



Titre: Étude multi-échelles des coûts de gestion de la matière résiduelle
Title: organique au Québec

Auteur: Jérémy Lagneau
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lagneau, J. (2018). Étude multi-échelles des coûts de gestion de la matière
Citation: résiduelle organique au Québec [Master's thesis, École Polytechnique de
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3673/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3673/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Robert Legros, & Martin Héroux
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE MULTI-ÉCHELLES DES COÛTS DE GESTION DE LA MATIÈRE RÉSIDUELLE
ORGANIQUE AU QUÉBEC

JÉRÉMY LAGNEAU

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

OCTOBRE 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉTUDE MULTI-ÉCHELLES DES COÛTS DE GESTION DE LA MATIÈRE RÉSIDUELLE
ORGANIQUE AU QUÉBEC

présenté par : LAGNEAU Jérémy

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. SRINIVASAN Bala, Ph. D., président

M. LEGROS Robert, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. HÉROUX Martin, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. FRAYRET Jean-Marc, Ph. D., membre

DÉDICACE

À mes grands-parents, Aimée, Danielle, Denis et Bernard.

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier mes directeurs de recherche, Robert Legros et Martin Héroux, de m'avoir permis de découvrir le domaine de la valorisation des matières résiduelles.

Robert, merci pour la confiance et les précieux conseils que tu m'as donnés durant ces deux années à la CRVMR. Martin, merci de m'avoir partagé ta vision de la recherche et de m'avoir accueilli à la Ville de Montréal. Ce fut un privilège de travailler et d'échanger avec toi, tant au niveau scientifique qu'humain. Je tiens aussi à remercier Laurent Spreutels, pour ta disponibilité et ton écoute. Ta rigueur et ton esprit critique ont été des sources d'inspiration et ont grandement contribué à ce mémoire.

Je tiens également à remercier l'Institut EDDEC et le département de Génie chimique de Polytechnique Montréal pour leur support financier.

Je remercie tous les membres de la CRVMR et de la Ville de Montréal avec qui j'ai eu la chance de travailler durant ces deux années et particulièrement à Laurie et Jean-François pour toutes les discussions constructives qu'on a pu avoir et qui ont fait grandement avancer ce projet.

Je tiens à remercier ma famille, mes amis André, Jean, Fawzi, Valentine et Nassima ainsi que Véronique et Sami pour leur écoute et leurs encouragements tout au long de cette maîtrise.

Finalement, je voudrais remercier Laura. Deux années à entendre parler de poubelles, tous les soirs, et tu es encore là. Merci beaucoup pour ton soutien quotidien, que ce soit dans ce projet, mais aussi dans ma vie de tous les jours.

RÉSUMÉ

Avec 396 kg de matières résiduelles (MR) produits par personne chaque année, le Québec fait partie des plus gros générateurs de déchets en Amérique du Nord. En 2015, près de 40 % de ces matières sont encore éliminées dans un centre d'enfouissement ou d'incinération. Parmi ces résidus, les matières résiduelles organiques (MRO) produisent, lors de leur décomposition, du lixiviat et des gaz à effet de serre (GES) qui peuvent être à l'origine d'importantes conséquences environnementales. Or, ces matières ont un potentiel de valorisation. Pour lutter contre ce gaspillage des ressources et les changements climatiques, le gouvernement du Québec a fixé le bannissement des matières organiques de l'élimination d'ici 2020 et mis en place le programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (PTMOBC). Cependant, à l'heure actuelle seulement 25 % des résidus organiques sont récupérés. Cela s'explique en partie par le fait que moins d'un tiers des municipalités québécoises offrent une collecte pour ces résidus.

L'objectif principal de ce projet est de proposer une méthodologie permettant aux municipalités de comparer de façon technico-économique différents scénarios de gestion des MRO triées à la source sur leur territoire. Afin d'atteindre cet objectif, l'étude a été divisée en quatre sous-objectifs : 1) prédire la génération de matières résiduelles sur un territoire ; 2) évaluer les coûts de collecte et de transport ; 3) évaluer les contraintes et les coûts qu'entraînent les différentes techniques de recyclage de la matière organique ; 4) déterminer comment l'échelle et le contexte influencent le choix du scénario de gestion.

Pour répondre à ces objectifs, un premier modèle prédictif a permis d'estimer les quantités de MRO produites sur un territoire à l'aide de données géolocalisées et du cadre bâti. Les résultats obtenus ont été validés en les comparant aux quantités réellement collectées sur des territoires d'échelles différentes. Un second modèle, basé sur un modèle mathématique disponible dans la littérature, a été proposé afin d'estimer les coûts de collecte et de transport des MRO en prenant en compte les informations fournies par les logiciels de gestion de flotte des camions de collecte. Dans le but de valider la méthode développée, les coûts estimés pour chacun des arrondissements de la Ville de Montréal ont été comparés avec les contrats actuels.

Le coût annuel de traitement des MRO, en fonction de la technologie de recyclage (compostage ouvert, compostage fermé, biométhanisation) et de la capacité de l'installation, a été modélisé et

validé à partir de données extraites de la littérature. Pour une infrastructure ayant une capacité de traitement inférieure à un tonnage critique de 150 000 t/an, le compostage ouvert est la technologie la moins onéreuse. Au-delà de ce tonnage, la biométhanisation, grâce aux économies d'échelles, devient la solution la moins coûteuse. Ce tonnage critique est de 40 000 t/an si les projets sont subventionnés par le PTMOBC.

À partir des modèles de transport et de traitement, 14 scénarios de traitement des MRO ont par la suite été modélisés puis comparés afin d'analyser l'influence de paramètres tels que les économies d'échelles, la distance de transport et l'influence d'un programme de subvention comme le PTMOBC, sur un même territoire. Les résultats de cette étude montrent que le PTMOBC tend à encourager le développement de la biométhanisation et une gestion centralisée des MRO au Québec.

Enfin, la méthodologie développée a été appliquée au territoire de l'Île de Montréal séparé en deux zones, Est et Ouest, en combinant les modèles de génération avec ceux de coûts de collecte, de transport et de traitement. Pour la zone Est, le modèle estime une quantité de MRO de 137 940 t/an et de 53 696 t/an pour la zone Ouest en supposant que l'ensemble des résidus générés soient collectés. Parmi les scénarios de gestion développés, le coût du scénario le moins coûteux, pour ce territoire, est estimé à 29,3 M\$/an et propose la mise en place d'une collecte mélangée des MRO et l'implantation d'un centre de compostage en système fermé pour chacune de deux zones de l'Île.

La méthodologie développée dans ce mémoire comprend néanmoins certaines limites.

En effet, le modèle prédictif de la génération de MR a été construit en faisant comme hypothèse que cette génération pouvait être estimée en prenant en compte uniquement le cadre bâti présent sur le territoire. Pour les modèles de collecte et de transport, les paramètres clés utilisés pour estimer les coûts reflètent la situation particulière de l'agglomération de Montréal. L'utilisation de ces paramètres pour d'autres territoires doit être faite avec précaution. Enfin, dans le cadre de cette étude, les revenus générés par la vente du compost et du biogaz ont été considérés comme équivalents en l'absence d'étude sérieuse sur les différents marchés disponibles pour ce type de produits issus de la valorisation des MRO.

À la suite de cette étude, plusieurs pistes de recherche peuvent être identifiées. Tout d'abord, il pourrait être intéressant d'étudier l'influence de la composition des MR sur le choix du scénario

de gestion. De plus, les modèles prédictifs développés dans cette étude sont spécifiques à l'agglomération de Montréal. Or, la gestion des matières résiduelles est un domaine d'étude où le contexte dans lequel se déroule l'analyse est très important. Ainsi, il serait pertinent de déterminer si la méthodologie développée dans ce mémoire est applicable à d'autres territoires ayant des caractéristiques différentes de celles de Montréal.

Enfin, il serait particulièrement intéressant d'associer à cette étude économique, une évaluation des impacts environnementaux et sociaux que cause la mise en place de ce type de scénario de gestion sur un territoire.

ABSTRACT

Each Quebecer produces 396 kg of residual materials (RM) per year, which is one of the biggest production rates in North American. In 2015, nearly 40% of these materials were still disposed in a landfill or incineration facility. Among these residues, the organic residual materials (ORM) produce leachate and greenhouse gases (GHG) during their decomposition which can be responsible for important environmental consequences.

However, these materials have a recovery potential. To fight against wastage of resources and climate change, the Quebec government has decided to ban the disposal of organic matter by 2020 and set up the Program for the Treatment of Organic Matter through Biomethanization and Composting (PTMOBC). Nevertheless, only 25% of organic residues are currently recovered. This low rate is partly explained by the fact that less than a third of Quebec municipalities offer collection services for these residues.

The main objective of this research is to propose a methodology enabling municipalities to compare, different management scenarios for source-separated ORM in their administrative area based on a technical and economic analysis. To achieve this objective, the study has been divided into four sub-objectives: 1) predict residual generations in a given area; 2) evaluate collection and transportation costs; 3) assess the constraints and costs involved in ORM treatment technologies; 4) determine how area scale and context influence the choice of management scenarios. To meet these objectives, the first predictive model estimates ORM quantities produced in an area using geolocalised data and the built framework. The results obtained were validated by comparing them to current collected quantities on different territorial scales. A second model, based on a mathematical model available in the literature, has been proposed to estimate collection and transportation costs using information provided by fleet management software. This approach was validated by comparing the estimated costs for each borough of Montreal with their current contracts.

The annual cost of ORM treatment, depending on the used recycling technology (open composting, closed vessel composting, anaerobic digestion) and plant capacity, was modeled and validated with empirical data extracted from the literature. If the plant capacity is less than 150,000 t/y, open composting is the most cost-efficient technology. For a larger capacity plant, the anaerobic digestion becomes the least expensive solution thanks to economies of scale. If plants

are subsidized by PTMOBC, this critical capacity is 40,000 t/y. By combining transportation and treatment models, 14 ORM treatment scenarios were modeled and compared to analyze the influence of parameters such as economies of scale, transport distance, and a subsidy program like PTMOBC, in the same area. The results of this study show that PTMOBC is supporting anaerobic digestion development and ORM centralized management in Quebec.

This general methodology was applied to the Montreal Island, which was divided into two areas, “East” and “West” by combining generation, collection, transportation and treatment models. For the Eastern area, a quantity of 137,940 t/y of ORM has been obtained. As for the western area, this quantity was equal to 53,696 t/y. The cheapest management scenario for this study, estimated at \$29,3M/y, is to implement a mixed collection of ORM and a closed vessel composting plant for each of the two areas.

Nevertheless, the study has certain limits. Indeed, the RM generation model assumed that this generation could be estimated by only considering the built environment in a given area. Regarding the collection and transportation models, the key parameters used to estimate costs are specific to Montreal. Using these parameters for other areas should be done cautiously. Finally, in this study, the revenues generated by the sale of compost and biogas were considered equivalent due to the lack of a study on available markets for ORM recovered products.

