potential presents a negative value, removing  $i$  from the chain increases the global efficiency so that it is a priori not efficient to collect the source. A null recovery potential indicates that  $\frac{Eff_{tot-i}}{Eff_{tot}} \approx 1$  which means that source  $i$  does not contribute significantly to the global efficiency. A more detailed explanation of the calculation is reported in Tanguy et al. (2017). In this previous work, this approach was used to find the service area size of one treatment site. Figure 5.1 illustrates the conceptual framework

developed. It takes into account the territorial spatial variability, the recovery chain's features to provide a measurement of the opportunity to collect and recover each source (the recovery potential).

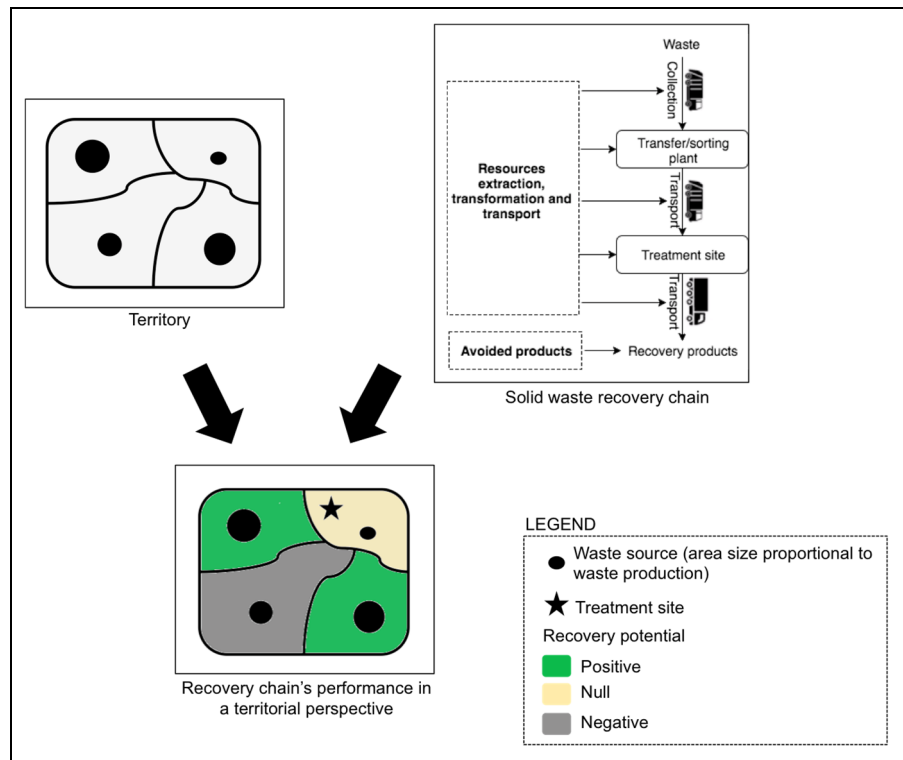


Figure 5-1 Conceptual framework of the territorial approach used for the recovery chain's design

But several questions could be asked. Indeed:

- What to do with sources showing a negative recovery potential?
- Could the negative value become positive by decentralizing the waste management system?

Considering Eq. 5.1, the condition for a source  $i$  to have a positive potential is presented in Eq. 5.3:

$$Eff_i = 1 - \frac{Eff_{tot-i}}{Eff_{tot}} \geq 0 \quad (5.3)$$

Decision makers can intervene on the recovery potentials  $Eff_i$  by changing two types of factors: the treatment process and the transport activities. As a result, for a given waste treatment scenario, the constraint of a positive potential expressed in Eq. 5.3 imposes a constraint on transport costs.

### 5.3.1.2 Transport capacity

This constraint on transport costs can be translated into a transport capacity,  $T_{c,i}$ , which is the room allowed for transport activities in order to have a positive recovery potential. Its expression derives from Eq. 5.3, using Eq. 5.2 and is given in Eq. 5.4:

$$T_{c,i} = \frac{G_i * (C_{tot-i} + T_{tot-i})}{G_{tot-i}} - C_i \quad (5.4)$$

where  $T_{c,i}$  (MJep/t) is the transport capacity associated to source  $i$  for the given treatment process. If  $\Omega$  is the set including all the sources except  $i$ ,  $G_i$  and  $G_{tot-i}$  (MJep/t) are the recovery gains from source  $i$  and  $\Omega$  respectively,  $C_i$  and  $C_{tot-i}$  (MJep/t) the treatment costs for source  $i$  and  $\Omega$  respectively and  $T_{tot-i}$  (MJep/t) the collection and transport costs for  $\Omega$ .

The success of a waste management strategy for a specific source can be measured by comparing its transport capacity to the actual collection and transport costs. In this work, decentralization will be assessed to evaluate its success in integrating the sources with a low recovery potential. In particular, the transport capacity for decentralization scenarios will be measured. A description of the scenarios under study is given in the next section.

### 5.3.2 Description of the scenarios

The case study chosen to illustrate the approach is source-separated food waste management by anaerobic digestion and composting, to produce biomethane and compost used as a fertilizer. Four scenarios will be analyzed under the territorial perspective described in 5.3.1. They are represented on Figure 5.2.

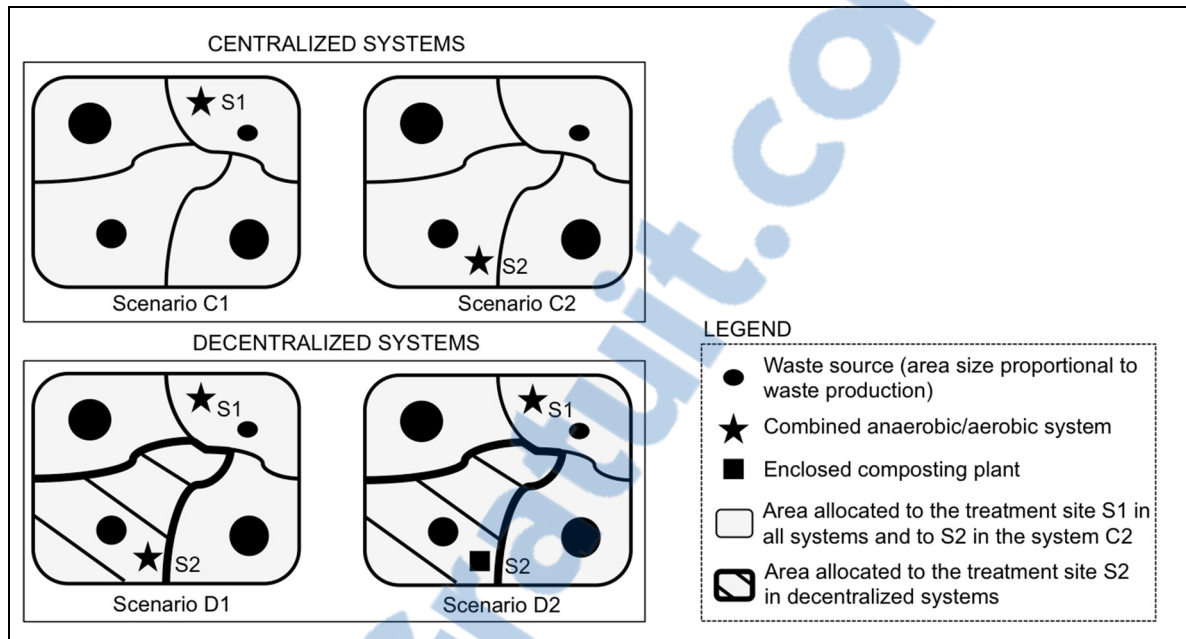


Figure 5-2 Centralized and decentralized scenarios considered in this study

There are two centralized and two decentralized scenarios. The centralized systems operate with a combined anaerobic/aerobic process where fresh waste is first treated through anaerobic digestion (AD). The digestate is then cured aerobically by composting. The decentralized systems have in common the treatment carried out at S1, which is the combined anaerobic/aerobic system. They differ by the treatment at S2, which can be either another anaerobic/aerobic process or a single composting plant. Collection, transport and waste recovery activities are further described in the next sub-sections. The complete equations and parameters' values for the energy costs calculation are provided in Tanguy et al. (2017).

### 5.3.2.1 Waste collection and transport

The territory under study was modeled in a GIS environment (with Q-GIS) with accessible data regarding roads' lengths, roads' type and location. The districts were distinguished and represented by a single point on the map, like in Figure 5.2. Each one is individually

responsible for collecting and transporting organic waste to the treatment facility. In each area, a kerbside collection system exists where the trucks pick up waste in containers placed along the roads. Fuel consumption during this process was estimated by multiplying the roads' lengths in the district by a mean consumption value (0.85 L/km) retrieved from the literature (Di Maria & Micale, 2013). Transport is then done in the same truck but this time fuel consumption varies according to the truck's average velocity, which depends on the road's type. Three road's types are considered: streets, avenues and highways. Fuel consumption's calculations are based on the results of the project MEET (Methodologies for Estimating air pollutant Emissions from Transport) (Hickman et al., 1999; Zsigraiova et al., 2013). Funded by the European Commission, this project provides general formulas for the air pollutants and fuel consumption estimations of different transportation modes and types of vehicles. The trucks used for waste collection and transport are classified by MEET as diesel heavy-duty vehicles. Finally, for each area, the transport path from the district to the facility is the one that minimizes trucks' fuel consumption. The optimization method is described in a previous work (Tanguy et al., 2016).

### **5.3.2.2 Waste recovery**

In the combined anaerobic/aerobic system, waste is first pretreated, to remove non-degradable materials (around 10% on a weight basis). It then goes through a wet AD process under mesophilic conditions to produce raw biogas with 60% methane content. The biogas is upgraded to biomethane by removing impurities such as CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub> from the initial mixture to obtain a biogas methane content closed to 97%. The biomethane is compressed and injected in the natural gas network. The digestate undergoes a liquid/solid separation and the solid phase is aerobically cured with a composting plant closed to the AD facility (digestate transport costs to the composting plant are not considered). The main process parameters used in this work are presented in Table 5.2. The composting plant is an enclosed facility with odour management performed with a biofilter. Like in the AD process, waste is pre-sorted before being composted.

Tableau 5.1 Process parameters for waste treatment

Parameter	Value	Unit	Source
Biogas yield	119	Nm <sup>3</sup> / t fresh waste	(Sanscartier et al., 2012)
Compost yield from dewatered digestate	0.62	t/t dewatered digestate	(Pognani, Barrena, Font, & Sánchez, 2012)
Compost yield from fresh food waste	0.3	t/t fresh waste	(Di Maria, Micale, Contini, & Morettini, 2016; Levis, Barlaz, Themelis, & Ulloa, 2010)
Electricity input - AD	97	kWh/t waste	(Börjesson & Ahlgren, 2012; IREQ, 2008; Sanscartier et al., 2012)
Electricity input - composting	90	kWh/t input	(Righi et al., 2013)
Diesel input - composting	0.64	L/t input	(Righi et al., 2013)

### 5.3.3 Primary fossil energy assessment

Recovery potentials are calculated according to the primary fossil energy indicator. For each scenario, energy input is the sum of energy consumption during collection, transport and treatment. The primary fossil energy is then obtained by applying a factor, which depends on the energy source and is usually specific to the region where the energy is produced.

Moreover, the recovery gains are defined as the primary fossil energy that is avoided thanks to the use of the renewable energy or material which is produced by the system (Bacenetti, Negri, Fiala, & González-García, 2013; Pöschl et al., 2010; Puig, Fullana-i-Palmer, Baquero, Riba, & Bala, 2013). The primary fossil energy gains from biomethane are straightforward. If we assume that biomethane and fossil natural gas have the same physical and chemical properties, the avoided fossil energy thanks to biomethane is equal to the energy produced from waste plus the energy used to extract, process and transport this quantity (as natural gas). These operations are taken into account in the primary energy factor.

On the other hand, compost is used in agricultural fields to substitute inorganic fertilizers, by providing a certain amount of nutrients N, P and K to soils. The degree of substitution depends on many factors but two are of major importance: the compost's nutrients content and the nutrients availability to plants (Boldrin et al., 2009). Depending on the decentralization scenario, nutrients content differs. Indeed, the digestate liquid/solid separation process leads to a reduction of the amount of nutrients in the solid phase that can reach up to 95% (Di Maria et al., 2016). Moreover, this ratio depends on the nutrient considered. In this study, the amount of nutrient N, P and K recovered in the compost from anaerobic digestion represents only 32%, 52% and 28% of that recovered by direct composting of the input material, respectively (Bauer, Mayr, Hopfner-Sixt, & Amon, 2009).

The primary fossil energy factors used in this work are presented in Table 3 and are representative of the Quebec region. The only exceptions are those related to fertilizers production, where no direct site-specific data were found. Instead, the primary fossil energy factors were estimated based on the factors of the main fertilizers, available in the Ecoinvent database, weighted by their respective utilization in Quebec, as in Hermann et al. (2011). They were then applied to the amount of nutrients available in compost to obtain the values presented in Table 5.3.

Tableau 5.2 Primary fossil energy factors of different energy sources and estimated primary fossil energy gains obtained by composting

Parameter	Value	Unit	Source
-----------	-------	------	--------



Primary fossil energy factor - Diesel	42.6	MJep/L	(Meil, 2006)
Primary fossil energy factor - Electricity	0.029	MJep/kW <sub>elec</sub>	(Meil, 2006)
Primary fossil energy factor - Natural gas	44.3	MJep/m <sup>3</sup>	(Meil, 2006)
Primary fossil energy factor - Compost from digestate	131	MJep/t compost	Estimated from (Bauer et al., 2009; Boldrin et al., 2009; CIRAIG, 2007; Weidema et al., 2013)
Primary fossil energy factor - Compost from fresh waste	383	MJep/t compost	

#### 5.4 Description of the case study: Montreal, Canada

Montreal is divided in this study into 30 districts that collect their organic waste independently. The input data regarding to the amount of food waste are represented in Fig. 3.a. These quantities refer to a 60% recovery rate, which is the goal set by the municipality (City of Montreal, 2015). Each district is identified by a number from 1 to 30. Fig. 3.b shows the distribution of the annual food waste production, the size of the plot being proportional to the waste production.

The site's locations S1 and S2 were chosen by the municipality for waste management facilities that will start operating in 2019 (BAPE, 2012). The decision took into account several criteria such as the distance from residential and commercial areas or from any close water intake point, the proximity with road infrastructure and the area size. As shown in Figure 5.3.b, S1 is located to the East (district 1) and S2 to the South-West (district 14).

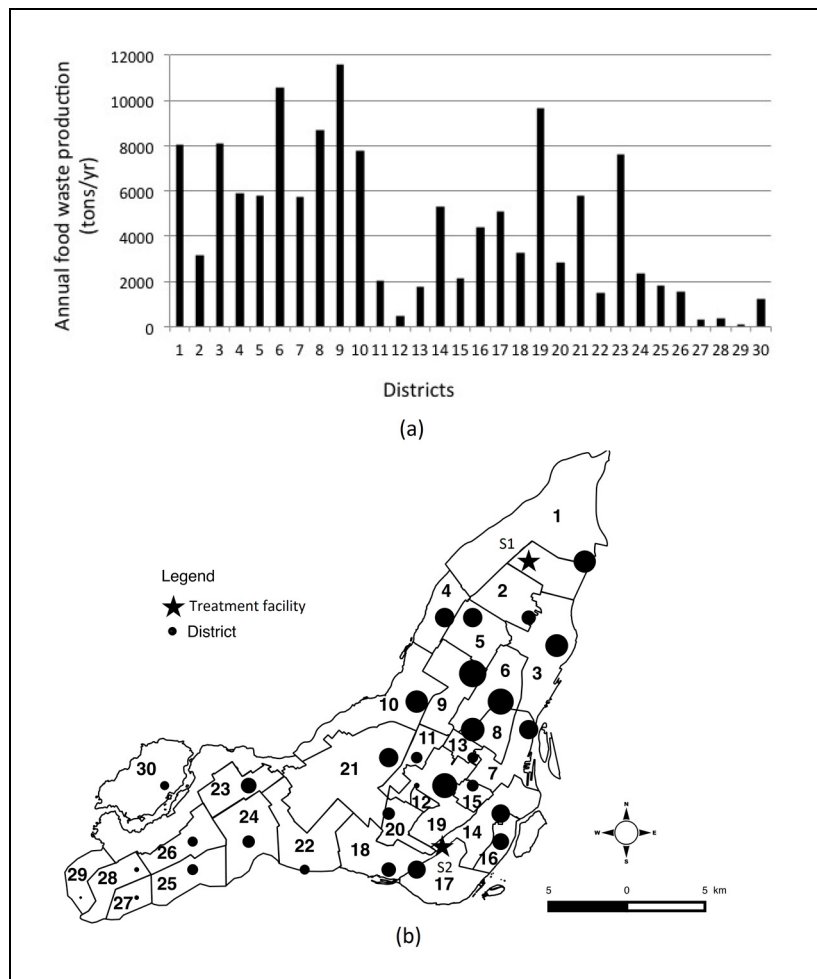


Figure 5-3 (a) annual food waste production per district and (b) its spatial representation

## 5.5 Results and discussion

In this section, results regarding recovery potentials for centralized and decentralized systems are first presented. In particular, the effect induced by decentralization is underlined. Then, the transport capacity for relevant districts is calculated and interpreted.

### 5.5.1 Recovery potentials for centralized systems

The recovery potentials for the two centralized systems (C1 and C2) are presented in Figure 5.4. As expressed in Eq. 5.1, each recovery potential represents a district's capacity to supply

a recovery technology efficiently. The more the value increases or decreases, the more the source plays an important role, positively or negatively, in the chain's efficiency. In the case of C1, this global efficiency is equal to 21.3 and 21.9 in the case of C2.

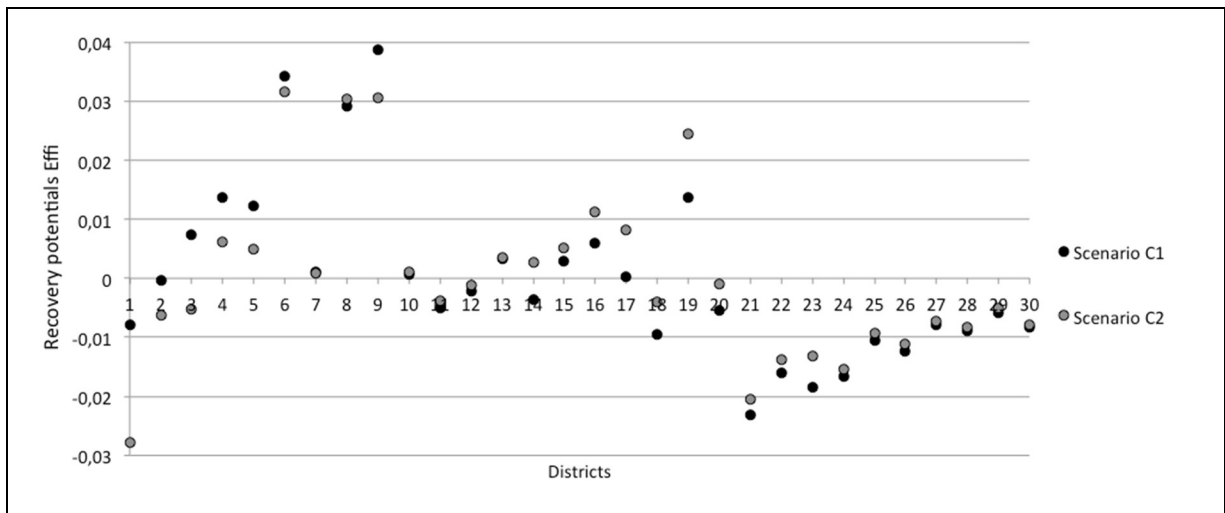


Figure 5-4 Recovery potentials for the centralized scenarios

The centralized systems only differ by the site's location. Thus, the differentiation is only due to the waste transport criteria. Therefore Figure 5.4 represents the recovery potentials' sensitivity to waste transport. For some districts, such as districts 1 and 19, this sensitivity is high, mostly because they are in the vicinity of one the treatment sites and transporting their waste production is expensive. However, it is interesting to note that the gap between potentials on Figure 5.4 is not proportional to the transport distance to the facilities. For instance, recovery potentials of districts 25, 26, 27, 28 and 30 remain similar for both scenarios although switching from S1 to S2 reduces their transport distances by half. In practice, this could mean that the strategy of reducing transport distances is not always successful to increase efficiency at the district's level, even though the global efficiency increases. Figure 5.4 shows that it is particularly true for low-production sources.

On the contrary, getting closed to high-production sources increases greatly their recovery potential and the extent of the effect is strongly related to waste production, though not

proportional. Indeed, district with high waste production rates, such as districts 9, 6 and 19, present in general bigger gaps between potentials than low-production districts, but not the biggest. Moreover, some exceptions exist for districts located midway between the two sites (districts 7, 8 and 10). Their waste production is high but their recovery potentials do not differ much between the scenarios.

Finally, Figure 5.4 shows that several negative potentials do not necessarily translate into an inefficient system. Some top-ranking sources can indeed compensate for the others. However, it still indicates that there is room for improvement and that a large-scale system may not be adapted for a non-negligible number of sources.

### **5.5.2 Recovery potentials for decentralized systems**

The recovery potentials for the decentralized system with two anaerobic/aerobic facilities (scenario D1) and the potentials for the scenario with one anaerobic/aerobic facility and one composting plant (scenario D2) are respectively presented in Figure 5.5.a and Figure 5.5.b. The results regarding the centralized scenarios are also displayed to show the difference induced by decentralization.

On Figure 5.5.a, it can be observed that recovery potentials of districts allocated to S1 decrease in favor of districts allocated to S2, whose potentials on the contrary increase. Therefore, in scenario D1, decentralization tends on average to even the potentials. This means the districts' intrinsic heterogeneity is lightly erased, thanks to a more advantageous management strategy. It also reveals that the system's resilience as regards its supply has lightly increased.

A contrary phenomenon is observed on Figure 5.5.b. It shows a greater imbalance between the districts. Choosing a composting plant at S2 thus increases the potentials of the districts collected by S1 while decreasing those allocated to S2. Therefore, the gap between the sources increases and those with the highest potentials become essential to the chain's

viability. Therefore the system is likely to be less resilient to waste production variations or technological failures, especially for districts 1 to 9. The fact that recovery potentials for scenario D2 are much higher or lower than those of D1 is explained by the difference in the global efficiencies. Indeed, the chain's efficiency drops with composting (9.72 against 23.1 for D1). This constitutes also a recommendation regarding the utilization of recovery potentials: they need to be studied alongside the chain's global performance when different treatment technologies are evaluated.

Finally, both figures indicate that negative potentials of low-ranking districts, such as districts 21 to 30, remain the same for every scenario evaluated. This suggests that decentralization, as considered in this analysis, is unable to increase the negative potentials and, thus, integrate the unfavourable districts.

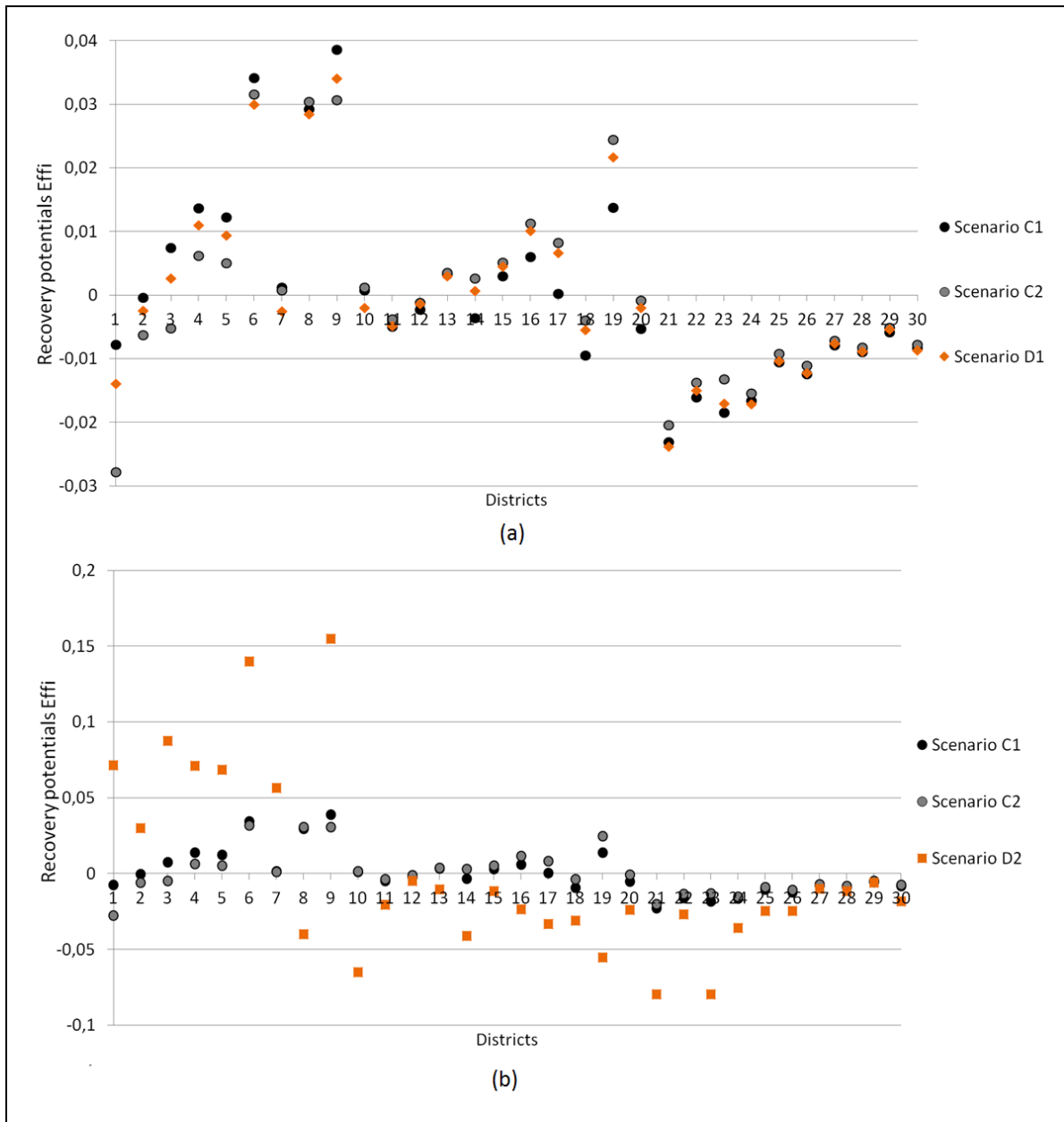


Figure 5-5 Recovery potentials for (a) the decentralization scenario with two anaerobic/aerobic systems and for (b) the decentralization scenario with one anaerobic/aerobic system at S1 and one composting plant at S2. The results for the centralized scenarios are also displayed for comparison purposes

### 5.5.3 Transport capacity

A possible way to look at the problem is to find the conditions where decentralization is locally efficient or, in other words, where negative recovery potentials become positive. The transport capacity, defined in Eq. 5.4, is a threshold value representing the « room » allowed for transport activities associated with one source. In the following section, it is calculated for districts 21 and 29, which present two extreme values of negative potentials, as shown in Figure 5.5.a and 5.5.b. Figure 5.6 presents the results for the scenarios D1 and D2 .

On the figure, the transport capacity is compared with the actual primary energy consumption during waste collection and transport for each district. Unsurprisingly, these values are higher than transport capacity, explaining why the districts have negative recovery potentials. However, it is worth noting their different consumption profiles. Indeed, Figure 5.6 shows that the main reason that district 21 has a low potential is waste collection. Transport energy costs seem to be negligible, making further decentralization irrelevant. Moreover, actual energy consumption and transport capacity are close, which suggests that only small efforts in increasing the collection's performance in this district could be highly beneficial to increase its recovery potential and the system's performance in this area.