The findings of this study provide several avenues for future research. First, it might be interesting to study the influence of RM composition on the management scenarios. In addition, the predictive models developed in this study are specific to the agglomeration of Montreal. Residual materials management is a field of study in which the context of analysis is very important. Thus, it would be relevant to determine if the methodology developed in this study is applicable to other areas that have characteristics different from those of Montreal. Finally, it would be particularly interesting to associate with this economic study, an assessment of environmental and social impacts that the implementation of this type of management scenario has in a given area.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTES DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	3
2.1 Mise en contexte.....	3
2.1.1 La gestion des MR au Québec.....	4
2.2 La génération des MR au Québec	7
2.2.1 Le portrait des MR au Québec	7
2.2.2 La gestion actuelle des MRO	11
2.2.3 Les méthodes d'estimation de la génération des MRO.....	12
2.3 La collecte et le tri des MRO	19
2.3.1 Cycle de collecte	19
2.3.2 Les méthodes de collecte.....	19
2.3.3 Les méthodes d'estimation des coûts de collecte et transport.....	21
2.4 Le choix de la technologie de traitement des MRO	24
2.4.1 La biométhanisation	25

2.4.2	Le compostage.....	30
2.4.3	Les méthodes d'estimation des coûts de traitement	36
2.4.4	Le contexte québécois	38
2.5	Objectifs/Question de recherche	40
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		41
3.1	Estimation des quantités de matières résiduelles générées	41
3.1.1	Identification des données disponibles pour l'estimation du gisement de MRO	42
3.1.2	Développement d'un modèle prédictif des quantités générées en fonction du bâti et de la participation.....	46
3.1.3	Validation du modèle	48
3.2	Estimation des coûts de collecte et de transport.....	49
3.2.1	Estimation du coût de collecte	49
3.2.2	Estimation du coût de transport.....	52
3.2.3	Validation du modèle	54
3.3	Estimation des coûts de traitement des MRO au Québec	55
3.3.1	Estimation des coûts d'un traitement par biométhanisation.....	55
3.3.2	Estimation des revenus générés par la biométhanisation	55
3.3.3	Estimation des coûts d'un traitement par compostage	57
3.3.4	Estimation des revenus générés par le compostage	57
3.3.5	Estimation des coûts de traitements annuels en fonction du contexte	58
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		59
4.1	Génération de matières résiduelles en fonction du bâti.....	59
4.1.1	Matières résiduelles.....	60
4.1.2	Matières recyclables	61
4.1.3	Ordures ménagères et troisième voie	63

4.1.4	Réponse du modèle en fonction de l'échelle du territoire analysé.....	64
4.1.5	Discussion des résultats et limites du modèle	66
4.1.6	Résidus organiques.....	67
4.2	Coûts de collecte et de transport	68
4.2.1	Estimation des paramètres clés du modèle.....	68
4.2.2	Estimation des coûts de collecte et transport pour les arrondissements de Montréal	73
4.2.3	Comparaison des résultats obtenus avec les contrats de la Ville de Montréal	73
4.2.4	Discussion des résultats et limites du modèle	76
4.3	Coûts de traitement des MRO	77
4.3.1	Coûts et revenus du traitement par biométhanisation	77
4.3.2	Coûts et revenus du traitement par compostage.....	81
4.3.3	Comparaison des coûts des trois technologies au Québec	83
4.3.4	Discussion et limites du modèle.....	86
CHAPITRE 5	CAS D'ÉTUDES.....	87
5.1	Choix de la technologie de traitement des MRO au Québec	87
5.1.1	Comparaisons des scénarios de traitement.....	91
5.1.2	Discussion des résultats et limites de l'outil	95
5.2	L'Île de Montréal	97
5.2.1	L'Est de l'île.....	97
5.2.2	L'Ouest de l'île.....	100
5.2.3	Choix du scénario de traitement.....	101
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	103
BIBLIOGRAPHIE		106
ANNEXES		113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Bilan des matières résiduelles de l'Agglomération de Montréal en 2016	14
Tableau 2-2 : Détail des subventions du PTMOBC	38
Tableau 3-1 : Couplage des données du Bilan 2016 de la Ville de Montréal avec les nombres de logements pour chaque territoire sur l'Île de Montréal	45
Tableau 4-1 : Résultats de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014, 2015) en fonction du type de logement.	60
Tableau 4-2 : Taille moyenne des ménages en fonction du type de logement (QGIS).....	61
Tableau 4-3 : Données de génération de MR pour la Ville de Laval	64
Tableau 4-4 : Données du recensement 2016 pour les secteurs de collecte de Verdun	65
Tableau 4-5 : Données du rôle foncier 2016 des logements de l'arrondissement de Verdun	65
Tableau 4-6 : Fraction de matières résiduelles organiques recyclables dans les matières résiduelles en fonction du bâti	68
Tableau 4-7 : Détermination de la vitesse moyenne de transport du camion de collecte	72
Tableau 4-8 : Paramètres pour l'estimation des revenus générés grâce à la biométhanisation	80
Tableau 5-1 : Description des scénarios de traitement des MRO (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation).....	89
Tableau 5-2 : Estimations des coûts pour la collecte des MRO de l'Ouest de l'île de Montréal	100
Tableau 6-1 : Consommation carburant camions de collecte 2018 (Géotab)	127
Tableau 6-2 : Données de coût d'investissement d'usines de biométhanisation	128
Tableau 6-3 : Données de coûts O&M d'usines de biométhanisation de différentes capacités..	129
Tableau 6-4 : Données de coûts d'investissement de centre de compostage	130
Tableau 6-5 : Données de coûts O&M d'installation de compostage	131
Tableau 6-6 : Nombres d'heures d'utilisation d'un camion de collecte (FOCUS)	132
Tableau 6-7 : Données utilisées pour le calcul du temps de collecte	134

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Hiérarchie des modes de gestion de la matière organique au Québec (inspiré de Mariane Maltais-Guilbault, RECYC-QUÉBEC)	5
Figure 2-2 : Cycle de gestion des MR.....	6
Figure 2-3 : Composition moyenne des MR du secteur résidentiel au Québec d’après RECYC-QUÉBEC (2015)	8
Figure 2-4 : Génération de matière résiduelle moyenne par personne par voie de collecte d’après RECYC-QUÉBEC (2015).....	8
Figure 2-5 : Composition moyenne des ordures ménagères collectées au Québec, d’après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC	9
Figure 2-6 : Composition moyenne des matières retrouvées dans la collecte sélective des matières recyclables, d’après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC	10
Figure 2-7 : Composition des matières retrouvées dans la collecte des matières organiques (RV/RA), d’après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC.....	11
Figure 2-8 : Gestion des MRO produites par le secteur résidentiel, incluant les boues, au Québec en 2015 d’après RECYC-QUÉBEC (2015).....	11
Figure 2-9 : Marchés pour les composts produits au Québec en 2015	12
Figure 2-10 : Composition des matières organiques en fonction du bâti (kg/log/an) d’après RECYC-QUÉBEC (2014).....	15
Figure 2-11 : Taux de récupération des matières acceptées dans la collecte sélective des matières recyclables en 2014	15
Figure 2-12 : Secteurs de collecte des arrondissements et villes liées de l’Agglomération de Montréal (obtenu à partir du logiciel QGIS).....	18
Figure 3-1 : Génération d’ordures ménagères en 2016 dans les différents secteurs de collecte de l’arrondissement de Verdun	42
Figure 3-2 : Carte du réseau routier de l’Île de Montréal (QGIS).....	51
Figure 4-1 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les matières résiduelles.....	60

Figure 4-2 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les matières recyclables	62
Figure 4-3 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les ordures ménagères	63
Figure 4-4 : Exemple de parcours de collecte de l'arrondissement de LaSalle (GÉOTAB)	70
Figure 4-5 : Vérification de la quantité de la régression pour le temps de collecte	71
Figure 4-6 : Coûts de collecte et transport estimés pour les arrondissements de l'Île de Montréal	73
Figure 4-7 : Comparaison des coûts entre le modèle et la Ville de Montréal pour les ordures ménagères.....	74
Figure 4-8 : Coût de collecte et de transport prédit vs coût facturé en fonction des entrepreneurs pour chaque territoire (les courbes de tendance sont indiquées pour les entrepreneurs qui ont plus de 3 contrats)	75
Figure 4-9 : Coût d'investissement d'usines de biométhanisation en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)	77
Figure 4-10 : Coût opérations et maintenance d'usines de biométhanisation en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)	78
Figure 4-11 : Coût d'investissement de centre de compostage en système ouvert en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)	81
Figure 4-12 : Coût opérations et maintenance de centre de compostage en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F).....	82
Figure 4-13 : Comparaison des coûts annuels des trois technologies de traitement (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation), sans aide financière du PTMOBC – immobilisation et exploitation sur 20 ans	84
Figure 4-14 : Comparaison des coûts annuels des trois technologies de traitement (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation), avec aide du PTMOBC – immobilisation et exploitation sur 20 ans	85
Figure 5-1 : Influence de la distance sur le choix de la technologie	90

Figure 5-2 : Représentation graphique des scénarios les plus rentables en fonction de la distance entre les deux zones.....	91
Figure 5-3 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « multilogements/unifamiliales ».....	92
Figure 5-4 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « multilogements/multilogements ».....	93
Figure 5-5 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « unifamiliales/multilogements ».....	94
Figure 5-6 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « unifamiliales/unifamiliales ».....	95
Figure 5-7 : Répartition des logements en 2016 selon leur type — Zone Est.....	97
Figure 5-8 : Répartition des logements en 2016 selon leur type — Zone Ouest	100
Figure 5-9 : Scénarios les plus rentables selon la méthodologie développée dans cette étude...	101
Figure 6-1 : Exemple d'allure d'une droite de Henry	126
Figure 6-2 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Génération globale de matières résiduelles	135
Figure 6-3 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Ordures ménagères et troisième voie...	135
Figure 6-4 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Matières recyclables	135
Figure 6-5 : Droite de Henry : Matières recyclables.....	136
Figure 6-6 : Droite de Henry : Génération globale	136
Figure 6-7 : Droite de Henry : Ordures ménagères & 3e voie	136
Figure 6-8 : Scénarios de gestion fictifs pris en compte pour l'étude de cas	138

LISTES DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES

a	Autre logement
C	Capacité du camion (t)
c	Voie de collecte (-)
C_a	Coût annuel de l'installation de traitement (\$ an ⁻¹)
C_C	Coût annuel de la collecte (\$ an ⁻¹)
C_h	Coût horaire du camion (\$ h ⁻¹)
C_{inv}	Coût d'investissements (\$)
C_{inv_a}	Coût d'investissement annuel (\$ an ⁻¹)
C_M	Coût de la maintenance (\$ h ⁻¹)
C_{mo}	Coût de la main-d'œuvre (\$ h ⁻¹)
$C_{O\&M}$	Coûts d'opération et maintenance (\$)
$C_{O\&M_a}$	Coût d'opérations et maintenance annuel (\$ an ⁻¹)
C_t	Coût annuel du transport (\$ an ⁻¹)
d	Duplex
D_i	Nombre de kilomètres parcourus par an (km an ⁻¹)
f	Facteur d'échelle (-)
f_a	Facteur d'annuité (-)
F_o	Taux de subvention appliqué aux opérations et à la maintenance (%)
FC	Consommation de carburant (L km ⁻¹)
FC_C	Consommation de carburant (L km ⁻¹)
FC_t	Consommation de carburant durant le transport (L km ⁻¹)
F_u	Taux de subvention appliqué aux investissements (%)
H	Pouvoir calorifique inférieur du biogaz (kWh m ⁻³)
i	Type de logement à partir du recensement (-)
j	Fraction de matière résiduelle par voie de collecte (-)
l^i	Nombre de logements de type i (-)
l_c^i	Nombre de logements de type i par la collecte c (-)
l_D	Pourcentage de biogaz perdu lors du procédé (%)
l_H	Pourcentage de biogaz utilisé pour chauffer le digesteur (%)
l_p	Pourcentage d'électricité consommée par l'installation (%)

l_u	Pourcentage de biogaz perdu lors de la purification (%)
m	Marge de profit brute de l'entrepreneur (%)
M_c	Masse annuelle totale de matière résiduelle collectée par la voie c (t an ⁻¹)
M_c^i	Masse annuelle totale dans la collecte c par les logements de type i (t an ⁻¹)
m_c^i	Masse annuelle dans la collecte c par type de logement i (t an ⁻¹)
$m_{c,j}^i$	Masse annuelle de matière j dans la collecte c par type de logement i (t an ⁻¹)
M_{OM}	Masse annuelle d'ordures ménagères générées (t an ⁻¹)
M_{RA}	Masse annuelle de résidus alimentaires générés (t an ⁻¹)
M_{RV}	Masse annuelle de résidus verts générés (t an ⁻¹)
M_{REC}	Masse annuelle de matières recyclables générées (t an ⁻¹)
M_t	Masse annuelle totale de matières résiduelles générées (t an ⁻¹)
M_t^i	Masse annuelle totale de matière résiduelle par logement de type i (t an ⁻¹)
m_t^i	Masse annuelle totale générée par logement de type i (t an ⁻¹)
$m_{t,j}^i$	Masse annuelle de matière j générée par type de logement i (t an ⁻¹)
n	Nombre de collectes par an (an ⁻¹)
n_c	Nombre de kilomètres parcourus durant la collecte (km an ⁻¹)
n_f	Nombre de kilomètres avant le remplissage du camion (km)
n_h	Nombre annuel d'heures d'utilisation du camion (h an ⁻¹)
n_i	Distance entre le centroïde de la zone collectée et le lieu de traitement (km)
n_t	Nombre de kilomètres parcourus durant le transport (km an ⁻¹)
n_{tr}	Nombre de trajets annuels « zone collectée – lieu de traitement » (an ⁻¹)
n_z	Nombre de kilomètres de voirie de la zone desservie (km)
p	Productivité du camion de collecte (t km ⁻¹)
p_c	Prix du camion de collecte (\$)
P_c	Prix de vente d'une tonne de compost (\$ t ⁻¹)
P_{GN}	Prix du m ³ de gaz naturel (\$ m ⁻³)
P_{kWh}	Prix du kilowattheure (\$ kWh ⁻¹)
Q_c	Quantité de compost produit (t an ⁻¹)
Q_{MRO}	Quantité annuelle de MRO traitées par l'installation de traitement (t an ⁻¹)
r	Taux d'intérêt (%)
R_c	Revenu venant de la vente de compost (\$ t _{MRO} ⁻¹)

R_{GN}	Revenu venant de la vente de compost ($\$ \text{ t}_{\text{MRO}}^{-1}$)
r_V	Pourcentage de méthane dans le biogaz (%)
t	Génération totale de matières résiduelles
t_c	Durée de la collecte (h)
u	Unifamiliale (-)
V_B	Volume réel de biogaz produit ($\text{m}^3 \text{ t}_{\text{MRO}}^{-1}$)
v_c	Vitesse de collecte du camion (km h^{-1})
v_t	Vitesse de transport du camion (km h^{-1})
$x_{t,j}^i$	Fraction de matière j dans la génération totale par type de logement i (%)
y_B	Quantité de biogaz produite par tonne de MRO ($\text{m}^3 \text{ t}_{\text{MRO}}^{-1}$)

Lettres grecques

α_c^i	Masse estimée générée pour la voie de collecte c par type de logement i (t log^{-1})
α_t^i	Masse totale estimée générée par type de logement i (t log^{-1})
β_i	Temps de collecte par logement de type de logement i (h)
γ_c	Durée de vie du camion (an)
γ_u	Durée d'amortissement de l'installation (an)
η_{diesel}	Prix du carburant ($\$ \text{ L}^{-1}$)
π_c^i	Taux de pureté de la collecte c par type de logement i (%)
σ_c^i	Taux d'implantation de la collecte c pour les logements de type i (%)
ρ	Efficacité du moteur (%)
$\tau_{c,j}^i$	Taux de récupération de matière j dans la collecte c par type de logement i (%)

Abréviations

3RV-E	Réduction, réemploi, recyclage, valorisation, élimination
4R-VD	Réduction, Récupération, Réutilisation, Recyclage, Valorisation et Disposition
ACDC	Aide au compostage domestique et communautaire
ACV	Analyse de cycle de vie

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AGLC	Acides gras à longues chaînes
AGV	Acides gras volatils
Bio	Biométhanisation
C/N	Rapport massique carbone sur azote
CCC	Conseil canadien du compostage
CCE	Conseil des communautés européennes
CEA	Commissariat à l'énergie atomique
CESM	Complexe environnemental de Saint-Michel
CF	Compostage en système fermé
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CO	Compostage en système ouvert
COT	Carbone organique total
CRD	Construction, rénovation et démolition
CRVMR	Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles
CS	Collecte sélective des matières recyclables
CTMO	Centre de traitement des matières organiques
DCO	Demande chimique en oxygène
EC	Environnement Canada
ÉEQ	Éco Entreprises Québec
G\$	Milliards de dollars
GES	Gaz à effet de serre
GMR	Gestion des matières résiduelles
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement

MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MO	Matières organiques
MR	Matières résiduelles
MRC	Municipalité régionale de comté
MRO	Matières résiduelles organiques
OM	Ordures ménagères
PDGMR	Plan directeur de gestion des matières résiduelles
pH	Potentiel hydrogène
PNUE	Programmes des Nations Unies pour l'Environnement
PQGMR	Politique québécoise de gestion des matières résiduelles
PRS	Programme de récupération en supermarché
PTMOBC	Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage
QGIS	Quantum Geographic Information System
RA	Résidus alimentaires
RA-A	Résidus alimentaires collectés dans la zone A
RA-B	Résidus alimentaires collectés dans la zone B
RDD	Résidus domestiques dangereux
REC	Matières recyclables
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles
RV	Résidus verts
RV-A	Résidus verts collectés dans la zone A
RV-B	Résidus verts collectés dans la zone B
SIG	Système d'information géographique

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Modes de gestion des MRO	113
Annexe B – Technologies de biométhanisation disponibles sur le marché	116
Annexe C – Marchés du compost	120
Annexe D – Prédiction de la génération en fonction de facteurs sociaux-démographiques	122
Annexe E – Consommation des camions de collecte (Géotab)	127
Annexe F – Coût d’installations de traitement de la matière organique	128
Annexe G – Heures annuelles d’utilisation pour un camion de collecte (FOCUS).....	132
Annexe H – Calcul de la vitesse de collecte	134
Annexe I – Analyse des résidus issus des régressions linéaires.....	135
Annexe J – Tracé des Droites de Henry pour les voies de collecte analysées	136
Annexe K – Représentation graphique des scénarios utilisés pour l’étude de cas.....	137
Annexe L – Comparaison des coûts de différents scénarios de gestion des MRO pour l’Île de Montréal	139

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, notre façon de consommer a évolué. La peur de manquer fait place à la surconsommation et au gaspillage. L'accroissement de la population et de l'urbanisation font exploser la production de déchets. En 2002, sur les 2,9 milliards de personnes habitant en zone urbaine, le taux de génération moyen était de 0,64 kg/pers/jour de MR (Banque mondiale, 2012). Dix ans plus tard, ce taux a tout simple doublé et la population a atteint les 3 milliards. Si cette tendance continue, la Banque Mondiale estime qu'en 2025, ce seront 4,3 milliards de personnes qui généreront, chaque jour, 1,42 kg de MR.

Le Québec est loin d'être épargné par ce phénomène. En trente ans, la production de MR au Québec a presque doublé passant de 13 tonnes à 25 tonnes de MR par minute (MDDELCC, 2018).

D'un point de vue économique, le déchet est avant tout une perte. Le temps et les ressources alloués à la création d'un produit sont perdus lorsqu'il est jeté. De plus, il engendre des frais supplémentaires de gestion nécessitant la mise en place de collecte, de tri et d'installations de traitement. On estime que les coûts associés à cette gestion vont passer de 205,4 G\$ à 375,5 G\$ en 2025 (Banque mondiale, 2012).

Cependant, le déchet est aussi une ressource. Pendant plusieurs siècles, l'enfouissement et l'incinération faisaient office de solutions idéales en permettant la disparition de ces matières. Depuis les années 1970, les avancées sur leur potentiel de valorisation et les risques environnementaux de cette production excessive entraînent une réelle prise de conscience.

Pour aller dans ce sens, le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) a mis en place des actions et des politiques afin de considérer l'obsolescence des 82 lieux d'élimination du Québec. Cependant, les résultats tardent à arriver ; en 2015 encore près de 40 % des 13 millions de tonnes produites annuellement finissent dans un centre d'enfouissement ou d'incinération (RECYC-QUÉBEC, 2017).

Le cas des résidus organiques est l'un des plus préoccupants. Ces résidus représentent un peu moins de la moitié (47 %) des MR contenues dans la poubelle des Québécois (RECYC-QUÉBEC, 2017a). Ils peuvent être responsables, lors de leur élimination, de conséquences environnementales importantes par la production de lixiviat, pouvant entraîner une contamination de l'eau et des sols, ou de gaz à effet de serre (GES).

Dès 1998 et la 2^e Politique québécoise de gestion des MR (PQGMR), l'objectif de la mise en valeur de 60 % de cette matière organique est fixé aux municipalités. Pourtant, en 2015, il est encore très loin d'être atteint avec seulement 25 % des résidus organiques récupérés. Cela s'explique, en partie, par le fait que moins d'un tiers (32 %) des municipalités québécoises offrent une collecte de ces résidus (RECYC-QUÉBEC, 2015). La principale raison vient du coût de gestion supplémentaire que causent ces matières.

Depuis plusieurs années, le gouvernement met en place des mesures pour dynamiser ce secteur. Tout d'abord, il a fixé une contrainte majeure avec le bannissement des matières organiques d'ici 2020. Puis, il a créé en 2009 le Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (PTMOBC) ayant pour but d'offrir un soutien financier pour l'installation d'infrastructures permettant de traiter la matière organique. Enfin, des incitatifs ont été ajoutés au Programme sur la redistribution aux municipalités des redevances pour l'élimination des MR pour encourager la mise en place de collecte de matière organique (MDDELCC, 2017d).

Si les municipalités veulent respecter l'échéance de 2020, il est nécessaire d'agir rapidement. Cependant, établir un scénario de gestion de matière résiduelle est loin d'être trivial.

Afin d'aider les municipalités à estimer les coûts de leur gestion, tout en remplissant les objectifs fixés par le gouvernement, l'objectif de ce mémoire est d'établir une méthodologie permettant de comparer de façon technico-économique différents scénarios de gestion des matières résiduelles organiques (MRO) triées à la source.

Le chapitre suivant présente une revue de littérature critique visant à faire l'état de l'art des différentes problématiques liées à l'estimation des coûts de la gestion des MRO.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

La mise en place d'une méthodologie permettant la comparaison de scénario de gestion des MRO nécessite de connaître l'état de l'art de chacune des parties dudit scénario. Dans un premier temps, une mise en contexte soulève la problématique des MRO et introduit la notion de scénario de gestion. Par la suite, les différentes parties qui composent ce scénario sont explicitées et les défis qu'implique leur modélisation sont détaillés. Pour chaque partie, les travaux qui ont déjà été réalisés pour permettre leur estimation sont présentés ainsi que les méthodes utilisées pour les comparer sur une base économique.

2.1 Mise en contexte

L'un des grands enjeux environnementaux avec la gestion des MR est le cycle du carbone, défini comme étant le déplacement du carbone, sous diverses formes, entre la surface de la Terre, son intérieur et l'atmosphère (CEA, 2014). Les matières organiques jouent un rôle essentiel dans ce cycle car elles permettent de retourner le carbone au sol. Cependant, lorsqu'elles sont envoyées dans des sites d'enfouissement, elles sont très souvent responsables de nuisances dues à leur décomposition. En effet, enfouies, les matières organiques, en absence d'oxygène, se décomposent et produisent entre autres du méthane. Cette production de méthane, si elle n'est pas captée, contribue au réchauffement climatique et peut être à l'origine d'incendie ou d'explosion (Global Methane Initiative, 2011). De plus, l'enfouissement de matières organiques engendre la production de lixiviat. Ce liquide peut contenir trois classes de substances pouvant présenter un risque pour la santé : les composés organiques, les composés inorganiques et les organismes pathogènes. En cas de non-étanchéité du site, ces composés peuvent contaminer les eaux souterraines ou de surface (Quintus, 2007).