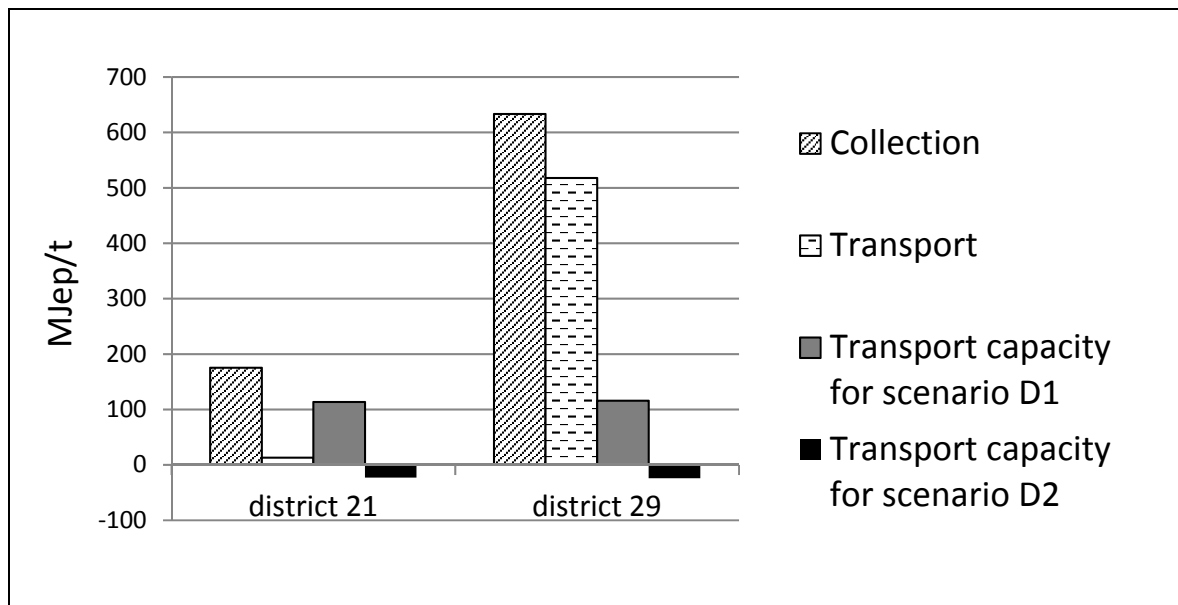


Figure 5-6 Transport capacity of districts 21 and 29 associated to the decentralized scenarios

On the contrary, both collection and transport activities play an important role in the district 29 negative potential. The difference between actual consumptions and transport capacity suggests that a small change in transport activities could not be enough to increase the district's recovery potential. Presumably, a technological change needs to be considered, either in the type of trucks, less energy-consuming, or in the collection method, by reducing the number of collection points, for example. However, the evaluation of these scenarios is beyond the scope of this article, even though it is considered for future research work. In practice, a challenging task is to get enough data on the consumption profiles of different collection methods, which makes difficult the production of valid results, especially for organic waste (Thyberg & Tonjes, 2015). Nevertheless, the present study shows that the response to low recovery potentials may differ from one source to another. Thus, a territory-driven analysis can potentially guide decision-makers towards appropriate management strategies, in terms of technological change and geographical area where these change need to happen.



Low negative potentials also depend on the treatment's type as shown on Figure 5.6 since the transport capacity for the decentralization scenario D2 is negative. Theoretically, it means that, even with no collection and transport, the gains from composting are not enough compared to the energetic potential offered by anaerobic digestion. The recovery potentials of district 21 and 29 will therefore never be positive in this context. However, it does not necessarily mean that composting should be dismissed. Indeed, if there is a demand for compost, the technology should be considered, even though it induces a decrease in the global efficiency.

Moreover, it should be noted that not all the recovery potentials have to be positive for the system to be globally viable. Indeed it is preferable because it indicates a good « territorial » performance of the recovery chain, but it is not necessary and, sometimes, not possible due to technological limitations or territorial conditions. For example, if a source is characterized by a very low waste production rate compared to the others, its recovery potential may never be positive. However, this source has to be distinguished from another one whose negative potential could be significantly reduced by changing the management system. A transport capacity analysis, like performed with Figure 5.6, helps making this distinction.

## 5.6 Conclusion

The research proposes the implementation of a territorial approach to investigate the performance of decentralization scenarios at the district's level. For this purpose, the recovery potential of each source was estimated for four centralized and decentralized scenarios on the basis of a primary fossil energy assessment. The recovery potential represents the source's capacity to be collected and recovered efficiently for a chain composed of collection, transport and recovery activities. It depends on both the source's own features (waste production rate, distance to the facility) and the treatment's characteristics (operational costs, recovery product). The approach was applied to the case of food waste management in Montreal.

Results showed that low recovery potentials did not increase when decentralized systems with two sites were considered instead of centralized systems, even though transport distances were reduced by half. This suggests that decentralization was not efficient at the scale of several districts, although the global efficiency increased. In the case of decentralization with the same treatment technology (anaerobic/aerobic system), recovery potentials tended to draw closer to one another, meaning the sources' heterogeneity was lightly reduced. In practice, it shows that the decentralized waste management system is a little bit more resilient to waste production variations or technological failures. On the contrary, decentralizing with composting instead of anaerobic digestion led to a greater imbalance between the sources' potentials, emphasizing the differences between the sources.

To understand the inability of decentralization to increase low recovery potentials, an estimation of the transport capacity of some sources was performed. The transport capacity is the room allowed for the source's transport activities in order to have a positive recovery potential associated to a waste management strategy. The analysis unveils that the response to a low performance of the management system (negative potential) may differ from one source to another. Indeed, for some districts, the share of transport costs seems actually negligible and only a small effort in the collection's performance may be highly beneficial. For others, both collection and transport costs were much higher than the transport capacity, suggesting that greater efforts would be required on the collection method or in the decentralization process to increase the source's potential.

Therefore, it is recommended that further studies on decentralization investigate the local effect of such waste management strategies, and do not focus only on the global performance. Given the territory's heterogeneity, the appropriate solution to increase the performance at the district's level may differ. This has implications for the debate on using multi-scale tools in order to design adapted management systems. Moreover, a further assessment of alternative options such as a different collection method, less energy-consuming, is needed, but requires precise collection data, not always available.

## **CHAPITRE 6**

### **DISCUSSION**

#### **6.1 Synthèse des travaux de recherche**

La démarche territoriale de planification d'une filière de traitement a été découpée en trois parties, correspondant à trois aspects des éléments physiques de la filière: la hiérarchisation du système de transport, la taille du site de traitement et le nombre de site (décentralisation). Ceci a donné lieu à trois articles ayant pour but de répondre aux hypothèses de recherche formulées en lien avec les objectifs spécifiques. Dans cette section, une synthèse des trois articles est tout d'abord réalisée, rappelant pour chacun la conclusion qui a permis de confirmer ou d'infirmer l'hypothèse associée. Dans un second temps, les contributions des trois articles sont intégrées afin de proposer une solution au problème général formulé.

##### **6.1.1 Synthèse de l'article 1 - Hiérarchisation du système de transport**

Dans cette première partie, l'objectif était de montrer que l'estimation d'un indicateur d'accessibilité, mesurant l'attractivité d'un centre de transfert vis-à-vis des gisements de déchets, et tenant compte des caractéristiques spatiales du territoire et de la capacité des véhicules de collecte, donnait des indications quant à la rentabilité économique du centre. Pour ce faire, les coûts économiques de structures de transport avec et sans centre de transfert ont été comparés pour trois configurations territoriales (monocentrique, polycentrique et uniforme), sur trois générations successives, qui diffèrent par la taille du territoire et les quantités de déchets transportés. Une analyse spatiale de ces configurations a été réalisée selon deux indicateurs: la distance moyenne des sources au centre de traitement et leur accessibilité au centre de transfert. Cette dernière a été définie par rapport aux modèles gravitaires utilisés dans les travaux d'économie spatiale, qui estiment le potentiel global de ressources à atteindre, en pondérant la distance par une fonction de résistance associée au déplacement (Gonzalez-Feliu, 2012; Richer & Palmier, 2012).

L'analyse a permis d'identifier une valeur seuil pour chaque indicateur à partir de laquelle une structure de transport avec centre de transfert est préférable, ce qui confirme l'hypothèse 1. La valeur seuil pour le cas de la distance moyenne au centre de traitement a été estimée à 30 km, toute configuration confondue, ce qui est de l'ordre de grandeur des valeurs trouvées dans des études antérieures (Ministry of the Environment of Japan, 2013; US Environmental Protection Agency, 2002). Au contraire, la valeur seuil d'accessibilité au centre de transfert est difficilement généralisable, car elle ne représente pas une grandeur physique, telle que la distance. Elle est une fonction du ratio de remplissage du camion avant transfert et de la distance moyenne au centre de transfert. De plus, elle dépend de la consommation des camions et des coûts d'opération du centre de transfert. En revanche, son étude a fait ressortir deux principaux résultats. Le premier est qu'un centre de transfert non rentable peut être la conséquence de moyens de transport non adaptés. Ainsi, doubler la capacité du camion avant transfert pour des configurations hiérarchisées viables diminue fortement la rentabilité du centre. En effet, si le camion avant transfert présente une capacité du même ordre de grandeur que celle du camion après transfert, alors l'intérêt de transférer les déchets diminue. Cette conclusion va dans le sens d'une étude réalisée pour le cas du transport de marchandises. Il avait alors été observé qu'une plateforme intermédiaire de transbordement ne peut être utile que si la capacité du camion avant transfert est limitée (Campbell, 1993). Le deuxième résultat est qu'une faible performance, et donc une faible accessibilité, peut aussi être due aux caractéristiques intrinsèques au territoire. Les distributions monocentriques et polycentriques ont ainsi en moyenne une accessibilité plus élevée que les distributions uniformes et génèrent plus de gains économiques lorsqu'un centre de transfert est installé.

En revanche, même une très haute accessibilité ne suffit pas si le critère de la distance moyenne au site de traitement n'est pas dépassé. Ainsi, si une valeur limite d'accessibilité au centre de transfert est nécessaire, l'étude a montré qu'elle n'est pas suffisante.

### 6.1.2 Synthèse de l'article 2 - Taille d'un site de traitement

La notion de potentiel des gisements, abordée en termes d'accessibilité liée au transport dans l'article 1, a été ici élargie à la filière de traitement, comprenant les étapes de collecte, de transport et de traitement des déchets. L'objectif était de montrer que déterminer la taille d'un site de traitement en tenant compte de l'hétérogénéité territoriale était possible en définissant des indicateurs de potentiels de valorisation associés aux gisements. Ces potentiels, représentant la contribution des gisements à l'efficacité globale de la filière, ont été estimés sur les critères économique et énergétique pour le cas de la valorisation des déchets alimentaires à Montréal. Deux scénarios de localisation de site et deux types de technologies ont été analysés: la digestion anaérobie avec production de biométhane et le compostage.

Il a été démontré que le potentiel de valorisation des déchets d'une unité territoriale (source d'approvisionnement) peut être positif, négatif ou neutre. Un potentiel positif signifie que la prise en compte du gisement dans la filière augmente l'efficacité globale de cette dernière. Le gisement est dans ce cas une source d'approvisionnement pour le site de traitement. Au contraire, un potentiel négatif correspond à un gisement dont la présence diminue l'efficacité de la filière. Enfin, un potentiel neutre indique que l'apport du gisement à la filière n'est pas significatif. Il ne constitue donc pas un enjeu dans l'étude de sa viabilité. En se basant sur le critère de l'efficacité, il est ainsi possible de déterminer les sources d'approvisionnement (arrondissements) favorables pour un site de traitement et ce, dans un contexte territorial donné. L'ensemble de ces sources définit dès lors la taille, au sens territorial, du site de traitement. L'hypothèse 2 est ainsi confirmée.

En outre, la nature positive ou négative du potentiel est fortement liée aux caractéristiques géographiques du gisement. Les arrondissements avec les plus hautes densités de production de déchets ( $> 600 \text{ t/km}^2\text{.année}$  dans le cas de Montréal) ont également les plus hauts potentiels de valorisation, pour tous les scénarios considérés. De la même façon, les gisements à densité très faibles ( $< 160 \text{ t/km}^2\text{.année}$  dans le cas de Montréal) présentent des potentiels toujours négatifs. Pour les gisements entre ces deux cas extrêmes, le potentiel est

aussi influencé par la distance au site de traitement. Ceci est d'autant plus vrai selon la sensibilité de l'indicateur de performance aux coûts/impacts du transport. Dans le contexte québécois, où l'électricité utilisée pour l'étape de traitement est majoritairement renouvelable (hydroélectricité), la part des transport dans le bilan d'énergie primaire est beaucoup plus élevée que dans le bilan économique. De ce fait, un gisement éloigné d'un site de traitement pourrait présenter un potentiel positif pour le critère économique, mais négatif pour le critère énergétique.

En plus des caractéristiques propres au gisement, le potentiel de valorisation dépend également du système de gestion, caractérisé notamment par la technologie de traitement. Ainsi, l'étude a montré qu'un site de compostage présente une taille inférieure à un site de digestion anaérobie localisé au même endroit. Il en résulte que, potentiellement, un même gisement peut être ou ne pas être une source d'approvisionnement pour un site de traitement, dépendamment du type de valorisation choisie. D'un point de vue du site de traitement, cela implique que différentes technologies n'opèrent pas nécessairement à la même échelle spatiale.

### **6.1.3 Synthèse de l'article 3 - Performance de la décentralisation à l'échelle des zones du territoire**

L'évaluation des potentiels de valorisation dans l'article 2 a permis de mettre en évidence des zones défavorables au(x) scénario(s) de gestion considérés. Dans un contexte de gestion des déchets municipaux où tout le territoire doit être desservi, la question se pose quant à une modification du système initial afin d'augmenter sa performance pour les zones défavorables identifiées. A cet effet, des scénarios de décentralisation du système, permettant de réduire les distances de transport, ont été élaborés et évalués. L'objectif était de montrer qu'une analyse par potentiels de valorisation de ces nouveaux scénarios était nécessaire pour s'assurer de leur pertinence.

Les résultats ont montré que les scénarios de décentralisation proposés ne permettent pas d'augmenter de manière significative les potentiels des arrondissements les plus défavorables,

même si, pour certains d'entre eux, la distance de transport est divisée par deux. Ceci suggère qu'une amélioration de l'efficacité totale ne se traduit pas nécessairement par une amélioration de la performance au niveau des sources d'approvisionnement, ce qui confirme l'hypothèse 3, à savoir qu'une analyse spatialisée de la performance, par potentiels, est nécessaire, en complément d'une analyse globale. De manière générale, la décentralisation avec la même technologie a peu d'influence sur les potentiels. Cependant, une tendance émerge où l'écart moyen entre les potentiels diminue légèrement, par rapport aux scénarios centralisés, signifiant ainsi que la différence entre les gisements est atténuée. Au contraire, le cas d'une décentralisation avec du compostage produit un plus grand déséquilibre entre les gisements. Les potentiels de ceux alloués au digesteur anaérobie augmentent, tandis que les potentiels de ceux alloués au composteur diminuent, suggérant ainsi une baisse de résilience du système par rapport à ses sources d'approvisionnement.