De plus en plus de lieux d'enfouissement installent des systèmes de captage, plus ou moins efficaces, mais cette démarche est pour le moment loin d'être majoritaire au Canada (Environnement Canada, 2013). Au Québec, le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR) impose des systèmes de captage de biogaz et de lixiviat. Dans le but de gérer la matière organique de façon plus efficace et respectueuse de l'environnement, tout en atteignant les objectifs du plan d'action sur les changements climatiques, le gouvernement a décidé de bannir de l'élimination les matières organiques en 2020.

Cette décision entraîne une redistribution des cartes concernant la gestion de ces matières. Toutes les municipalités doivent désormais mettre en place des scénarios de gestion permettant de collecter et séparer les MRO, puis déterminer par quel moyen elles seront valorisées. Pour aider à la prise de décisions, les actions à entreprendre pour la gestion des MR sont couramment hiérarchisées.

2.1.1 La gestion des MR au Québec

Il existe différentes façons de gérer les MR. En fonction des décisions prises par les gestionnaires, publics ou privés, ces matières peuvent être réduites à la source, réemployées, recyclées, valorisées ou éliminées. Cependant, le choix de la méthode de gestion a des conséquences sur l'environnement et tout particulièrement sur l'épuisement des ressources et la production de gaz à effet de serre (GES).

Pour aider et orienter la prise de décisions des gestionnaires, une hiérarchie des modes de gestion est mise en place afin de privilégier ceux générant le moins d'impacts. Prenant la forme de l'acronyme « 3RV-E », cette hiérarchie tend à privilégier la réduction à la source puis le réemploi, le recyclage, la valorisation et en dernier lieu l'élimination des MR.

L'une des origines de cette hiérarchie est une directive de 1975 du Conseil des Communautés européennes qui, sans les classer directement, priorisait certains modes de gestions par rapport à d'autres :

« Les États membres prennent les mesures appropriées pour promouvoir la prévention, le recyclage et la transformation des déchets, l'obtention à partir de ceux-ci de matières premières et éventuellement d'énergie, ainsi que toute autre méthode permettant la réutilisation des déchets. » (CCE, 1975)

Au Québec, il faut remonter à 1989 pour voir apparaître la hiérarchie des 3RV-E énoncée dans la Politique de gestion intégrée des déchets solides où il est écrit 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. » (MDDELCC, 1989)

L'une des limites de cette politique résidait dans le fait que les termes employés dans la hiérarchie n'étaient pas clairement définis.

La seconde Politique, datant de 1998, est venue s'appuyer sur celle de 1989 en reprenant la même hiérarchie, mais en ajoutant la possibilité de ne pas la suivre dans certains cas particuliers. Ainsi dans le Plan d'action québécois sur la gestion des MR 1998-2008, on peut lire :

« À moins qu'une analyse environnementale ne démontre le contraire, la réduction à la source, le réemploi, le recyclage, la valorisation et l'élimination doivent être privilégiés dans cet ordre lors des choix de gestion des MR. » (MDDELCC, 1998)

Ce plan est largement repris par les Politiques québécoises suivantes tout en tenant compte des nouveaux amendements de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). La dernière en date, la Politique québécoise de gestion des MR 2011-2015, reprend cette même hiérarchie en apportant des précisions :

« À moins qu'une analyse basée sur une approche du cycle de vie des biens et des services ne démontre qu'une dérogation est justifiée, la réduction à la source, le réemploi, le recyclage, y compris par traitement biologique ou épandage sur le sol, les autres formes de valorisation de la matière, la valorisation énergétique et l'élimination doivent être privilégiés dans cet ordre dans le domaine de la gestion des MR. » (MDDELCC, 2011)

Suivant cette hiérarchie, les différents modes de gestion des matières organiques sont présentés (Figure 2-1) puis détaillés à l'Annexe A.

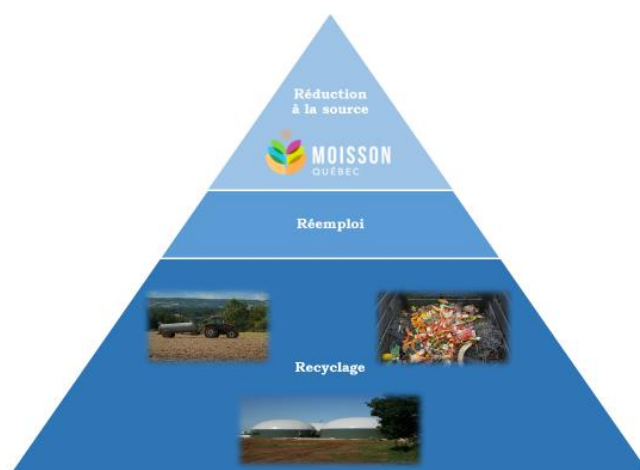


Figure 2-1 : Hiérarchie des modes de gestion de la matière organique au Québec (inspiré de Mariane Maltais-Guilbault, RECYC-QUÉBEC)

Si ce fait de hiérarchiser les méthodes pose un cadre de gestion, une philosophie alternative propose une approche systémique. Abrégée 4R-VD (Réduction, Récupération, Réutilisation, Recyclage, Valorisation et Disposition) cette vision basée sur le PNUE (Programmes des Nations Unies pour l'Environnement), est utilisée pour « concevoir et implémenter de nouveaux systèmes de gestion de déchets et pour analyser et optimiser les systèmes existants » (Seadon, 2010). Son avantage est de ne pas imposer une hiérarchie, mais de permettre aux décisionnaires de choisir les scénarios en fonction des conditions locales. En restant à l'échelle d'un système, c'est l'ensemble du scénario de gestion (collecte, transport, tri, traitement, enfouissement, résidus ultimes) qui peut être analysé (Bing, Bloemhof, Ramos, Barbosa-Povoa, Wong & van der Vorst, 2016).

La matière organique issue des MR est à la fois une perte et une ressource. Pour pouvoir analyser les impacts de sa gestion, il est nécessaire de prendre en compte ce qu'elle remplace et le contexte dans lequel elle est produite (Tanguy, 2016). Un scénario de gestion des MR est un cycle combinant plusieurs étapes indépendantes.

Ce cycle est schématisé (Figure 2-2) sous la forme d'un système composé de quatre étapes principales où la matière résiduelle joue le rôle de lien. Dans un premier temps, elle est générée puis collectée et transportée vers un centre de tri. De ce centre, les différents flux de matières sont séparés et acheminés vers des usines de traitement afin d'être valorisés. Cette valorisation peut permettre la création de produits pouvant prendre plusieurs formes allant du réemploi à la création de chaleur. Ces produits sont réutilisés ou utilisés pour d'autres applications qui génèrent à leur tour des matières organiques résiduelles.



Figure 2-2 : Cycle de gestion des MR

Une des particularités de ce type de scénario vient du fait que les extrants de chaque étape sont les intrants de la suivante. Ainsi, chaque décision prise impacte l'ensemble du cycle. La modélisation d'un scénario de gestion passe alors par une bonne compréhension des paramètres influents de chacune des étapes.

2.2 La génération des MR au Québec

Tout part de la génération. Or, que ce soit par sa composition ou sa quantité, la génération de MR est un phénomène qui varie énormément en fonction du contexte. En moyenne, un Brésilien génère plus de MRO qu'un Canadien. En revanche, ce dernier va générer, au total, deux fois plus de MR qu'une personne vivant au Brésil. Mais ces différences ne sont pas uniquement à l'échelle d'un pays. Au Canada, une personne vivant en Nouvelle-Écosse génère moitié moins de résidus qu'un Québécois (Banque Mondiale, 2012). La génération de MR dépend de beaucoup de facteurs contextuels. C'est pour cette raison qu'avant de définir un scénario, les caractéristiques du flux que l'on veut gérer doivent être étudiées.

Dans une première partie, la génération des MR au Québec selon les différentes voies de collecte est présentée puis les résultats de la gestion actuelle des résidus organiques sont détaillés. Enfin, les méthodes permettant d'estimer la génération sont abordées.

2.2.1 Le portrait des MR au Québec

Afin de déterminer les caractéristiques de la génération de MR, le moyen le plus couramment utilisé est d'avoir recours à une étude de caractérisation. Cette démarche scientifique a pour but de collecter un ensemble de données précises sur les caractéristiques de la matière résiduelle.

La plus récente étude date de 2015 et est réalisée par RECYC-QUÉBEC et ÉEQ. Basée sur près de 4 270 logements répartis sur 42 municipalités, l'étude a permis d'échantillonner 68 tonnes de matières destinées aux trois voies de collecte en bordure de rue. Ces matières ont ensuite été triées en 77 catégories (RECYC-QUÉBEC, ÉEQ, 2015).

Les résultats de cette étude montrent que chaque citoyen québécois a déposé, en moyenne, 396 kg de MR en bordure de rue ce qui représente une augmentation de 11 % par rapport à la caractérisation de 2010. Elles sont principalement composées de matières organiques (44 %), de papiers et cartons (20 %) et d'encombrants et CRD (14 %) (Figure 2-3).

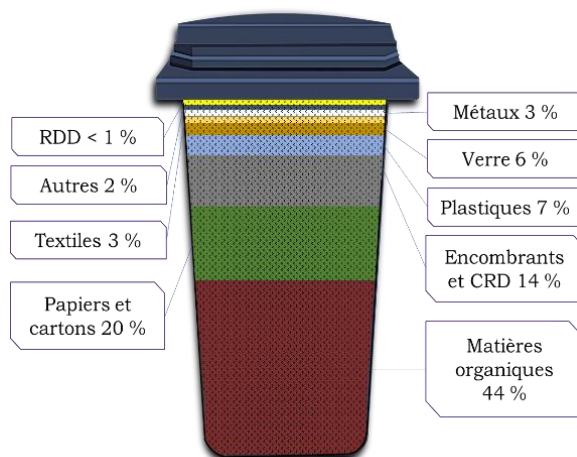


Figure 2-3 : Composition moyenne des MR du secteur résidentiel au Québec d'après RECYC-QUÉBEC (2015)

72 % de ces matières sont collectées par la collecte des ordures ménagères contre 22 % dans la collecte sélective des matières recyclables et 6 % dans la collecte des matières organiques (Figure 2-4).

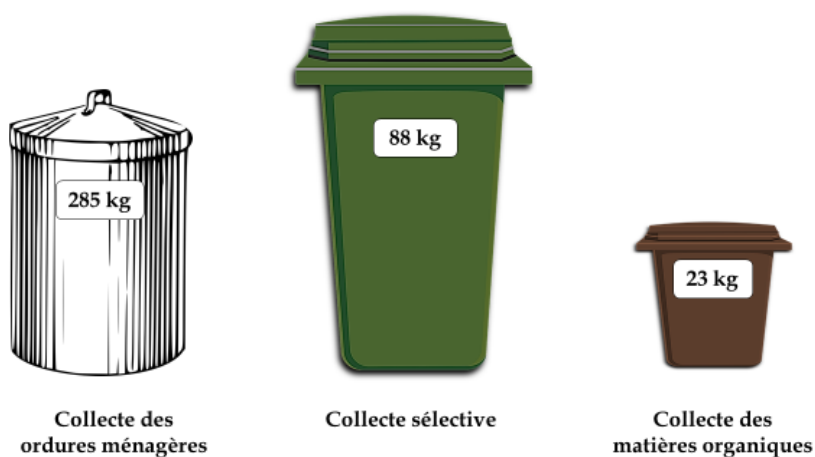


Figure 2-4 : Génération de matière résiduelle moyenne par personne par voie de collecte d'après RECYC-QUÉBEC (2015)

Collecte des ordures ménagères

D'après RECYC-QUÉBEC, même si la quantité de MR dans la collecte des ordures ménagères a augmenté de 15 % passant de 248 à 285 kg/pers./an, sa composition (Figure 2-5) reste la même que celle de la caractérisation de 2010 (RECYC-QUÉBEC, 2013).

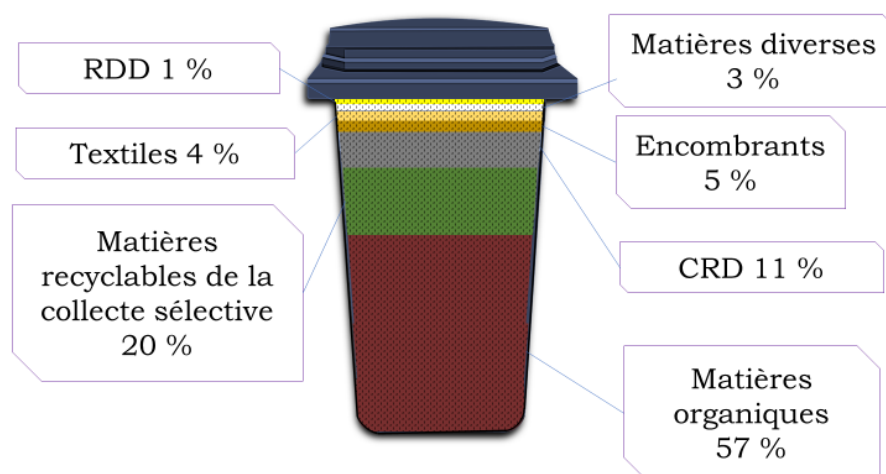


Figure 2-5 : Composition moyenne des ordures ménagères collectées au Québec, d'après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC

Collecte sélective des matières recyclables

Les résultats de la caractérisation montrent qu'une personne génère 88 kg de MR qui se retrouvent dans la collecte sélective des matières recyclables. Ces matières générées sont principalement du papier et du carton (61 %), du verre (16 %) et de la matière organique (11 %) (Figure 2-6).

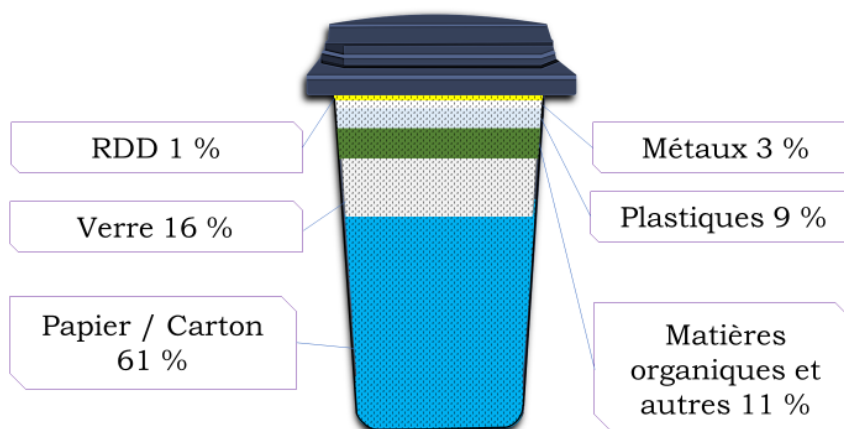


Figure 2-6 : Composition moyenne des matières retrouvées dans la collecte sélective des matières recyclables, d'après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC

Collecte des matières organiques

Pour détourner la matière organique de l'enfouissement, 360 des 1112 municipalités québécoises proposent, en 2018, une collecte des matières organiques afin de permettre le recyclage de ces matières. Elle peut être de deux types : collecte des résidus verts (RV) ou collecte combinée de résidus alimentaires et verts (RA/RV).

Cette voie de collecte étant récente, une minorité des ménages sondés durant l'étude de RECYC-QUÉBEC, principalement des unifamiliales, se retrouve desservie (45 %). En tenant compte de ces limites, l'étude montre qu'une personne desservie génère 36 kg/an pour une collecte des RV et 128 kg/an pour une collecte combinée. Pour cette dernière, la composition des matières collectées est présentée à la Figure 2-7.

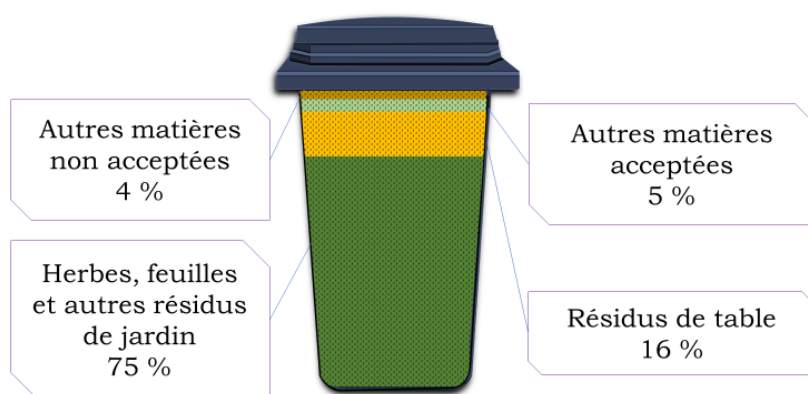


Figure 2-7 : Composition des matières retrouvées dans la collecte des matières organiques (RV/RA), d'après la caractérisation 2012-2013 de ÉEQ et RECYC-QUÉBEC

2.2.2 La gestion actuelle des MRO

En 2015, sur les 2 348 000 tonnes de matières organiques générées au Québec, plus de 1,6 million de tonnes de matières organiques (71 %) ont été éliminées par le secteur résidentiel pour seulement 687 000 tonnes (29 %) recyclées (Figure 2-8).

Même si la situation est en constante évolution, l'objectif des 60 % de matières putrescibles recyclées fixé par le Plan d'action 2011-2015 de la Politique québécoise de gestion des MR est encore lointain.

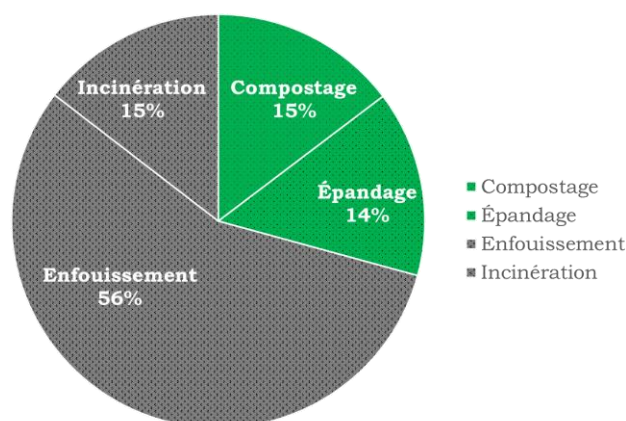


Figure 2-8 : Gestion des MRO produites par le secteur résidentiel, incluant les boues, au Québec en 2015 d'après RECYC-QUÉBEC (2015)

À partir de ces résidus organiques, 245 000 tonnes de compost ont été produites afin d'être distribuées ou vendues en vrac (94 %) ou en sac (6 %).

Seulement 4 % de ce compost est utilisés hors Québec. La Figure 2-9 présente les différents marchés où le compost est vendu ou donné au Québec en 2015.

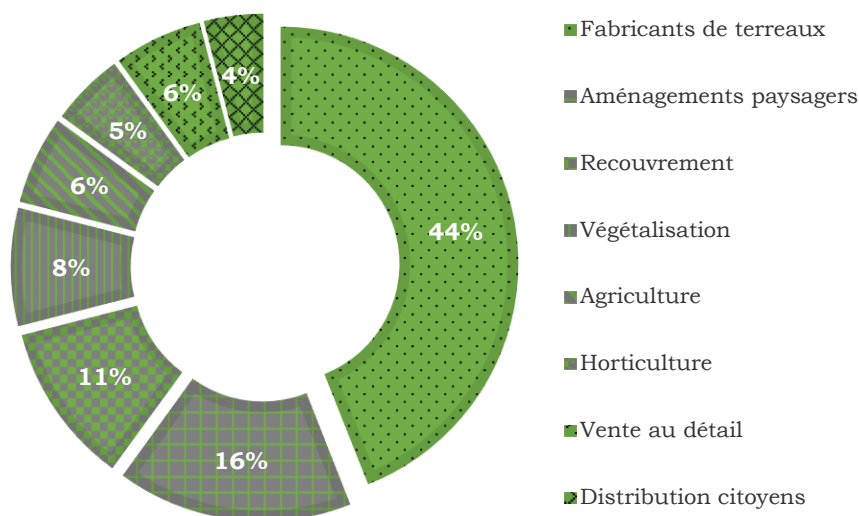


Figure 2-9 : Marchés pour les composts produits au Québec en 2015

Ces chiffres montrent qu'une partie des MRO est recyclée, mais souligne surtout que la majorité de ces matières sont éliminées dans l'un des 77 lieux d'élimination en fonctionnalité, en 2015, au Québec.

Avec le bannissement de ces matières de l'élimination prévu pour 2020 et les possibilités créées par le PTMOBC, les municipalités peuvent et doivent améliorer leur gestion des résidus organiques. Pour cela, la première étape est de connaître le flux disponible en estimant la génération sur son territoire.

2.2.3 Les méthodes d'estimation de la génération des MRO

L'estimation de la génération de matières organiques nécessite d'avoir accès à des données fiables afin de garantir la qualité d'ajustement de la prédiction. Au regard de la caractérisation présentée dans la partie précédente, il est nécessaire, pour connaître le flux global de matières organiques produites, de prendre en compte les trois voies de collecte.

Les municipalités québécoises comptabilisent, chaque année, les quantités de MR collectées sur leur territoire. Grâce à ses résultats, il est possible de connaître sur un territoire spécifique, la production annuelle de matières en fonction des voies de collecte présentes (Tableau 2-1).

D'une manière générale, ces données peuvent être utilisées à plusieurs échelles, que ce soit par une municipalité pour comparer des arrondissements entre eux ou des MRC pour comparer les territoires entre eux. Cette comparaison se base en partie sur le taux de production (kg/an/pers) de MR. Cependant, ce type d'analyse repose sur l'hypothèse que chaque personne génère la même quantité et que la génération est homogène sur l'ensemble du territoire collecté sans tenir compte des spécificités géographiques et socio-économiques.

Or, d'après plusieurs caractérisations faites par RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014), la génération et la composition des MR québécoises diffèrent en fonction de plusieurs attributs sociodémographiques et socio-économiques. Ces attributs peuvent devenir des contraintes lors de la mise en place d'un programme de gestion des MR.

Tableau 2-1 : Bilan des matières résiduelles de l'Agglomération de Montréal en 2016

Arrondissement	Déchets résidentiels	Récupération			
	porte-à-porte (tonnes)	Collecte sélective (tonnes)	Matières organiques		
			vert (tonnes)	alimentaires (tonnes)	mélangés (tonnes)
Ahuntsic/Cartierville	34 109	8820	2989	619	
Anjou	11 577	2666	412	121	
Baie-d'Urfé	1189	401	214		293
Beaconsfield	3584	2268	596		3423
CDN/NDG	41 024	11 761	3132	183	
Côte-St-Luc	7962	2177	623		1066
Dollard-des-Ormeaux	13 365	3717	1059		2668
Dorval	4398	1912			1513
Hampstead	1654	639	201		147
Île Bizard/Ste-Geneviève	5561	2186	314		935
Kirkland	4230	3403	514		2302
Lachine	12 835	6356	315	8	1036
LaSalle	18 963	1766	842	251	
Mercier/Hoch.-Mais.	36 285	10 844	969	1558	
Montréal-Est	1527	300	88		
Montréal-Nord	22 475	6000	1303	270	
Montréal-Ouest	1297	454	81		360
Mont-Royal	5107	2126	1924		1166
Outremont	5492	2182	1032	215	
Pierrefonds/Roxboro	19 219	5499	20		2236
Plateau Mont-Royal	28 959	8967	610	177	
Pointe-Claire	5725	3630	591		3838
RDP/PAT	26 453	8773	3824	1837	
Rosemont/Petite-Patrie	31 835	12 675	1635	3621	
Ste-Anne-de-Bellevue	1302	558			392
St-Laurent	20 998	6494	292		3770
St-Léonard	21 463	6626	907	438	
Senneville	217	8022	96		136
Sud-Ouest	19 944	8633	690	1188	
Verdun	16 122	1947	497	878	
Ville-Marie	21 898	8820	145	43	
Vill./St-M./Parc-Ext.	38 806	2666	1423	1402	
Westmount	4749	401	1721	581	

Si on prend l'exemple des matières organiques, la taille des ménages et le type de logement font varier le poids et la composition des matières générées (Figure 2-10). La principale différence vient des résidus verts, fortement présents chez les unifamiliales et presque absents pour les autres catégories de logements.