De plus, l'analyse sur la répartition des coûts de transport par arrondissement (gisements) a montré que les actions à entreprendre pour améliorer les potentiels négatifs peuvent différer d'une zone à l'autre. Lorsque l'impact du transport est négligeable devant celui de la collecte, poursuivre les efforts de décentralisation apparaît inutile. En revanche, évaluer des alternatives à la collecte porte-à-porte ou réduire la consommation des camions sont des pistes à envisager. Lorsque les coûts de collecte et de transport sont similaires et supérieurs au coût maximal de transport qu'il est possible d'allouer à un arrondissement pour que son potentiel de valorisation soit positif (appelé la « capacité de transport »), cela suggère qu'une décentralisation plus poussée (à l'échelle d'un arrondissement par exemple) soit bénéfique.

#### **6.1.4 Approche territoriale pour la conception d'une filière de traitement**

Le projet de recherche vise à contribuer au développement d'une vision territoriale dans la conception et la planification de filières de traitement, en se concentrant sur l'aspect spatial du problème. Le premier article démontre qu'un indicateur de potentiel d'accès, dépendant des caractéristiques des gisements de déchets et des moyens de transport mise en oeuvre, permet d'évaluer la pertinence, au niveau économique, d'installer un centre de transfert. Les

deuxième et troisième articles utilisent des potentiels de valorisation, représentant la contribution des gisements à la performance de la filière, pour 1) identifier les sources d'approvisionnement d'un site de traitement en se basant sur les pertes ou gains d'efficience de la filière et 2) évaluer la performance d'une nouvelle stratégie de gestion (décentralisation) au regard des zones identifiées comme défavorables au système. La démarche répond ainsi au problème du manque d'une approche territoriale et spatialisée pour l'aide à la planification de filières de traitement des déchets identifié par certains auteurs (D'Alisa et al., 2012; Mihai, 2012). Dans le cas des potentiels de valorisation, cette approche permet en outre l'identification des zones contribuant le plus significativement (positivement et négativement) à l'efficience d'une filière, ouvrant ainsi la voie à une adaptation localisée de la filière, basée sur une approche systémique. Afin d'illustrer la contribution de l'ensemble du projet, la Figure 6.1 présente un schéma logique global, qui reprend les principaux éléments présentés dans les sections 6.1.1, 6.1.2 et 6.1.3.

Tel qu'illustré sur la Figure 6.1, les données d'entrée du modèle général sont les gisements (le territoire) et certains éléments de la filière, tels que le mode de collecte, les technologies de traitement, le nombre et la position des sites, qui sont fixés par l'utilisateur. Il est à noter que le mode de collecte et le nombre de sites pourront ensuite être éventuellement changés afin d'évaluer d'autres stratégies de gestion, potentiellement plus adaptées, mais ils ne constituent pas des résultats du modèle. Les résultats, ce qui est généré directement par le modèle, sont le niveau de hiérarchisation du système de transport (article 1) et la taille du (des) site(s) de traitement (article 2).

La Figure 6.1 fait ainsi apparaître les valeurs seuils identifiés dans le premier article sur la distance moyenne au site de traitement et l'accessibilité au centre de transfert, afin de déterminer si la structure sera hiérarchisée ou non. Les tailles des sites sont obtenues à partir des potentiels de valorisation. Par ailleurs, comme indiqué sur la Figure 6.1, un changement dans la taille du site relance la boucle sur la structure appropriée du système de transport.



La dernière partie du schéma illustre la notion abordée dans le troisième article, qui consiste à adapter la filière pour améliorer les potentiels négatifs de certains gisements et aboutir à une meilleure performance territoriale globale. Afin d'orienter cette adaptation, des conditions limites associées aux activités de la filière peuvent être calculées, telle que la capacité de transport. Par exemple, si les coûts/impacts de la collecte d'une stratégie de gestion dépassent cette valeur limite, alors des modifications sur cet aspect de la filière peuvent être envisagées. Les potentiels de ce scénario seront dès lors à évaluer et à comparer au cas de référence. Une difficulté de cette étape, et qui n'a pas été directement abordée dans les articles, est la détermination du  $N_{lim}$  qui fixe le nombre maximal raisonnable d'adaptations à évaluer. Théoriquement, cette limite pourrait être fixée au moment où tous les potentiels deviennent positifs mais une raison s'oppose à ce choix. En effet, il est possible, et probable, que certains potentiels ne deviennent jamais positifs, soit parce que leur densité de production de déchets est trop faible, soit parce qu'il n'est technologiquement plus possible d'améliorer la performance des systèmes de collecte/traitement. De ce fait, en réalité, la boucle s'arrête lorsque que des données technologiques plus avancées n'existent pas ou ne sont pas accessibles, ce qui ouvre la voie à la définition de nouveaux besoins technologiques.

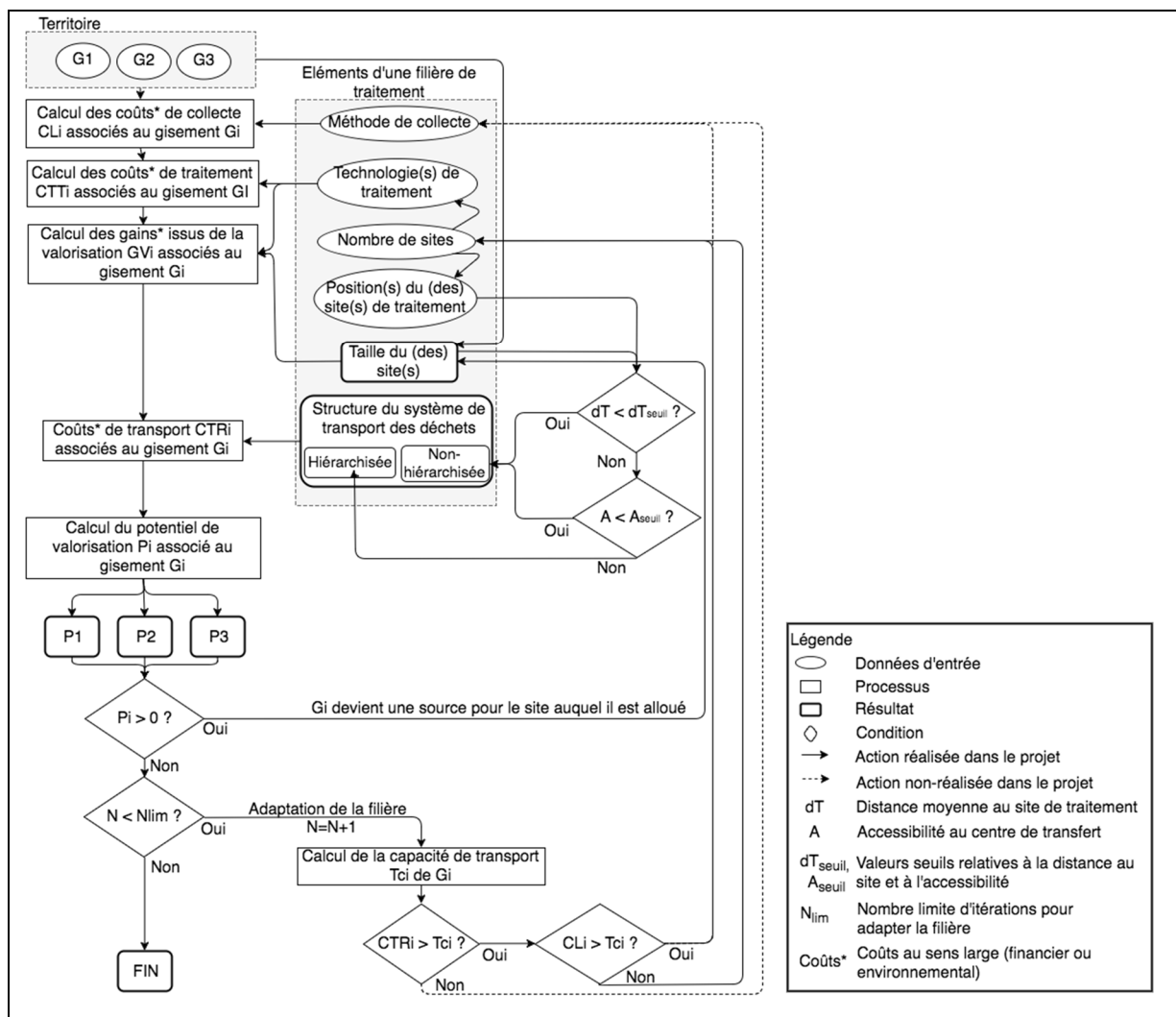


Figure 6-1 Schéma logique explicitant la démarche développée pour concevoir une filière de traitement selon une approche territoriale

## 6.2 Particularités de l'approche territoriale proposée

Une approche territoriale de conception d'une filière de traitement vise à replacer le territoire au centre de l'étude, en s'éloignant d'une vision purement technologique et globale, pour permettre de distinguer les éléments sensibles du système (à la fois en termes de gisements et de processus de la filière). Bien que la tendance soit actuellement à intégrer une perspective territoriale aux outils d'évaluation des scénarios de gestion, notamment par l'utilisation de Systèmes d'information géographique (SIG), les indicateurs territoriaux utilisés servent

principalement à caractériser la localisation et la disponibilité de la ressource et ainsi améliorer la qualité et la précision des données liées au cas d'étude (Hiloidhari et al., 2017). En revanche, l'évaluation de la performance reste associée au(x) site(s) de traitement (Mihai, 2012). Afin de combler cette lacune, l'approche territoriale présentée repose sur la décomposition de la performance de la filière par zone territoriale.

### 6.2.1 Principes généraux

La démarche générale présentée dans les articles repose sur la définition et l'évaluation d'indicateurs associés aux gisements qui correspondent à un potentiel du territoire (en termes d'intérêt) pour plusieurs éléments d'une filière de traitement. Ceux-ci ont été définis par analogie avec les potentiels des ressources en géographie des transports, qui représentent l'accessibilité du territoire vis-à-vis des systèmes de mobilité (Richer & Palmier, 2012). Dans le premier article, l'indicateur utilisé pour mesurer l'accès au centre de transfert est directement issu des modèles gravitaires trouvés dans la littérature (Gonzalez-Feliu, 2012), avec pour fonction de résistance au déplacement le ratio de remplissage du petit camion. Sa particularité est qu'il n'exprime pas directement la performance du centre de transfert (qui est son coût). En revanche, les résultats ont pu établir un lien (valeur seuil) entre ce potentiel et la viabilité d'une structure de transport hiérarchisée.

Dans les articles 2 et 3, les potentiels de valorisation est une mesure de performance puisqu'ils expriment un gain (ou perte) d'efficience pour la filière globale (collecte-transport-traitement). Le choix d'inclure tous les éléments de la filière s'inscrit dans la logique d'intégrer dans l'évaluation de la performance, les activités connexes nécessaires à la valorisation des déchets, comme le traitement. Dès lors, cette approche permet, dans le processus qui vise à décider si une entité territoriale est retenue comme source d'approvisionnement, de tenir compte du compromis entre sa production de déchets (quantification du gisement), les coûts/impacts du transport et de la valorisation et les bénéfices perçus. Cela permet de constater que les sources a priori les plus bénéfiques pour la filière ne sont pas nécessairement les plus proches géographiquement et des sources proches

du site de traitement peuvent présenter une contribution négative, comme cela a été observé sur le cas de Montréal. Cette approche apporte ainsi des informations supplémentaires sur le choix des sources d'approvisionnement privilégiées, par rapport aux modèles d'évaluation de la taille des sites basés sur un cercle concentrique avec au centre le site de traitement (Pantaleo et al., 2013; Walla & Schneeberger, 2008).

Par ailleurs, cette définition, qui relie les potentiels à l'efficacité totale, fait en sorte que le degré d'intérêt, pour un système de gestion donné, de collecter, transporter et valoriser un gisement dépend aussi du potentiel des voisins. En pratique, il est ainsi possible que si l'intérêt de collecter une zone A augmente, par exemple, en implémentant un mode de collecte moins coûteux, cela peut se faire au détriment de l'intérêt porté à une zone B, car la perspective de gain d'efficacité (économique et environnementale) devient supérieure. Autrement dit, le modèle met en avant les options qui peuvent être plus bénéfiques au système et ce classement change en fonction des modifications qui y sont apportées. En revanche, le degré d'influence dépend à la fois des caractéristiques de l'endroit où a lieu les modifications (zone A) et de celles du milieu qui en perçoit les effets (zone B). Les dynamiques entre potentiels sont de ce fait a priori difficilement prévisibles d'un scénario à l'autre, ce qui révèle la complexité du système, engendrée par les interactions entre les unités territoriales qui composent le territoire à desservir.

### **6.2.2 Intérêt et retombées de l'approche**

Afin de pouvoir planifier une filière de traitement performante, les outils d'aide à la décision doivent pouvoir tenir compte des interactions entre ses différents éléments (collecte/transport/traitement) et de leur influence respective sur la performance de l'ensemble du système (Larsen, 2009; Seadon, 2010). L'approche territoriale par potentiel offre dans ce sens un cadre dynamique pour la conception des filières sur le territoire. En identifiant les zones les moins favorables, elle initie les changements à apporter aux différents éléments du système, en fonction de leur localisation. Par conséquent, il est possible pour les décideurs de corriger l'implémentation d'une stratégie à l'échelle d'une unité

territoriale, à mesure que de nouveaux scénarios sont évalués et que de nouveaux résultats sur les potentiels de valorisation sont générés. En retour, l'influence d'une adaptation localisée du système sur les potentiels des autres unités territoriales est également prise en compte par le modèle. L'approche proposée invite ainsi à une diversification des filières de traitement basée sur une évaluation systémique des caractéristiques du contexte de l'étude (moyens de transport et de traitement, interrelations des unités territoriales, caractéristiques spatiales). Du point de vue des décideurs territoriaux, cela permet une meilleure coordination globale dans la planification des activités de gestion.

Dès lors que l'élément de la filière (collecte/transport/traitement) à modifier est identifié, la nature des changements dépend du décideur et des limites sur l'accessibilité des données relatives aux processus de transport et de traitement des déchets. En revanche, la flexibilité de l'approche lui permet de s'adapter à la qualité des données disponibles, en termes de traitement, de modes de collecte et de transport ou de types de produits valorisés. N'importe quelle stratégie de gestion peut être considérée, à condition que des données de consommations existent, soient accessibles ou peuvent être estimées, indépendamment de leur qualité ou précision. Dans un premier temps, l'approche permet ainsi de tester les scénarios sur un premier jeu de données directement disponibles mais, dans certains cas, peu précises. En fonction des résultats obtenus, les données sensibles sont identifiées et, en particulier, celles relatives aux éléments de la filière qui altèrent le potentiel des gisements. Par la suite, une campagne d'acquisition d'informations plus précises peut être lancée afin de renforcer la prise de décision, ce qui encourage le processus d'amélioration continue et, sur le plus long terme, l'innovation technologique.