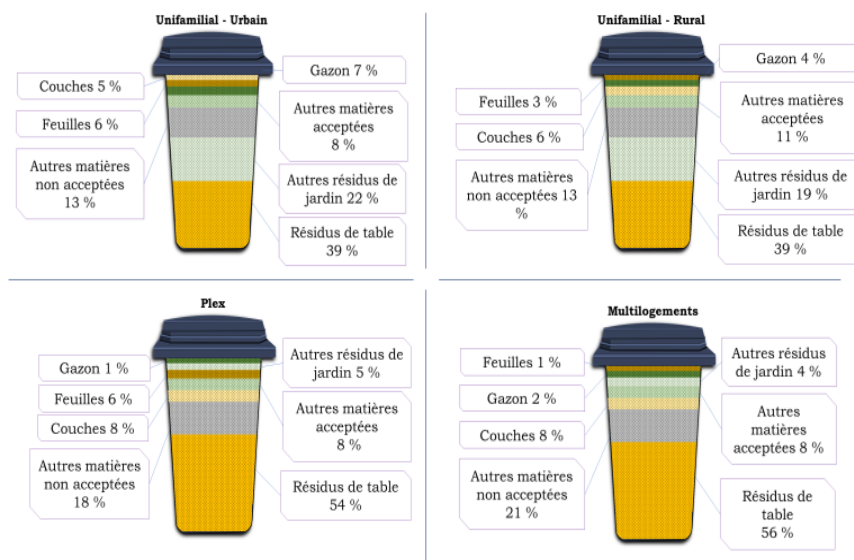


Figure 2-10 : Composition des matières organiques en fonction du bâti (kg/log/an) d'après RECYC-QUÉBEC (2014)

Une observation similaire peut être faite avec la performance de la collecte sélective des matières recyclables. En effet, le taux de récupération des matières acceptées dans la collecte sélective des matières recyclables varie de 48 % à 66 % en fonction du logement des sondés (Figure 2-11).

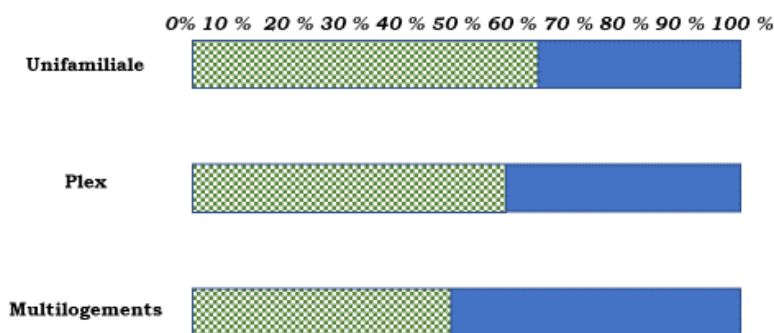


Figure 2-11 : Taux de récupération des matières acceptées dans la collecte sélective des matières recyclables en 2014

Dans l'optique d'estimer les coûts qu'entraînent les programmes de gestion des matières organiques, ce type de lien, s'il est vérifié, pourrait se révéler pertinent pour les trajets des camions de collecte, l'identification de populations cibles ou encore la mise en place de scénarios décentralisés. Cela montre que les personnes vivant en milieu urbain génèrent des MR de manière différente à ceux qui habitent en milieu rural.

Les résultats d'une autre étude de RECYC-QUÉBEC (2015) soulignent le fait que le type de logement, dans lequel la personne vit, a un rôle important. En effet, une personne vivant dans une unifamiliale en milieu urbain génère 47 % plus de MR qu'une personne vivant dans un multilogement.

Parizeau, von Massow et Martin (2015) rapportent que dans la ville de Guelph, en Ontario, les unifamiliales produisent certes plus de MR que les autres logements, mais qu'elles ont le taux de génération par personne le plus bas. Deux autres facteurs déterminants sont identifiés par ces études, le niveau de scolarité et le niveau de revenu, qui entraînent une augmentation de la quantité produite, mais aussi du taux de récupération des matières recyclables. Ainsi, sur un même territoire, en fonction des facteurs socio-économiques présents, la génération évolue (ÉEQ, 2008 ; RECYC-QUÉBEC et SOLINOV, 2016).

Comme cela est dit précédemment, les données actuelles de génération ne sont disponibles que sous forme de bilan de territoire prédéfini par les municipalités. Pour pouvoir estimer les coûts d'un scénario alternatif de gestion de MR, la génération doit pouvoir être localement.

L'objectif est de déterminer par quel moyen, à partir des données disponibles, il est possible d'estimer la génération locale de MR.

La génération de MR peut être prédite selon différentes méthodes. L'une d'elles est d'utiliser les données provenant d'une étude de caractérisation. Cependant, si cette méthode permet de fournir une indication moyenne de la génération des MR, elle n'est pas réaliste dans le cadre de cette étude car elle nécessiterait de faire une caractérisation, processus long et coûteux, pour chaque scénario imaginé (Gay, Beam & Mar, 1993).

D'autres méthodes sont aussi en cours de développement (réseau de neurones, logique floue, machine à vecteur de support), mais ne sont pas encore robustes et ne seront pas considérées dans

cette étude (Kumar, Subbaiah, & Prasada Rao, 2011). Ils seront cependant l'objet d'étude d'un projet de la CRVMR.

Enfin, une autre façon de procéder est d'utiliser les paramètres influents sur la génération à l'aide de modèle statistique tel qu'une régression linéaire multiple, une modélisation économétrique ou encore un système d'information géographique (SIG) pour estimer la génération d'un territoire donné (Purcell & Magette, 2009).

Afin de prédire la génération locale à partir de ce type de modèle, il est primordial d'avoir le portrait le plus détaillé possible du contexte dans lequel le scénario se déroule. C'est pour obtenir ce type d'informations que le recensement de population est mis en place. Cette opération a pour but de répondre à deux questions fondamentales : « Qui sommes-nous ? » et « Combien sommes-nous ? » (Filippova & Guérin-Pace, 2013)

Effectué tous les 5 ans par Statistiques Canada, il permet d'obtenir un portrait statistique du Canada. Que ce soit pour connaître le nombre de personnes, la langue majoritairement parlée ou encore l'âge moyen, cette étude est une mine d'informations sur les caractéristiques d'une zone pouvant aller d'une aire de diffusion au pays tout entier.

L'aire de diffusion est la plus petite unité géographique pour laquelle l'ensemble des données du recensement est disponible. À titre d'exemple, la Ville de Montréal est ainsi découpée en près de 3000 aires de diffusions ayant chacune leurs données propres. Il est possible de connaître le nombre d'habitants, mais aussi de logements en fonction de son type (unifamilial, duplex, etc.) pour chaque aire. Cette base de données permet alors d'analyser une multitude de facteurs démographiques et socio-économiques. Cependant, aucune question ne concerne les MR et leur génération.

C'est là qu'intervient l'utilisation de système d'information géographique (SIG). Un SIG est un outil informatisé permettant d'analyser un espace. Ce type de système permet de stocker, intégrer, analyser et surtout visualiser des données géolocalisées (Lachiche, 2018). Dans la majorité des cas, ces données sont représentées en deux dimensions et prennent la forme de lignes, points ou polygones. C'est à ces formes que des informations sont ajoutées (taille, numéro, description) permettant de décrire une localisation terrestre. Il devient alors possible d'intégrer, trier ou d'appliquer un ensemble de données contenues à des couches géographiques et d'obtenir une réponse visuelle à un problème.

Les données géoréférencées fournies par les institutions gouvernementales et les municipalités sont en constante augmentation. Pour ce qui est du domaine de la gestion des MR, il est courant d’avoir accès aux informations géolocalisées des secteurs des différentes collectes avec l’heure et la fréquence de passage des camions (Figure 2-12).

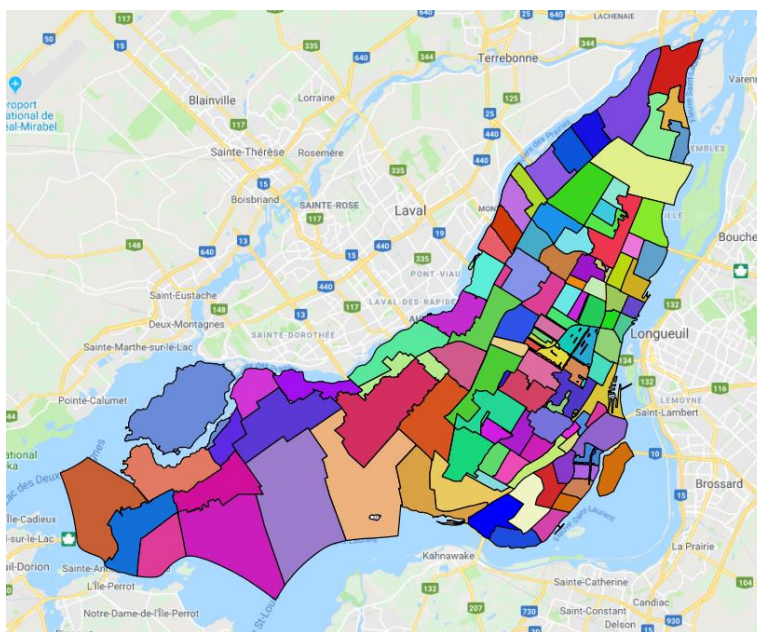


Figure 2-12 : Secteurs de collecte des arrondissements et villes liées de l’Agglomération de Montréal (obtenu à partir du logiciel QGIS)

Plusieurs études ont eu recours à ce système lors de leurs travaux. Karadimas et Loumos (2008) l’utilisent pour estimer la génération et la collecte des MR. Autre exemple, Sultana et Kumar (2012) ont développé un modèle permettant d’obtenir la localisation et la capacité optimale de sites de traitement de la biomasse. Nguyen-Trong, Nguyen-Thi-Ngoc, Nguyen-Ngoc et Dinh-Thi-Hai (2017) proposent quant à eux un modèle d’optimisation de trajets de collecte et transport pour la gestion des MR en utilisant une méthode similaire.

En se basant sur cette approche, les données de bilan peuvent être liées au territoire sur lequel elles ont été générées. Ce couplage a pour but d’envisager la création d’un modèle permettant d’estimer, à partir de facteurs clés et d’informations géographiques, la génération sur un territoire spécifique.

2.3 La collecte et le tri des MRO

Une fois générées, les MR sont triées par le citoyen directement à la source ou collectées puis acheminées dans un centre de tri. Les caractérisations effectuées au Québec montrent que la matière organique générée se retrouve dans les trois voies principales de collecte. En principe, il existe deux approches pour trier ces matières. La première consiste à demander aux citoyens de trier leurs déchets en trois voies de collecte (ordures ménagères, matières recyclables, matières organiques) alors que la seconde consiste à collecter les matières sans qu'elles soient triées par le citoyen puis de les acheminer dans un centre de tri. Pour la matière organique, i.e. celle qui nous intéresse dans cette étude, le déroulement d'un cycle de collecte est décrit puis les différentes méthodes de récupération sont détaillées. Enfin, les modèles d'estimations de coûts liés à cette étape sont présentés.

2.3.1 Cycle de collecte

La collecte des matières organiques suit un cycle. Ce dernier commence par le trajet entre le garage, où les véhicules sont stationnés, et le lieu de ramassage de la matière en bord de rue où ils doivent s'arrêter à chaque point de collecte. Lorsque le véhicule est rempli, vient ensuite le transport vers un centre de transbordement, où après une période de stockage, les matières sont ensuite transférées dans un autre camion de plus grande capacité afin de réduire les coûts de transports jusqu'au lieu de traitement. Il est possible, en fonction de la distance entre la zone de collecte et le lieu de traitement qu'il n'y ait pas de centre de transbordement. Le type de véhicule choisi a un impact important sur le cycle de collecte et à plus haut niveau sur le scénario de gestion.

En effet, son poids et sa vitesse et la capacité maximale influencent la consommation et le temps nécessaire pour collecter l'ensemble de la matière présente sur la zone desservie (Larsen, Vrgoc, Christensen & Lieberknecht, 2009 ; Hickman, Hassel, Joumand, Samanas & Sorensen, 1999).

En fonction des spécificités du territoire, la collecte des matières organiques peut s'opérer à différentes échelles qui sont détaillées dans la partie suivante.

2.3.2 Les méthodes de collecte

On peut différencier deux moyens de collecter la matière organique selon la méthode de tri des matières : l'apport volontaire et la collecte porte-à-porte.

2.3.2.1 L'apport volontaire

L'apport volontaire est une méthode de collecte où les habitants apportent eux-mêmes leurs matières résiduelles à des points de collecte. Ces points de collecte peuvent être installés de manière centralisée ou décentralisée :

Dépôt de récupération

La méthode la plus simple et la moins coûteuse est la mise en place d'un dépôt de récupération centralisé. La matière organique est placée dans des enceintes ou simplement entassée avant d'être transportée vers le centre de traitement (Environnement Canada, 2013). Cette méthode convient uniquement aux résidus verts en raison des problèmes d'odeurs et de présence d'animaux nuisibles que peuvent causer les résidus alimentaires (RECYC-QUÉBEC, 2018).

Sites de collecte communautaires

L'une des alternatives à un seul point de dépôt centralisé est la mise en place de site de collecte communautaire. L'objectif est de diminuer la distance entre le site de dépôt et le lieu de production de la matière organique en implantant des points de collecte décentralisés afin d'augmenter la participation et la récupération (RECYC-QUÉBEC, 2018). Cependant, de la même façon que pour le site centralisé, les odeurs et les animaux peuvent être à l'origine de plaintes des citoyens. De plus, en fonction des conteneurs utilisés, le recours à des camions de collecte spécialisés peut augmenter le coût de cette méthode (Environnement Canada, 2013).

2.3.2.2 La collecte porte-à-porte

L'autre méthode est de mettre en place une collecte des résidus organiques est la collecte porte-à-porte. Au cours de cette dernière, la municipalité fournit plusieurs outils de collecte (en fonction du nombre de voies de collecte) et les habitants sont chargés de trier les matières.

Il existe principalement trois manières d'effectuer la collecte porte-à-porte des matières organiques : la collecte à 2 voies (collecte mixte) à 3 voies et 4 voies.

Lors de la collecte mixte, la matière organique n'est pas séparée des ordures ménagères. Il y a seulement deux voies, les ordures avec la matière organique et les matières recyclables (RECYC-QUÉBEC, 2006).

L'une des spécificités de la collecte mixte, c'est qu'elle ne requière pas la participation du citoyen pour le tri à la source des résidus organiques. Cette méthode permet de faire des économies sur les frais de collecte, mais peut entraîner une hausse des coûts de traitement venant de la nécessité de séparer les MRO des autres matières collectées afin de pouvoir les traiter.

Au contraire de la collecte mixte, il est nécessaire lors de l'implantation de trois collectes, d'informer et d'éduquer les citoyens car la réussite de cette méthode dépend en partie de l'efficacité du tri. L'un des avantages de cette méthode est qu'elle permet de réduire la contamination de la matière. Cependant, sensibiliser les citoyens peut être long et complexe avant d'obtenir des résultats probants (J.F. Lesage, communication personnelle, 2018).

Une collecte à quatre voies avec les résidus verts et alimentaires collectés séparément peut aussi être mise en place. C'est la méthode qui permet d'optimiser la séparation des matières, mais c'est aussi la plus onéreuse (Ville de Montréal, 2007).

2.3.3 Les méthodes d'estimation des coûts de collecte et transport

D'après Boskovic, Jovicic, Jovanovic et Simovic (2016), les coûts de collecte et transport peuvent représenter jusqu'à 70 % des coûts totaux du scénario de gestion. Une bonne estimation de ces coûts s'avère déterminante pour évaluer de nouvelles stratégies ou justifier les besoins de nouveaux équipements (Milke, 2006). Deux approches différentes existent : l'une, quantitative basée sur des techniques d'optimisation et d'analyse coût-bénéfice (Clarke, 1971, Chang et Wang, 1997), l'autre, qualitative, utilisée dans le but de déterminer la génération de déchets ou le temps et les ressources allouées à la collecte et au transport (McDavid, 1985, Jenkins, 1991, Palmer et Walls, 1997).

Ces deux approches se basent sur trois méthodes principales qui sont présentées dans la partie suivante.

2.3.3.1 La méthode du coût unitaire

La méthode des coûts unitaires commence par la désagrégation de chaque étape générant des coûts. Puis, les quantités requises sont notées puis multipliées par leur coût unitaire, provenant d'une base de données, ce qui permet d'obtenir un coût pour chaque étape. Enfin, ces coûts sont sommés afin d'obtenir le coût global. Cette méthode est facile à mettre en place et son approche

« top-down » assure une certaine fiabilité (Parthan, Milke, Wilson & Cocks, 2012). En effet, cette méthode est déterministe et permet d'éviter la présence de conjecture (Dysert & Christensen, 2003). Cependant, son application est laborieuse car elle nécessite une documentation robuste pour que la qualité de chaque unité de coût soit fiable. Or, dans un secteur aussi contextuel que celui de la gestion des matières résiduelles, les données sont rares. De plus, le principal inconvénient d'une méthode basée sur le coût unitaire, c'est qu'il représente le coût à un instant donné et ne prend pas en compte des phénomènes comme l'inflation.

Enfin, l'hypothèse principale de cette méthode est que les données de chacun des coûts identifiés vont être disponibles. Lorsqu'il s'avère que ce n'était pas le cas, l'analyse des coûts est incomplète, l'estimation peut être alors entachée d'un biais (Parthan et al., 2012).

Par sa simplicité, c'est une des méthodes les plus utilisées actuellement pour prédire le coût de collecte et transport.

2.3.3.2 Le benchmarking

Le benchmarking est un moyen simple d'estimer un coût en utilisant les données d'organisations similaires. Ces données doivent inclure l'ensemble des coûts en prenant en compte les frais d'opérations et maintenance, mais aussi ceux liés aux remboursements annuels car les équipements et les installations peuvent être estimés selon différentes durées de vie et période de dépréciation (UNEP-IETC, 2004).

L'un des problèmes avec les données obtenues, c'est qu'elles peuvent être exprimées par masse, par personne ou encore par volume. Or, la génération et la densité des matières varient selon le territoire où elles sont produites. Un même volume peut alors représenter deux cas très différents (Diaz, 1996). Dans la majorité des cas, les données obtenues ne sont pas normalisées et ne donnent qu'une représentation d'un service spécifique à une région particulière. Cette limite est un frein majeur à l'utilisation de cette méthode pour comparer des scénarios.

Enfin, connaître dans quel contexte ces données de coûts ont été obtenues est très important. Dans le cadre d'une demande de fonds, il est possible qu'elles aient été volontairement sous-estimées pour augmenter les chances du projet. Au contraire, à un plus haut niveau, les coûts peuvent être surestimés par les porteurs de projets pour montrer que les économies réalisées sur le long terme

valident leur gestion (Parthan, 2012). Ces deux pratiques peuvent causer des biais importants sur les données utilisées pour le benchmarking.

Malgré ces limitations, c'est l'une des techniques les plus communes dans le monde.

2.3.3.3 La modélisation phénoménologique

La troisième méthode se base sur la modélisation phénoménologique des processus de collecte et de transport. Ces modèles, qui sont utilisés, soit pour une comparaison ou une optimisation de scénarios, permettent d'estimer les coûts de collecte et de transport à partir de méthodes d'analyse économique, de cycle de vie (ACV) ou d'analyse multicritères (Eiselt & Marianov, 2015 ; Pantaleo et al., 2013 ; Tanguy, 2016). Ces deux approches s'utilisent pour répondre à des problématiques différentes.

La méthode d'optimisation permet d'obtenir la meilleure réponse à un problème. Cependant, l'inconvénient majeur réside dans le fait que plus le scénario se complexifie plus sa compréhension est ardue car le cheminement amenant à ce résultat est difficilement traçable.

Au contraire, l'étude comparative permet d'identifier comment chacun des paramètres étudiés peut modifier un scénario. Cette méthode a déjà servi de base à des travaux sur l'analyse des économies d'échelle d'un scénario de gestion (Pantaleo et al., 2013) ou encore les différences entre un système centralisé et décentralisé (Bastin & Longden, 2009).

Ces études se basent sur le principe de choisir une technologie puis d'observer, en augmentant la taille de la zone de collecte de façon concentrique, la capacité et le nombre de sites de traitement désirés en fonction du scénario choisi. L'inconvénient de ce type d'étude vient du fait qu'ils négligent l'hétérogénéité du territoire et son influence sur le choix du scénario.

Pour prendre en compte ce phénomène, Tanguy (2016) a développé un modèle permettant d'analyser la performance spatialisée d'un scénario en estimant les coûts de collecte à l'aide d'un SIG (Équation 2.1). L'atout du modèle vient du fait qu'il prend en compte les spécificités du réseau routier. Cependant, ce modèle considère que la vitesse de collecte est constante.

$$C_c = \left(FC_c * \eta_{\text{diesel}} + \frac{C_h}{V_c} \right) * D_i \quad (2.1)$$

Avec

C_c	<i>Coût de la collecte par an</i>
FC_c	<i>Consommation de carburant</i>
η_{diesel}	<i>Prix du carburant</i>
C_h	<i>Coût horaire du camion</i>
V_c	<i>Vitesse de collecte</i>
D_i	<i>Nombre de kilomètres parcourus par an</i>

Selon Theisen (2002), le temps moyen de collecte pour un logement unifamilial est compris entre 30 et 36 secondes contre 12 secondes pour les multiplex. Pour un même territoire et un même nombre de portes desservies, collecter uniquement des unifamiliales prendrait 3 fois plus de temps que s'il y avait uniquement des multiplex. Si le temps est différent, cela veut dire que la vitesse de collecte est influencée par le type de logement qui se trouve sur le parcours de collecte et par extension que les coûts s'en trouvent impactés.

De plus en plus de municipalités imposent dans leur appel d'offres, pour le service de collecte et transport des MR, d'avoir accès aux logiciels de gestion de flotte des camions utilisés par les entrepreneurs. Utilisées pour vérifier les opérations en cas de plainte des riverains, les données compilées par ces logiciels sont des mines d'informations sur le comportement des camions en fonction du territoire desservi.

L'amélioration de la prédiction des coûts de collecte et transport d'un scénario de gestion des MRO, en fonction du territoire desservi, peut être envisagée à partir de l'exploitation de données collectées à partir des logiciels de gestion de flotte.