Enfin, l'adaptabilité de l'approche rend son couplage à des approches existantes possible, selon les besoins ou les moyens du décideur. Ainsi, le besoin de nouvelles données peut passer par l'implémentation de modèles de calcul plus complexes comme, par exemple, des modèles d'optimisation de la collecte. Elle peut ainsi renforcer l'ancrage territorial d'approches globales, comme l'ACV. En effet, dans le cas d'une comparaison de technologies de traitement, par exemple, il devient possible de tenir compte de leur échelle spatiale

respective, qui conditionne la taille et le nombre des sites à installer pour chaque technologie afin de couvrir le même territoire. De plus, en ciblant les zones territoriales favorables ou défavorables à un scénario de gestion, l'approche appuie la prise de décision dans un contexte spatialisé, permise par les systèmes d'information géographique, et de plus en plus sollicitée par les décideurs (Hiloidhari et al., 2017).

### **6.2.3 Recommandations et limites de l'approche**

La définition des potentiels par rapport à l'efficacité totale permet une analyse systémique mais a plusieurs conséquences dont il faut tenir compte dans l'évaluation des scénarios de gestion avec l'approche proposée. La première est que la comparaison de potentiels de valorisation ne peut se faire que pour des scénarios collectant le même territoire. Ceci implique que le potentiel défini est par rapport à une filière de traitement, et non par rapport à un site de traitement (une filière peut avoir plus d'un site). La deuxième est que l'analyse spécifique des entités territoriales par le biais de leur potentiel doit être réalisée en complémentarité à celle de l'efficacité globale de la filière. En effet, les potentiels représentent une contribution des gisements à l'efficacité et sont, de ce fait, des mesures de la performance relative des entités qui composent un territoire. Pris individuellement, ils n'offrent pas d'interprétation sur la supériorité d'un scénario de gestion par rapport à un autre. Ainsi, une augmentation du potentiel d'un gisement ne peut être considérée comme bénéfique que par rapport à l'évolution des autres potentiels et en particulier si elle réduit les écarts entre les gisements. Ceci a été observé dans le cas d'étude de la décentralisation multi-technologies, avec digestion anaérobie et compostage (article 3). Une forte augmentation du poids des gisements associés à la digestion anaérobie avait été mise en évidence, au détriment cependant de ceux alloués au composteur.

En plus de ces recommandations, l'approche aurait pu être complétée par la prise en compte d'autres éléments influant sur la prise de décision. Ainsi, les dynamiques temporelles qui animent le territoire jouent sur la performance future des systèmes de gestion mis en place (Leao et al., 2004; Rojo, 2009). Dans le cas des sites de traitement, leurs sources

d'approvisionnement évoluent, en quantité de déchets produits mais aussi en surface (étalement urbain) (Leao et al., 2004). Une planification dynamique permettrait de réduire l'incertitude sur la capacité des infrastructures (centres de transfert et sites de traitement) à installer sur le moyen-long terme. Elle faciliterait l'élaboration et l'identification des scénarios les plus propices à absorber les changements dus à l'évolution temporelle du territoire (amélioration de la résilience du système par rapport à l'approvisionnement).

De plus, d'autres types d'indicateurs pertinents auraient pu être intégrés. Dans le contexte du choix entre une structure centralisée ou décentralisée, il a ainsi été vu que l'impact local du transport sur les communautés était un enjeu majeur (Longden et al., 2007). Or, une spatialisation de cet impact est possible, par la représentation sur une carte, grâce à un SIG, des passages des camions de collecte sur les différents tronçons du réseau routier (Bastin & Longden, 2009). Ainsi, le potentiel d'une zone pour un scénario donné pourrait être évalué à la lumière de l'impact du transport causé par le scénario sur la zone. Par ailleurs, l'utilisation de l'approche augmente de manière générale le nombre d'indicateurs de prise de décision, ce qui peut la complexifier. Ainsi, si différents scénarios sont à évaluer sur plusieurs types d'indicateurs, il y aurait alors une valeur de potentiel par gisement par scénario par indicateur. Dans le cas d'indicateurs globaux, comme le coût, l'énergie ou l'impact sur le changement climatique, des possibilités d'agrégation des différents indicateurs sont possibles afin d'obtenir un score unique, comme illustré dans Rojo (2009). Cette agrégation se fait au risque cependant d'une perte d'information pour la prise de décision.

Enfin, de la même façon qu'un potentiel peut être évalué sur plusieurs critères, un gisement donné présente a priori plusieurs potentiels, dépendamment de la nature des déchets qu'il produit. En effet, dans le contexte municipal, les villes doivent collecter et valoriser différents types de matières, comme les recyclables, qui peuvent être également collectés sélectivement (Larsen et al., 2010). Dans ce contexte, une planification séparée des différentes filières (organique, recyclables ...) pourrait engendrer des coûts d'investissement supplémentaires et ne révélerait pas les synergies potentielles (Seadon, 2010), notamment au niveau des processus de transport. Ainsi afin de répondre au besoin de planifier de manière

systémique l'ensemble du système de gestion, l'évaluation des potentiels de valorisation des déchets doit pouvoir être élargi à l'étude de plus d'une filière de traitement.

Sur la base de ces différents éléments, la section suivante présente les axes de recherche qui pourraient être menés afin de renforcer la réponse de l'approche aux problèmes liés à la planification des filières de traitement identifiés.

#### **6.2.4 Perspectives**

Une première perspective de recherche concerne l'intégration de la dynamique temporelle dans le modèle, qui pourrait se faire au niveau stratégique, comme dans Leao et al. (2004), ou au niveau opérationnel, tel que l'a proposé Rojo (2009). Dans le premier cas, l'évolution du territoire, et notamment de la croissance urbaine, serait modélisée sur une période de temps de plusieurs années. Dans le second cas, les quantités de déchets produites à la journée au moins devraient être estimées. Dans ce contexte, en se basant sur les potentiels des unités territoriales à chaque pas de temps, il serait possible de réactualiser les décisions d'allouer les gisements aux sites de traitement identifiés lors la planification stratégique. Dans une perspective un peu plus détaillée, la figure 6.2 montre une représentation possible de l'utilisation de l'approche dans un contexte de dynamique temporelle et de décision opérationnelle. Les principaux éléments sont 1) la simulation de l'évolution temporelle du territoire, 2) l'évaluation des scénarios de gestion et 3) l'utilisation des données de 1) et 2) pour générer les potentiels de valorisation pour chaque site.



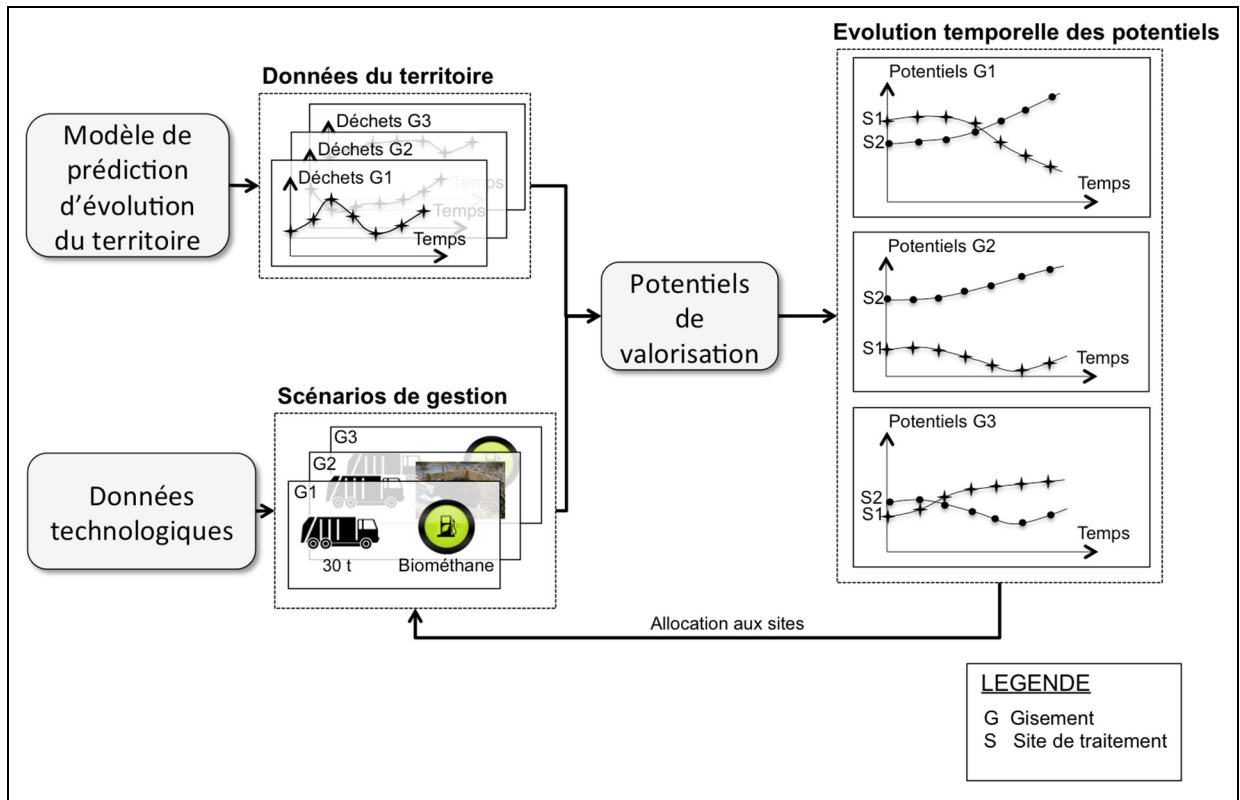


Figure 6-2 Utilisation de l'approche par potentiels de valorisation dans une perspective d'allocation des gisements aux sites dans le temps

En pratique, un enjeu opérationnel important est la prédiction des productions de déchets sur le territoire (Beigl, Lebersorger, & Salhofer, 2008). Plusieurs méthodes existent, qui vont de la régression aux modèles chaotiques (Song & He, 2014). Dans le premier cas, la prédiction s'appuie sur l'étude de la relation observée, à partir de séries chronologiques, entre la production de déchets et une ou plusieurs variables indépendantes. Dans le second cas, la dynamique non-linéaire de la production de déchets est reconstruite. En outre, les modèles chaotiques ont démontré une bonne performance prévisionnelle pour une production journalière (Song & He, 2014). Afin d'évaluer la performance des scénarios de gestion (collecte/transport/traitement), le décideur doit également disposer de données de consommations et de rejets relatives aux moyens de transport et de traitement afin de faire les simulations. Il est attendu que l'application de ce type d'approche nécessiterait une informatisation du modèle présenté à la Figure 6.2.

De plus, il est à noter que la méthodologie proposée pour le calcul du potentiel d'un gisement en termes de valorisation est basée sur l'efficacité de la filière, qui n'est pas le seul critère pour mesurer l'adaptation d'un scénario à un territoire. En outre, il ne faut pas oublier l'une des raisons de la valorisation, qui est de fournir un service, pour répondre à un besoin en matières ou énergie. Une filière de valorisation peut être efficace, mais plus elle sera déconnectée des attentes ou besoins du territoire, plus l'accent sera mis sur les nuisances supplémentaires engendrées et plus son acceptabilité sociale sera menacée (Morrissey & Browne, 2004). Dans cette optique, un axe de recherche possible serait de définir un potentiel, non plus spatial, mais social qui représenterait la capacité du territoire à utiliser les produits issus de la valorisation, en fonction de ses besoins. Ces besoins, tout comme la production des déchets, ne sont pas uniformément répartis. Par exemple, les zones denses, urbanisées, ou les zones industrielles sont caractérisées par une forte demande énergétique tandis que des zones constituées principalement de maisons individuelles avec jardin et de parcs seraient davantage favorables à une utilisation du compost. Ils suivent également une dynamique temporelle, qui, si intégrée au modèle, pourrait avoir une influence sur 1) l'acheminement des déchets aux sites de traitement, pour moduler la production en fonction de la demande, et 2) l'acheminement des produits de valorisation aux gisements.

Enfin, il convient également d'élargir l'application de l'approche à des systèmes multi-filières, ou multi-flux, car le territoire est composé de gisements générant différents types de matières, en plus des matières organiques, que les municipalités doivent également récupérer. Or, étant générées au même endroit, ces matières offrent des perspectives de synergies dans la collecte et le transport. Ainsi, une utilisation possible de l'approche serait d'étudier l'opportunité de la collecte et du transport collectifs vers des plateformes de tri adaptées et des sites centralisés avec une collecte sélective séparée vers des sites de traitement délocalisés. En outre, les résultats de ce choix dépendent a priori des dynamiques de production entre les différents types de déchets, caractéristiques du gisement. Par exemple, si un gisement produit beaucoup plus de matières recyclables que de matières organiques, une collecte « collective » pourrait être avantageuse pour le cas organique car les impacts du camion seraient répartis entre les types de déchets et non plus aux matières organiques

seules. Dès lors, cela aurait une influence sur le potentiel associé à la valorisation des matières organiques et, donc, éventuellement sur la décision de décentraliser. Néanmoins, cela aurait aussi des implications sur la collecte des recyclables, pour laquelle les trajets des camions seraient potentiellement augmentés avec la prise en compte des matières organiques.

### **6.3 L'applicabilité à d'autres secteurs**

Étant fondée sur des principes généraux d'efficacité, l'approche territoriale par potentiels ouvrent des perspectives d'applications à d'autres secteurs que les déchets afin de résoudre des problèmes de gestion de flux et d'allocation de ressources sur le territoire. En particulier, elle serait adaptée à l'étude de réseaux d'acheminement de matières montrant une organisation similaire, avec des opérations de collecte (ou d'extraction), de transport et de transformation, et qui sont caractérisés par un approvisionnement dispersé et variable. De tels systèmes se retrouvent, par exemple, dans le secteur de la production d'énergie ou de nouvelles matières à partir de résidus agricoles et de bois (Hiloidhari et al., 2017). La distribution de marchandises en ville offre également des possibilités d'application. En effet, bien que le sens de circulation des matières est inversée par rapport aux systèmes précédents, une problématique récurrente reste l'allocation des clients (ressources) aux différents centres de dépôts où sont stockées les marchandises (Sheu, 2006). Enfin, dans une perspective un peu plus large, le secteur de l'aide humanitaire doit également prendre des décisions logistiques quant à l'allocation des biens matériels et de secours en cas de catastrophes. Ces demandes sont, par nature, soudaines et dispersées spatialement. Les agences gouvernementales mettent alors en place des centres d'aides temporaires, qui peuvent être centralisés ou localisés (Idris & Soh, 2014). Une application de l'approche développée pourrait aider à l'élaboration de scénarios d'acheminement des secours qui reposerait sur une évaluation de l'accessibilité des zones sinistrées aux centres, en fonction des besoins, des caractéristiques des zones et des moyens de transport mis en oeuvre.

En outre, un point commun de ces différentes chaînes de procédés est leur nécessité de s'adapter à un territoire qui varie dans l'espace et le temps. L'approche territoriale présentée

dans ce projet de recherche ouvre la voie à l'élaboration d'un réseau de procédés qui suit ces variations spatio-temporelles en adaptant le système aux conditions territoriales. Ainsi, le cheminement des matières au sein du réseau peut être établi en fonction des gains ou pertes engendrés par le chemin, qui reposent sur les caractéristiques des ressources (gisements), les besoins spatio-temporels des acteurs et les moyens de transport utilisables pour assurer les échanges. Au niveau décisionnel stratégique, ces adaptations contribuent à la résilience du système car elles alimentent sa diversification qui peut être multi-sites et/ou multi-technologies. Au niveau décisionnel opérationnel, elles renforcent l'agilité des chaînes logistiques, qui renvoie à la capacité des systèmes d'ajuster rapidement certaines de leurs activités en réponse à un environnement volatil.



## CONCLUSION

La gestion des déchets est une activité anthropique avec un fort ancrage territorial de par ses activités de collecte et de transport des matières. Or, face à un territoire caractérisé par des disparités en termes d'organisation spatiale des gisements et de production de déchets, les décideurs doivent pouvoir planifier de manière systémique l'adaptation des filières de traitement afin d'offrir un service de gestion des déchets performant, dans n'importe quelle zone où il est mis en oeuvre. Dans ce contexte, une approche de conception basée sur la définition d'indicateurs associés aux gisements permet de caractériser la performance de la filière en regard du territoire afin d'orienter l'élaboration de nouveaux scénarios de gestion.

L'évaluation de cette performance repose sur la notion fondamentale de « potentiel » associé aux gisements de déchets, qui représente leur capacité d'être des zones d'intérêt favorisant, ou défavorisant, la performance de la filière. Les potentiels tiennent compte des caractéristiques intrinsèques des gisements et des moyens déployés pour la récupération et/ou la transformation des déchets. Dans le cas du transport uniquement, il a été démontré qu'un indicateur de potentiel d'accès des gisements (ou accessibilité), qui considère la distance à parcourir, les quantités transférées et la capacité des véhicules, permet d'évaluer la pertinence, au niveau économique, d'installer un centre de transfert (article 1). Ainsi, une valeur seuil d'accessibilité a été identifiée en-dessous de laquelle un centre de transfert n'est pas rentable. Il est à noter cependant que cette condition, a priori nécessaire, n'est toutefois pas suffisante, car une distance des gisements au site de traitement minimale doit également être dépassée afin d'assurer une hiérarchisation du système de transport. Afin d'évaluer les potentiels des gisements par rapport à la filière au complet (collecte/transport/traitement), des potentiels de valorisation ont ensuite été définis (article 2). En tenant compte de l'organisation spatiale du territoire, du type de technologie utilisée ainsi que des modes de collecte et de transport, ils ont permis d'identifier les sources d'approvisionnement des sites de traitement, sur la base des pertes ou gains d'efficacité que représentent les gisements pour la filière. Pour un site donné, la qualité de source attribuée à un gisement dépend principalement de sa densité de production de déchets et de la technologie implémentée sur le

site. De ce fait, sur le cas d'application de Montréal, les résultats ont montré qu'en se basant sur le critère de l'efficacité, les sources les plus favorables à un site de traitement ne sont pas nécessairement les plus proches géographiquement et que l'échelle spatiale d'un site (sa zone d'approvisionnement) diffère d'une technologie à l'autre.

Par symétrie, les zones les moins propices à un scénario de gestion sont également identifiées grâce aux potentiels. Le cas du transport (article 1) a montré que cette inadéquation peut être le résultat du territoire (cas de la distribution uniforme de gisements présentant, dans tous les scénarios, une faible accessibilité au centre de transfert) ou des moyens technologiques mis en oeuvre (faible taux de remplissage du petit camion avant transfert). Les résultats sur les potentiels de valorisation ont par ailleurs mis en évidence que les causes d'une faible performance peuvent varier d'une zone à l'autre (article 3). Sur le cas de Montréal, une analyse du potentiel de deux arrondissements à potentiel négatif a montré que dans un cas, l'impact relatif de la collecte par rapport au transport était prépondérant alors que dans l'autre, les deux processus avaient un impact similaire. De ce fait, les stratégies à considérer pour adapter la filière et améliorer sa performance à l'échelle d'une entité territoriale diffèrent d'une entité à l'autre. Cette idée renforce le besoin d'une approche spatialisée qui décompose la performance du système par unité territoriale. De plus, dans le cadre de l'évaluation de plusieurs stratégies de gestion sur le territoire, ce découpage permet d'observer l'effet des scénarios sur la performance de la filière au niveau des zones identifiées comme sensibles. Ainsi, une analyse de scénarios multi-sites avec la même technologie de traitement a montré que, bien que l'efficacité globale augmentait en raison de la réduction des distances de transport par rapport à un système mono-site, le potentiel de valorisation des gisements les moins favorables n'avait pas évolué, ce qui suggérait une incapacité du scénario décentralisé à les intégrer de manière efficace.

L'approche par potentiel de valorisation permet ainsi une conception dynamique des filières de traitement, qui repose sur l'identification des zones les plus défavorables au scénario proposé, afin de planifier les changements à apporter, tout en évaluant les effets de leur intégration sur l'ensemble du système. En outre, elle invite à une diversification des filières

de traitement basée sur une évaluation systémique des caractéristiques du contexte de l'étude (moyens de transport et de traitement, interrelations des unités territoriales, caractéristiques spatiales). Elle permet ainsi une meilleure coordination globale des activités de gestion des déchets. Par ailleurs, la définition de potentiels par gisement permet de cibler la nature des changements, mais surtout, l'endroit où ils doivent apparaître sur le territoire. De ce fait, l'approche renforce l'aide à la décision dans un contexte spatialisé mis en évidence par les systèmes d'information géographique. Elle donne aussi une idée de l'échelle spatiale des technologies et qui peut être prise en compte dans des outils d'évaluation non spécifiques au territoire comme l'analyse de cycle de vie. Pour les décideurs territoriaux, la détermination d'objectifs de performance permise par les potentiels alimente le besoin en données technologiques afin d'évaluer différents modes de collecte, de types de camions et d'échelles de technologies plus petites qui pourraient répondre aux disparités spatiales et améliorer le potentiel des zones défavorables.

En termes de perspectives, le modèle pourrait être complété par d'autres indicateurs qui reflètent l'adaptabilité d'une stratégie à un territoire, comme le besoin en produit de valorisation. Ainsi, la filière de compostage, même si moins efficiente que celle de la digestion anaérobie, pourrait être justifiée pour certaines zones de par l'utilité du compost dans les parcs ou jardins. En outre, la prise en compte du besoin des entités territoriales aurait une influence sur l'acceptabilité sociale des scénarios. De plus, un gisement présente a priori un potentiel de valorisation pour chaque catégorie de déchets récupérée (il y a plus qu'une filière). De ce fait, l'analyse pourrait être étendue à l'ensemble du système de gestion, afin d'évaluer la dynamique entre ces différents potentiels, et notamment sous l'angle des synergies en termes de transport. Enfin, la flexibilité de l'approche dans les données d'entrée permet d'ouvrir la voie vers la prise en compte des dynamiques temporelles, qui constitue un autre aspect de la non-uniformité du territoire. Ceci positionnerait l'approche dans un niveau décisionnel plus opérationnel, où le cheminement des matières entre les différents sites se ferait sur la base de l'efficacité du chemin, qui repose sur les caractéristiques spatio-temporelles des gisements et les moyens mise en oeuvre pour transporter et traiter les déchets. L'agilité de la filière de traitement, qui renvoie à la capacité d'un système d'ajuster



rapidement certaines de ses activités en réponse à un environnement volatil, pourrait ainsi être évaluée.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME. (2015). *Déchets, édition 2015*. Angers, France.
- Agovino, M., Ferrara, M., & Garofalo, A. (2016). The driving factors of separate waste collection in Italy: a multidimensional analysis at provincial level. *Environment, Development and Sustainability*. <http://doi.org/10.1007/s10668-016-9857-9>
- Agovino, M., Garofalo, A., & Mariani, A. (2017). Separate waste collection in Italy: the role of socio-cultural factors and targets set by law. *Environment, Development and Sustainability*, 19(2), 589–605. <http://doi.org/10.1007/s10668-015-9754-7>
- Allesch, A., & Brunner, P. H. (2014). Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*, 32(6), 461–473. <http://doi.org/10.1177/0734242X14535653>
- Aphale, O., Thyberg, K. L., & Tonjes, D. J. (2015). Differences in waste generation, waste composition, and source separation across three waste districts in a New York suburb. *Resources, Conservation and Recycling*, 99, 19–28. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.008>
- Appels, L., Baeyens, J., Degève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <http://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>
- Arribas, C. A., Blazquez, C. A., & Lamas, A. (2009). Urban solid waste collection system using mathematical modelling and tools of geographic information systems. *Waste Management & Research*, 28(4), 355–363. <http://doi.org/10.1177/0734242X09353435>
- Arvidsson, R., & Svanström, M. (2016). A framework for energy use indicators and their reporting in life cycle assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(3), 429–436. <http://doi.org/10.1002/ieam.1735>
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463–464, 541–551. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>
- BAPE. (2012). *Centres de traitement des matières organiques (organic waste treatment centres)*. Montreal, Quebec, Canada.
- Bastin, L., & Longden, D. M. (2009). Comparing transport emissions and impacts for energy recovery from domestic waste (EfW): Centralised and distributed disposal options for two UK Counties. *Computers, Environment and Urban Systems*, 33(6), 492–503.

<http://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2009.05.003>

- Bauer, A., Mayr, H., Hopfner-Sixt, K., & Amon, T. (2009). Detailed monitoring of two biogas plants and mechanical solid-liquid separation of fermentation residues. *Journal of Biotechnology*, 142(1), 56–63. <http://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2009.01.016>
- Bebber, D. P., Hynes, J., Darrah, P. R., Boddy, L., & Fricker, M. D. (2007). Biological solutions to transport network design. *Proceedings of The Royal Society B*, 274(1623), 2307–2315. <http://doi.org/10.1098/rspb.2007.0459>
- Behrens, A., Giljum, S., Kovanda, J., & Niza, S. (2007). The material basis of the global economy: Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies. *Ecological Economics*, 64(2), 444–453. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.034>
- Beigl, P., Lebersorger, S., & Salhofer, S. (2008). Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management*, 28(1), 200–214. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.011>
- Bel, G., Fageda, X., & Mur, M. (2012). Does cooperation reduce service delivery costs? Evidence from residential solid waste services. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 24(1), 85–107. <http://doi.org/10.1093/jopart/mus059>
- Bergsdal, H., Strømman, A. H., & Hertwich, E. G. (2005). Environmental Assessment of Two Waste Incineration Strategies for Central Norway. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(4), 263–272. <http://doi.org/10.1065/lca2005.04.204>
- Bernstad, A., & la Cour Jansen, J. (2011). A life cycle approach to the management of household food waste - A Swedish full-scale case study. *Waste Management*, 31(8), 1879–1896. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.026>
- Bertolini, G. (2002). *Art et déchets. Le déchet, matière d'artistes*. Angers: Aprede/Le Polygraphe.
- Bertolini, G. (2004). Approche socio-économique des déchets. *Techniques de l'ingénieur Gestion des déchets, base docum(ref. article: g2300)*. Retrieved from <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/gestion-des-dechets-42437210/approche-socio-economique-des-dechets-g2300/>
- Bing, X., Bloemhof, J. M., Ramos, T. R. P., Barbosa-Povoa, A. P., Wong, C. Y., & van der Vorst, J. G. A. J. (2016). Research challenges in municipal solid waste logistics management. *Waste Management*, 48(December), 584–592. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.025>

- Bojesen, M., Birkin, M., & Clarke, G. (2014). Spatial competition for biogas production using insights from retail location models. *Energy*, 68, 617–628. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2013.12.039>
- Boldrin, A., Andersen, J. K., Moller, J., & Christensen, T. H. (2009). Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27, 800–812.
- Börjesson, M., & Ahlgren, E. O. (2012). Cost-effective biogas utilisation - A modelling assessment of gas infrastructural options in a regional energy system. *Energy*, 48(1), 212–226. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2012.06.058>
- Bovea, M. D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., & Colomer-Mendoza, F. J. (2010). Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, 30(11), 2383–2395. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.001>
- Brambilla Pisoni, E., Raccanelli, R., Dotelli, G., Botta, D., & Melià, P. (2009). Accounting for transportation impacts in the environmental assessment of waste management plans. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(3), 248–256. <http://doi.org/10.1007/s11367-009-0061-0>
- Browne, J., Nizami, A. S., Thamsiriroj, T., & Murphy, J. D. (2011). Assessing the cost of biofuel production with increasing penetration of the transport fuel market: A case study of gaseous biomethane in Ireland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4537–4547. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.098>
- Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement. (1997). *Déchets d'hier, ressources de demain*. Montréal, Québec, Canada.
- Campbell, J. F. (1993). One-to-many distribution with transshipments: an analytic model. *Transportation Science*, 27(4), 330–340.
- Carchesio, M., Tatàno, F., Goffi, M., & Radi, M. (2015). Environmental and social sustainability of the proximity waste collection system: A case-study evaluation at an Italian local scale. *Sustainability*, 7(6), 7492–7511. <http://doi.org/10.3390/su7067492>
- Carvalho, P., & Marques, R. C. (2014). Economies of size and density in municipal solid waste recycling in Portugal. *Waste Management*, 34(1), 12–20. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.004>
- Chavez, A. P., Vega, C. A. De, & Benitez, S. O. (2011). Measuring Progress of Waste Management Programs. *International Journal of Environmental Science and Development*, 2(5), 372–376.

- Cheng, S., Chan, C. W., & Huang, G. H. (2003). An integrated multi-criteria decision analysis and inexact mixed integer linear programming approach for solid waste management. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 16(5–6), 543–554. [http://doi.org/10.1016/S0952-1976\(03\)00069-1](http://doi.org/10.1016/S0952-1976(03)00069-1)
- Chertow, M. R. (2007). “Uncovering” Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 11–30. <http://doi.org/10.1162/jiec.2007.1110>
- Cimpan, C., Rothmann, M., Hamelin, L., & Wenzel, H. (2015). Towards increased recycling of household waste: Documenting cascading effects and material efficiency of commingled recyclables and biowaste collection. *Journal of Environmental Management*, 157(July), 69–83. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.008>
- CIRAIG. (2007). Evaluation et comparaison des technologies et scénarios de gestion des matières résiduelles applicables à la CMM selon une approche cycle de vie (Comparative analysis of waste management technologies and scenarios applicable to the CMM under a lifecycle pe. Retrieved July 20, 2016, from [http://cmm.qc.ca/fileadmin/user\\_upload/documents/Etude Technologies PMGMR.pdf](http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/documents/Etude_Technologies_PMGMR.pdf)
- City of Montreal. (2015). *Portrait 2014 des matières résiduelles de l'agglomération de Montreal (Overview 2014 of Montreal urban area's solid waste)*. Montreal, Quebec, Canada.
- Communauté Métropolitaine de Montréal. (2015). *Coûts et financement de la gestion des matières résiduelles*. Montréal, Québec, Canada.
- Consonni, S., Giugliano, M., Massarutto, A., Ragazzi, M., & Saccani, C. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems: Project overview and main results. *Waste Management*, 31(9–10), 2057–2065. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.04.016>
- Cox, J. (2015). *The Sustainable Management of Household Waste – A Decision-Making Framework*. University of Surrey.
- Cucchiella, F., D’Adamo, I., & Gastaldi, M. (2017). Sustainable waste management: Waste to energy plant as an alternative to landfill. *Energy Conversion and Management*, 131, 18–31. <http://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.11.012>
- D’Alisa, G., Di Nola, M. F., & Giampietro, M. (2012). A multi-scale analysis of urban waste metabolism: density of waste disposed in Campania. *Journal of Cleaner Production*, 35, 59–70. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.017>
- Da Cruz, N. F., Simões, P., & Marques, R. C. (2012). Economic cost recovery in the recycling of packaging waste: The case of Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 37, 8–18. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.043>

- Daganzo, C. F. (1999). One-To-Many Distribution With Transshipments. In *Logistics Systems Analysis* (pp. 163–209). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. [http://doi.org/10.1007/978-3-662-03956-4\\_5](http://doi.org/10.1007/978-3-662-03956-4_5)
- Das, S., & Bhattacharyya, B. K. (2015). Optimization of municipal solid waste collection and transportation routes. *Waste Management*, 43, 9–18. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.033>
- de Oliveira Simonetto, E., & Borenstein, D. (2007). A decision support system for the operational planning of solid waste collection. *Waste Management*, 27(10), 1286–1297. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.012>
- Déchets infos. (2016). Tri optique de la matière organique: premiers résultats. Retrieved July 24, 2017, from <https://dechets-infos.com/tri-optique-de-la-matiere-organique-premiers-resultats-4911521.html>
- Di Maria, F., & Micale, C. (2013). Impact of source segregation intensity of solid waste on fuel consumption and collection costs. *Waste Management*, 33(11), 2170–2176. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.06.023>
- Di Maria, F., Micale, C., Contini, S., & Morettini, E. (2016). Impact of biological treatments of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Management*, 52, 86–95. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.009>
- Eiselt, H. A., & Marianov, V. (2015). Location modeling for municipal solid waste facilities. *Computers & Operations Research*, 62, 305–315. <http://doi.org/10.1016/j.cor.2014.05.003>
- Eisted, R., Larsen, A. W., & Christensen, T. H. (2009). Collection, transfer and transport of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, 27(8), 738–45. <http://doi.org/10.1177/0734242X09347796>
- Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., ... Thyselius, L. (2005). Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 241–252. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018>
- Eurostat. (2016). Packaging statistics. Retrieved February 22, 2017, from [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Packaging\\_waste\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Packaging_waste_statistics)
- Fiorucci, P., Minciardi, R., Robba, M., & Sacile, R. (2003). Solid waste management in urban areas: Development and application of a decision support system. *Resources, Conservation and Recycling*, 37(4), 301–328. [http://doi.org/10.1016/S0921-3449\(02\)00076-9](http://doi.org/10.1016/S0921-3449(02)00076-9)

- France Article L541-1. (2000). Article L541-1 du Code de l'environnement, Alinéa I. A jour le 02 mai 2017. En ligne. France: Assemblée nationale et Sénat.
- France Loi n°75-633. (1975). Loi n°75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux. A jour le 13 mars 2017. En ligne. France: Assemblée nationale et Sénat.
- France Loi n° 92-646. (1992). Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement. A jour au 13 mars 2017. En ligne. France: Assemblée nationale et Sénat.
- Fricker, M. D., Boddy, L., Nakagaki, T., & Bebber, D. P. (2009). Adaptive Biological Networks. In T. Gross & H. Sayama (Eds.), *Adaptive Networks: Theory, Models and Applications* (pp. 51–70). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. [http://doi.org/10.1007/978-3-642-01284-6\\_4](http://doi.org/10.1007/978-3-642-01284-6_4)
- Galante, G., Aiello, G., Enea, M., & Panascia, E. (2010). A multi-objective approach to solid waste management. *Waste Management*, 30(8–9), 1720–1728. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.039>
- Gan, J., & Smith, C. T. (2011). Optimal plant size and feedstock supply radius: A modeling approach to minimize bioenergy production costs. *Biomass and Bioenergy*, 35(8), 3350–3359. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.062>
- Gaz Metro. (2011). La valorisation du biogaz comme combustible et carburant propres (Biogas recovery for clean fuels production). Retrieved June 29, 2016, from <http://www.cremtl.qc.ca/sites/default/files/upload/documents/publications/presentationfrikorian190411.pdf>
- German Biogas Association. (2013). Biogas - Trends in Germany. Retrieved May 18, 2016, from <https://www.giz.de/fachexpertise/downloads/2013-en-findeisen-biogas-in-germany.pdf>
- Ghiani, G., Laganà, D., Manni, E., Musmanno, R., & Vigo, D. (2014). Operations research in solid waste management: A survey of strategic and tactical issues. *Computers & Operations Research*, 44, 22–32. <http://doi.org/10.1016/j.cor.2013.10.006>
- Gomes, C., Nunes, K., Helenaxavier, L., Cardoso, R., & Valle, R. (2008). Multicriteria decision making applied to waste recycling in Brazil. *Omega*, 36(3), 395–404. <http://doi.org/10.1016/j.omega.2006.07.009>
- Gomes, M. I., Barbosa-Povoa, A. P., & Novais, A. Q. (2011). Modelling a recovery network for WEEE: A case study in Portugal. *Waste Management*, 31(7), 1645–1660. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.023>

- Gonzalez-Feliu, J. (2012). Freight distribution systems with cross-docking: a multidisciplinary analysis. *Journal of the Transportation Research Forum*, 51(1), 93–109. Retrieved from <http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00498496>
- Greene, K. L., & Tonjes, D. J. (2014). Quantitative assessments of municipal waste management systems: Using different indicators to compare and rank programs in New York State. *Waste Management*, 34(4), 825–836. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.020>
- Guo, P., Huang, G. H., & He, L. (2008). ISMISIP: an inexact stochastic mixed integer linear semi-infinite programming approach for solid waste management and planning under uncertainty. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 22(6), 759–775. <http://doi.org/10.1007/s00477-007-0185-3>
- Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., & Heinz, M. (2015). How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 765–777. <http://doi.org/10.1111/jiec.12244>
- Haastrup, P., Maniezzo, V., Mattarelli, M., Mazzeo Rinaldi, F., Mendes, I., & Paruccini, M. (1998). A decision support system for urban waste management. *European Journal of Operational Research*, 109(2), 330–341. [http://doi.org/10.1016/S0377-2217\(98\)00061-7](http://doi.org/10.1016/S0377-2217(98)00061-7)
- Hage, O., & Soderholm, P. (2008). An econometric analysis of regional differences in household waste collection: the case of plastic packaging waste in Sweden. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28(10), 1720–1731. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.022>
- Hamzaoui-Essoussi, L., & Linton, J. D. (2010). New or recycled products: how much are consumers willing to pay? *Journal of Consumer Marketing*, 27(5), 458–468. <http://doi.org/10.1108/07363761011063358>
- Hausler, R. (1999). L'enfouissement à l'aube de l'an 2000: un maillon important dans la chaîne des résidus. In *Americana*.
- Hermann, B. G., Debeer, L., De Wilde, B., Blok, K., & Patel, M. K. (2011). To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polymer Degradation and Stability*, 96(6), 1159–1171. <http://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.12.026>
- Hickman, J., Hassel, D., Joumard, R., Samaras, Z., & Sorensen, S. (1999). *Methodology for Calculating Transport Emissions and Energy Consumption. Deliverable 22 for the project MEET*. Edinburgh.



- Hiloidhari, M., Baruah, D. C., Singh, A., Katak, S., Medhi, K., Kumari, S., ... Shekhar Thakur, I. (2017). Emerging role of Geographical Information System (GIS), Life Cycle Assessment (LCA) and spatial LCA (GIS-LCA) in sustainable bioenergy planning. *Bioresource Technology*. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.079>
- Hultman, J., & Corvellec, H. (2012). The European waste hierarchy: From the sociomateriality of waste to a politics of consumption. *Environment and Planning A*, 44(10), 2413–2427. <http://doi.org/10.1068/a44668>
- Iakovou, E., Karagiannidis, A., Vlachos, D., Toka, A., & Malamakis, A. (2010). Waste biomass-to-energy supply chain management: A critical synthesis. *Waste Management*, 30(10), 1860–1870. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.030>
- Idris, A., & Soh, S. N. C. S. (2014). The relative effects of logistics, coordination and human resource on humanitarian aid and disaster relief mission performance. *The South East Asian Journal of Management*, 8(2), 87–103.
- Institut de la Statistique du Québec. (2015). *Le Québec chiffres en main*. Québec, Québec, Canada.
- 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: Hydro-Quebec's Research Institute (IREQ).
- Iriarte, A., Gabarrell, X., & Rieradevall, J. (2009). LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29(2), 903–914. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.002>
- Ito, M., Okamoto, R., & Takamatsu, A. (2011). Characterization of Adaptation by Morphology in a Planar Biological Network of Plasmodial Slime Mold. *Journal of the Physical Society of Japan*, 80(7), 74801. <http://doi.org/10.1143/JPSJ.80.074801>
- Kaufman, S. M., Krishnan, N., & Themelis, N. J. (2010). A screening life cycle metric to benchmark the environmental sustainability of waste management systems. *Environmental Science and Technology*, 44(15), 5949–5955. <http://doi.org/10.1021/es100505u>
- Khan, M. M.-U.-H., Jain, S., Vaezi, M., & Kumar, A. (2016). Development of a decision model for the techno-economic assessment of municipal solid waste utilization pathways. *Waste Management*, 48, 548–564. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.016>
- L'usine nouvelle. (2009). L'optique affine le tri des déchets. Retrieved July 24, 2017, from <http://www.usinenouvelle.com/article/l-optique-affine-le-tri-des-dechets.N116756>

- Larsen, A. W. (2009). *Environmental assessment of waste collection seen in a system perspective. Environmental Engineering*. Technical University of Denmark.
- Larsen, A. W., Merrild, H., Moller, J., & Christensen, T. H. (2010). Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). *Waste Management*, 30(5), 744–754. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.021>
- Larsen, A. W., Vrgoc, M., Christensen, T. H., & Lieberknecht, P. (2009). Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Management & Research*, 27(June), 652–659. <http://doi.org/10.1177/0734242X08097636>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., ... Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Leao, S., Bishop, I., & Evans, D. (2004). Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environment and Urban Systems*, 28(4), 353–385. [http://doi.org/10.1016/S0198-9715\(03\)00043-7](http://doi.org/10.1016/S0198-9715(03)00043-7)
- Leboreiro, J., & Hilaly, A. K. (2011). Biomass transportation model and optimum plant size for the production of ethanol. *Bioresource Technology*, 102(3), 2712–2723. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.144>
- Levis, J. W., Barlaz, M. A., Themelis, N. J., & Ulloa, P. (2010). Assessment of the state of food waste treatment in the United States and Canada. *Waste Management*, 30(8–9), 1486–1494. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.031>
- Longden, D., Brammer, J., Bastin, L., & Cooper, N. (2007). Distributed or centralised energy-from-waste policy? Implications of technology and scale at municipal level. *Energy Policy*, 35(4), 2622–2634. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.09.013>
- Marques, R. C., da Cruz, N. F., Simões, P., Faria Ferreira, S., Pereira, M. C., & De Jaeger, S. (2014). Economic viability of packaging waste recycling systems: A comparison between Belgium and Portugal. *Resources, Conservation and Recycling*, 85, 22–33. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.12.015>
- Marshall, R. E., & Farahbakhsh, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, 33(4), 988–1003. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>

- Massarutto, A., Carli, A. de, & Graffi, M. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems: A life-cycle costing approach. *Waste Management*, 31(9–10), 2102–2111. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.017>
- Mavrotas, G., Skoulaxinou, S., Gakis, N., Katsouros, V., & Georgopoulou, E. (2013). A multi-objective programming model for assessment the GHG emissions in MSW management. *Waste Management*, 33(9), 1934–1949. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.04.012>
- McDougall, F. R., White, P. R., Franke, M., & Hindle, P. (2001). *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. Oxford: Blackwell Science.
- MDDELCC. (2010). Un investissement Canada-Québec pour quatre projets d'infrastructure verte dans la région de Montréal (Canada-Quebec Investment in Four Green Infrastructure Projects in the Montreal Region). Retrieved from <http://www.infrastructure.gc.ca/media/news-nouvelles/2010/20100201montreal-eng.html>
- Medini, K., Moreau, V., Peillon, S., & Boucher, X. (2014). Transition to Product Service Systems: A Methodology Based on Scenarios Identification, Modelling and Evaluation. In L. M. Camarinha-Matos & H. Afsarmanesh (Eds.), *Collaborative Systems for Smart Networked Environments* (pp. 143–150). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. [http://doi.org/10.1007/978-3-662-44745-1\\_14](http://doi.org/10.1007/978-3-662-44745-1_14)
- Meil, J. (2006). *A Life Cycle Perspective on Concrete and Asphalt Roadways : Embodied Primary Energy and Global Warming Potential*. <http://doi.org/http://www.cement.ca/images/stories/athena%20report%20Feb.%202%202007.pdf>
- Merrild, H., Larsen, A. W., & Christensen, T. H. (2012). Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32(5), 1009–1018. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.025>
- Mihai, F. . (2012). Geography of waste as a new approach in waste management study,. *Papers of Geographic Seminar “ Dimitrie Cantemir”* , 33(2008), 39–46. Retrieved from <http://www.seminarcantemir.uaic.ro/index.php/cantemir/article/view/857/837%5Cn>
- Mihai, F. . (2015). Accessibility of waste collection services in Romania: a multi-scale analysis in EU context using thematic cartography. *Bollettino dell'Associazione Italiana Di Cartografia*, 154, 80–89. <http://doi.org/10.13137/2282-472X/11829>

- Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer. (2015). Les émissions de gaz à effet de serre par secteur en France. Retrieved April 28, 2017, from <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/199/1080/emissions-gaz-effet-serre-secteur-france.html>
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. (2012). *Bannissement des matières organiques de l'élimination au Québec: état des lieux et perspectives*.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs. (2010). *Hiérarchie des modes de gestion des matières résiduelles et reconnaissance d'opérations de traitement en tant que valorisation énergétique Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés.
- Ministry of the Environment of Japan. (2013). Solid waste management and recycling technology of Japan.
- Morrissey, A. J., & Browne, J. (2004). Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*, 24(3), 297–308. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.09.005>
- Muñoz, E., Vargas, S., & Navia, R. (2015). Environmental and economic analysis of residual woody biomass transport for energetic use in Chile. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1033–1043. <http://doi.org/10.1007/s11367-015-0891-x>
- Natural Resources Canada. (2016). Energy Sources - Average retail prices for diesel Montreal. Retrieved August 6, 2016, from <http://www.nrcan.gc.ca/energy/fuel-prices/4797>
- Nguyen, T. T. T., & Wilson, B. G. (2010). Fuel consumption estimation for kerbside municipal solid waste (MSW) collection activities. *Waste Management & Research*, 28(4), 289–297. <http://doi.org/10.1177/0734242X09337656>
- Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M. S., Viaud, V., & Walter, C. (2016). Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: Current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112(June), 2472–2484. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>
- Nobert, Y., Messier, N., & Leduc, A. (2005). *Le transbordement des matières résiduelles sur l'île de Montréal (Solid waste transfer on Montreal island)*. Montreal, Quebec, Canada.
- Norese, M. F. (2006). ELECTRE III as a support for participatory decision-making on the localisation of waste-treatment plants, 23, 76–85. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.009>

- Oyedele, L. O., Ajayi, S. O., & Kadiri, K. O. (2014). Use of recycled products in UK construction industry: An empirical investigation into critical impediments and strategies for improvement. *Resources, Conservation and Recycling*, *93*, 23–31. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.09.011>
- Pantaleo, A., Gennaro, B. De, & Shah, N. (2013). Assessment of optimal size of anaerobic co-digestion plants: An application to cattle farms in the province of Bari (Italy). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *20*, 57–70. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.068>
- Passarini, F., Vassura, I., Monti, F., Morselli, L., & Villani, B. (2011). Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. *Waste Management*, *31*(4), 785–792. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.021>
- Patterson, T., Esteves, S., Dinsdale, R., & Guwy, A. (2011). An evaluation of the policy and techno-economic factors affecting the potential for biogas upgrading for transport fuel use in the UK. *Energy Policy*, *39*(3), 1806–1816. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.017>
- Pognani, M., Barrena, R., Font, X., & Sánchez, A. (2012). A complete mass balance of a complex combined anaerobic/aerobic municipal source-separated waste treatment plant. *Waste Management*, *32*(5), 799–805. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.018>
- Pohekar, S. D., & Ramachandran, M. (2004). Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *8*(4), 365–381. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2003.12.007>
- Pongrácz, E., & Pohjola, V. J. (2004). Re-defining waste, the concept of ownership and the role of waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, *40*(2), 141–153. [http://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00057-0](http://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00057-0)
- Pöschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2010). Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy*, *87*(11), 3305–3321. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.05.011>
- Puig, R., Fullana-i-Palmer, P., Baquero, G., Riba, J. R., & Bala, A. (2013). A cumulative energy demand indicator (CED), life cycle based, for industrial waste management decision making. *Waste Management*, *33*(12), 2789–2797. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.004>
- Québec Loi L.Q.E. chapitre Q-2. (1979). *Loi sur la qualité de l'environnement*.
- Québec Loi L.Q.E. chapitre Q-2. (1999). *Loi sur la qualité de l'environnement*. A jour le 1er novembre 2016. En ligne. Québec: Éditeur officiel du Québec.

- Rakas, J., Teodorović, D., & Kim, T. (2004). Multi-objective modeling for determining location of undesirable facilities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(2), 125–138. <http://doi.org/10.1016/j.trd.2003.09.002>
- RECORD. (2010). *Valorisation énergétique des déchets de biomasse d'origine végétale*.
- Recyc-Québec. (2010). Le réemploi des matières résiduelles - Fiches informatives. Retrieved February 21, 2017, from <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-reemploi.pdf>
- Recyc-Québec. (2014). *Bilan 2012 de la gestion des matières résiduelles au Québec*.
- Richer, C., & Palmier, P. (2012). Mesurer l'accessibilité territoriale par les transports collectifs. *Cahiers de Géographie Du Québec*, 56(158), 427–461.
- Righi, S., Oliviero, L., Pedrini, M., Buscaroli, A., & Della Casa, C. (2013). Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: Centralized and decentralized approaches. *Journal of Cleaner Production*, 44(2013), 8–17. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>
- Rojo, G. (2009). *La gestion dynamique des déchets (GDD) : élaboration d'une approche intégrée d'aide à la décision visant à soutenir une gestion systémique et évolutive des déchets*. Ecole de Technologie Supérieure de Montréal.
- Rojo, G., Glaus, M., Hausler, R., Laforest, V., & Bourgeois, J. (2013). Dynamic waste management (DWM): towards an evolutionary decision-making approach. *Waste Management & Research*, 31(12), 1285–92. <http://doi.org/10.1177/0734242X13507306>
- Şahin, G., & Süral, H. (2007). A review of hierarchical facility location models. *Computers & Operations Research*, 34(8), 2310–2331. <http://doi.org/10.1016/j.cor.2005.09.005>
- Salhofer, S., Schneider, F., & Obersteiner, G. (2007). The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe. *Waste Management*, 27(8). <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.025>
- Samat, N., Hasni, R., & Elhadary, Y. A. E. (2011). Modelling Land Use Changes at the Peri-Urban Areas using Geographic Information Systems and Cellular Automata Model. *Journal of Sustainable Development*, 4(6), 72. <http://doi.org/10.5539/jsd.v4n6p72>
- Sanscartier, D., MacLean, H. L., & Saville, B. (2012). Electricity Production from Anaerobic Digestion of Household Organic Waste in Ontario: Techno-Economic and GHG Emission Analyses. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 1233–1242. <http://doi.org/10.1021/es2016268>

- Seadon, J. K. (2010). Sustainable waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, 18(16–17), 1639–1651. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.07.009>
- Sheu, J. B. (2006). A novel dynamic resource allocation model for demand-responsive city logistics distribution operations. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 42(6), 445–472. <http://doi.org/10.1016/j.tre.2005.05.004>
- Shmelev, S. E., & Powell, J. R. (2006). Ecological–economic modelling for strategic regional waste management systems. *Ecological Economics*, 59(1), 115–130. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.09.030>
- Sidaine, J., & Gass, M. (2013). *Etat de l'art de la collecte séparée et de la gestion de proximité des biodéchets - Analyse comparative*. Angers, France.
- SITA. (2003). *Centre de transfert*.
- SOLINOV. (2006). Étude de faisabilité des technologies de traitement des matières organiques applicables aux territoires de l'agglomération de Montréal (Feasibility study of organic waste treatment technologies for the Montreal region). Retrieved August 31, 2016, from [https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO\\_FR/MEDIA/DOCUMENT/S/7.etude\\_faisabilite\\_technologies\\_traitement\\_1.PDF](https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENT/S/7.etude_faisabilite_technologies_traitement_1.PDF)
- SOLINOV. (2011). Etude de mise en marché en milieu agricole des produits des installations de traitement des matières organiques sur le territoire du Grand Montréal (Marketing study of products from organic waste treatment structures for agricultural purposes in the Grand. Retrieved August 31, 2016, from <http://www.fihq.qc.ca/medias/D1.1.61B.pdf>
- SOLINOV. (2014). Analyse comparative des coûts de deux options de compostage : infrastructure municipale dédiée et contrat de services privés (Comparative analysis of two composting options economic costs: municipal management or private sector). Retrieved August 31, 2016, from [http://www.gatineau.ca/docs/la\\_ville/participation\\_citoyenne/consultations\\_publicques/consultations\\_publicques\\_2015/plan\\_gestion\\_materieres\\_residuelles/UsineCompostageSOLINOV.pdf](http://www.gatineau.ca/docs/la_ville/participation_citoyenne/consultations_publicques/consultations_publicques_2015/plan_gestion_materieres_residuelles/UsineCompostageSOLINOV.pdf)
- Song, J., & He, J. (2014). A Multistep Chaotic Model for Municipal Solid Waste Generation Prediction. *Environmental Engineering Science*, 31(8), 461–468. <http://doi.org/10.1089/ees.2014.0031>
- Steubing, B., Ballmer, I., Gassner, M., Gerber, L., Pampuri, L., Bischof, S., ... Zah, R. (2014). Identifying environmentally and economically optimal bioenergy plant sizes and locations: A spatial model of wood-based SNG value chains. *Renewable Energy*, 61, 57–68. <http://doi.org/10.1016/j.renene.2012.08.018>

- Sultana, A., & Kumar, A. (2012). Optimal siting and size of bioenergy facilities using geographic information system. *Applied Energy*, *94*, 192–201. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.01.052>
- Suzuki, T., & Watanabe, D. (2009). Optimal hierarchical transportation system with economies of scale. In Y. Asami, Y. Sadahiro, & T. Ishikawa (Eds.), *New frontiers in Urban Analysis: In Honor of Atsuyuki Okabe* (p. 272). CRC Press.
- Tanguy, A., Glaus, M., Laforest, V., Villot, J., & Hausler, R. (2016). A spatial analysis of hierarchical waste transport structures under growing demand. *Waste Management & Research*, *34*(10), 1064–1073. <http://doi.org/10.1177/0734242X16658544>
- Tanguy, A., Villot, J., Glaus, M., Laforest, V., & Hausler, R. (2017). Service area size assessment for evaluating the spatial scale of solid waste recovery chains: A territorial perspective. *Waste Management*. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.027>
- Teixeira, C. a, Russo, M., Matos, C., & Bentes, I. (2014). Evaluation of operational, economic, and environmental performance of mixed and selective collection of municipal solid waste: Porto case study. *Waste Management & Research*, *32*(12), 1210–1218. <http://doi.org/10.1177/0734242X14554642>
- Thyberg, K. L., & Tonjes, D. J. (2015). A management framework for municipal solid waste systems and its application to food waste prevention. *Systems*, *3*, 133–151. <http://doi.org/10.3390/systems3030133>
- US Environmental Protection Agency. (2002). Waste transfer stations: a manual for decision-making.
- Veiga, M. M. (2013). Analysis of efficiency of waste reverse logistics for recycling. *Waste Management & Research*, *31*(10\_suppl), 26–34. <http://doi.org/10.1177/0734242X13499812>
- Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, *37*(1), 277–309. <http://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>
- Walla, C., & Schneeberger, W. (2008). The optimal size for biogas plants. *Biomass and Bioenergy*, *32*(6), 551–557. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.009>
- Weidema, B. P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., ... Wernet, G. (2013). *The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*.



- Wen, L., Lin, C., & Lee, S. (2009). Review of recycling performance indicators: A study on collection rate in Taiwan. *Waste Management*, 29(8), 2248–2256. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.022>
- Wilson, D. C. (2007). Development drivers for waste management. *Waste Management & Research*, 25(3), 198–207. <http://doi.org/10.1177/0734242X07079149>
- Wizere, A. (1999). *Une approche prospective à la gestion intégrée des déchets: modélisation, résolution at applications*. Ecole Polytechnique de Montréal.
- Wright, M., & Brown, R. C. (2007). Establishing the optimal sizes of different kinds of biorefineries. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 1(3), 191–200. <http://doi.org/10.1002/bbb.25>
- Yu, H., & Solvang, W. D. (2017). A multi-objective location-allocation optimization for sustainable management of municipal solid waste. *Environment Systems and Decisions*, 1–20. <http://doi.org/10.1007/s10669-017-9632-y>
- Zaman, A. U., & Lehmann, S. (2013). The Zero Waste Index : A Performance Measurement Tool for Waste Management Systems in a ' Zero Waste City '. *Journal of Cleaner Production*, 50(July), 123–132. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.041>
- Zero Waste France. (2016). Le retour des bouteilles consignées en France. Retrieved February 21, 2017, from <https://www.zerowasteFrance.org/fr/articles/274-la-retour-des-bouteilles-consignees-en-france>
- Zhang, H., & Matsuto, T. (2011). Comparison of mass balance, energy consumption and cost of composting facilities for different types of organic waste. *Waste Management*, 31(3), 416–422. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.010>
- Zhang, Y., Huang, G. H., & He, L. (2014). A multi-echelon supply chain model for municipal solid waste management system. *Waste Management*, 34(2), 553–561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.002>
- Zhao, W., Huppes, G., & van der Voet, E. (2011). Eco-efficiency for greenhouse gas emissions mitigation of municipal solid waste management: A case study of Tianjin, China. *Waste Management*, 31(6), 1407–1415. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.013>
- Zhao, Y., Lu, W., & Wang, H. (2015). Volatile trace compounds released from municipal solid waste at the transfer stage: Evaluation of environmental impacts and odour pollution. *Journal of Hazardous Materials*, 300, 695–701. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.081>

Zsigraiova, Z., Semiao, V., & Beijoco, F. (2013). Operation costs and pollutant emissions reduction by definition of new collection scheduling and optimization of MSW collection routes using GIS. The case study of Barreiro, Portugal. *Waste Management*, 33(4), 793–806. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.015>