2.4 Le choix de la technologie de traitement des MRO

Le choix de la technologie pour traiter les résidus organiques collectés est un élément important à prendre en compte, tant sur l'aspect performance du scénario que sur l'acceptation sociale qu'il suscite. Ces résidus peuvent être valorisés soit par biométhanisation soit par compostage. Dans un premier temps, le procédé de biométhanisation et ses principaux paramètres sont introduits. La

même méthodologie est appliquée dans un second temps pour le compostage. Une revue des méthodes d'estimation des coûts de traitement est par la suite présentée.

2.4.1 La biométhanisation

La digestion anaérobie ou biométhanisation est un procédé permettant, par fermentation sans oxygène, de traiter la matière organique (MDDELCC, 2018). Cette partie détaille le processus de la biométhanisation et ses différentes phases.

2.4.1.1 Les principaux paramètres du procédé

Le procédé de biométhanisation peut être mis en place grâce à plusieurs technologies qui diffèrent principalement par les caractéristiques suivantes : la température d'opération, le nombre d'étapes et la teneur en solides totaux.

L'importance de la température

Le choix de la température en digestion anaérobie est primordial. En effet, en fonction de la température choisie, la cinétique des réactions, qu'elles soient chimiques ou biologiques, varie. Ce paramètre permet de distinguer trois catégories de procédés : psychrophile, mésophile et thermophile. D'une manière générale, la performance de la digestion anaérobie augmente avec une augmentation de la température (Sanchez, Borja, Weiland, Travieso, Martin, 2001). De plus, une augmentation de 1 °C/jour peut causer l'échec de l'opération. Pour avoir une digestion stable, il est recommandé que les changements de température n'excèdent pas 0,6 °C/jour (Appels, Baeyens, Degreë, & Dewil, 2008).

Conditions psychrophiles

S'effectuant à des températures comprises entre 10 et 20 °C, les conditions psychrophiles sont les plus économes en ce qui concerne les investissements ne requérant pas de système de chauffage. Cependant, dans les zones froides, il peut être difficile d'assurer le bon fonctionnement de l'installation durant toute l'année (Rajagopal, Bellavance, & Rahama, 2017).

Rajagopal et al. (2017) ont rapporté un potentiel méthanogène de $0,401 \pm 0,01$ m³CH₄/kg VS en utilisant des MR à haute teneur en solides (13-37 %) sans rencontrer d'inhibition causée par l'ammoniac.

Conditions mésophiles

La digestion en conditions mésophile a toujours été prédominante du fait de sa facilité de mise en place et par son utilisation dans la plupart des installations de traitement des eaux usées. S'effectuant à des températures plus élevées que le système psychrophile, elles nécessitent un temps de la matière première dans le digesteur compris entre 25 et 32 jours (Krinkels, 2004).

Conditions thermophiles

Enfin, le dernier mode disponible est la digestion en condition thermophile. Allant de 40 à 60 °C, elle est couramment utilisée pour traiter les MRO solides. Le fait d'être à haute température permet de dégrader plus rapidement les MR digestibles par les micro-organismes et permet d'obtenir un meilleur rendement de production de biogaz allant de 30 à 50 par rapport à la digestion mésophile. Cependant, ces conditions peuvent permettre la production très rapide d'hydrogène et d'acide gras volatils entraînant des risques d'inhibitions (Moletta et al., 2005). Komemoto et al (2009) ont montré que le taux de solubilisation des MRO était plus important dans les conditions mésophiles que thermophiles.

De plus, le fait d'être à haute température permet d'augmenter la destruction des germes pathogènes et améliorer la qualité des produits générés (Kim, Oh, Chun & Kim, 2006).

Le nombre d'étapes

Le processus de biométhanisation peut se dérouler au sein d'un seul réacteur, en une étape, ou dans deux réacteurs séparés, en deux étapes. Dans ce dernier cas, les étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse ont lieu dans un premier réacteur puis l'acétogénèse et la méthanogénèse dans un second. Les étapes du procédé de biométhanisation nécessitent des conditions physico-chimiques différentes. L'avantage principal de cette méthode est qu'elle permet, en séparant les étapes, d'optimiser les conditions d'opérations. Les coûts d'équipements sont plus élevés, mais la fiabilité et le rendement en biogaz sont augmentés.

De plus, la biométhanisation en deux étapes est intéressante lorsque les substrats sont facilement biodégradables. Dans le cas contraire, son intérêt est limité puisqu'à cause de la lenteur de l'hydrolyse les méthanogènes acétoclastes seront déjà implantées dans le réacteur (Moletta, 2011).

La teneur en solides totaux (% ST)

La teneur en solides totaux est très importante. C'est ce paramètre qui divise en deux catégories, la voie sèche et la voie humide, les différentes technologies développées pour ce procédé.

Voie humide

Dans le cas où la teneur en matières sèches est inférieure à 20 %, on parle de méthanisation par voie humide. Pour les MR solides, il faut avoir recours à une dilution.

Cette dilution permet d'avoir un substrat homogène ainsi qu'un transfert de matière et de chaleur permettant d'augmenter la production en gaz. La production de biogaz est linéaire en fonction du temps passé dans le réacteur et le temps de séjour de la matière est plus bas que par voie sèche. Cette technique offre une plus grande flexibilité dans les matières à traiter et des coûts d'investissement et d'exploitation moins onéreux qu'un procédé en voie sèche. Cependant, le procédé nécessite 20 à 30 % de la chaleur produite et des équipements de traitement des eaux usées du procédé. De plus, le digestat obtenu doit être pompé puis séché, augmentant ainsi les coûts de production. Lors d'une méthanisation en voie humide, on assiste à une stratification des matériaux fibreux et des graisses qui peuvent causer des problèmes opérationnels alors que ce phénomène n'a pas lieu en voie sèche. (Guendouz, Buffière, Cacho, Carrère, Delgenes, 2010)

Voie sèche

Pour la méthanisation par voie sèche, la teneur en matières sèches se trouve entre 20 et 50 %. Ce système permet d'avoir un flux de matière limité et une taille de réacteur plus petite qu'en voie humide, permettant d'économiser de l'eau et de la chaleur.

La possibilité d'opérer avec des flux organiques plus élevés et la plus faible de teneur en humidité permettent de réduire le volume requis pour un taux entrant/biogaz donné (Guendouz et al., 2010 ; Li, Park & Zhu, 2011 ; Kothari, Pandey, Kumar, Tyagi & Tyagi, 2014). De plus, il n'y a pas besoin d'eau pour ce système. Le percolât sert de substituant à l'eau utilisée afin d'humidifier les MR. Cela permet à la fois d'utiliser moins d'eau et de réduire le flux de percolat nécessitant un traitement (Li et al., 2011 ; Kothari et al., 2014).

Enfin, il n'y a pas de besoin énergétique supplémentaire pour chauffer l'eau comme dans le système en voie humide (Li et al., 2011 ; Kothari et al., 2014). Cependant, la faible humidité entraîne une réduction de l'efficacité du contact entre les microbes et les MR obligeant l'utilisation

d'une plus grande quantité d'inoculum. De plus, la plus faible teneur en eau réduit les capacités de mélange et d'homogénéité dans le digesteur. En fonction de ces deux voies, plusieurs technologies existent et sont présentées à l'Annexe B. Malgré ces différences, l'ADEME (2013) estime que les coûts de traitement par biométhanisation sont du même ordre de grandeur qu'elle soit opérée en voie sèche ou humide.

2.4.1.2 Revenus

Il existe différentes façons de valoriser le biogaz produit par la biométhanisation. Il peut être inséré directement dans un réseau de gaz naturel, brûler pour produire de la chaleur, converti en électricité ou encore transformé en biocarburant.

Voix thermique

La valorisation du biogaz par voie thermique est le choix le plus simple et le plus rentable (RECYC-QUÉBEC, 2004). En effet, pour cette utilisation, il suffit de désulfurer le biogaz afin d'éviter que le sulfure d'hydrogène ne corrode les installations pour pouvoir le valoriser en chaleur (Chatain, Ohannessian, Germain, 2008). Le but est de brûler le biogaz produit par la biométhanisation pour chauffer le procédé ou alimenter un réseau de chauffage situé à proximité. Moriarty (2013) estime que 10 % du biogaz produit sont nécessaires au chauffage du procédé.

À Montréal, ce type de pratique est utilisé pour transformer le biogaz provenant de l'ancien site d'enfouissement sanitaire (LES) du Complexe Environnemental de Saint-Michel (CESM) en chaleur servant à alimenter les bâtiments voisins de la Cité des Arts du Cirque.

Une autre technique de valorisation du biogaz produit par la biométhanisation est la cogénération. Elle est la voie de valorisation la plus répandue en Allemagne (Chatain et al, 2008). Cette technique permet d'obtenir à partir du biogaz de l'électricité, mais aussi de la chaleur. Ce type de système se compose d'une génératrice, synchrone ou asynchrone, et d'un moteur thermique (Labeyrie, 2007). Il est possible de récupérer de 60 à 90 % de la chaleur produite par la génératrice en fonction de la technologie utilisée (Chatain et al., 2008).

Il est également envisageable de faire de la trigénération si le biogaz est utilisé dans un système à absorption, ce qui peut se révéler très utile l'été ou dans les pays chauds si le besoin de chaleur est moins présent.

Cependant, choisir la cogénération peut se révéler périlleux au Québec. En effet, d'après le PTMOBC, ce type de projet est subventionné uniquement si un comité d'experts juge que le projet permet de réduire de façon significative la consommation de carburant ou de combustible fossile.

Or, au Québec la majeure partie de l'électricité produite est d'origine hydroélectrique, un procédé qui ne nécessite pas d'utiliser du charbon ou de gaz naturel. De ce fait un projet de biométhanisation voulant utiliser la cogénération ne pourra pas, s'il veut obtenir l'aide du Programme, simplement le revendre en remplacement de l'électricité produite actuellement.

Il faut cependant nuancer cela en remarquant que l'emploi dans le cadre législatif des termes « substitution significative » laisse place à l'interprétation, ce qui n'interdit pas cette voie de valorisation.

Une autre façon de conserver cette voie de valorisation tout en obtenant les subventions serait de participer à l'électrification des transports. En effet, le secteur des transports est le secteur qui produit le plus d'émissions de GES, soit 42 % des émissions totales, dont 79 % venant du transport routier (MDDELCC, 2015).

Afin de diminuer ces émissions, le biogaz pourrait servir à produire l'électricité nécessaire pour alimenter les bornes de voitures électriques permettant de façon indirecte à réduire la consommation de carburants d'origine fossile.

L'insertion du biogaz dans un réseau de gaz naturel est aussi envisageable. Cette voie permet de délocaliser l'utilisation du biogaz et de profiter du fait que le réseau de distribution et la connexion avec les clients sont déjà présents (Lindner, 2012). Cette délocalisation permet de multiplier les possibilités d'utilisations du biogaz en fonction de la taille du réseau, que ce soit sous la forme de carburant, chauffage ou électricité.

Cependant, avant d'être ajouté au réseau le biogaz doit, dans la majeure partie des cas, subir une transformation afin que ses propriétés coïncident avec celles du gaz naturel présent. Pour cela, il existe deux techniques : l'épuration et l'enrichissement.

L'enrichissement a pour but d'éliminer le CO₂ à l'aide d'un tamis moléculaire afin de se rapprocher de la composition du gaz naturel. L'épuration, quant à elle, sert à éliminer toutes les substances indésirables ou présentes sous forme de traces (Wellinger, Jares, Pesta, 2009).

2.4.1.3 Paramètres clés dans l'estimation des coûts de traitement par biométhanisation.

La biométhanisation est une technologie multi-échelles, pouvant être implantée à la fois dans le jardin d'un particulier pour une gestion des déchets décentralisée, mais aussi à l'échelle d'une ville entière pour une gestion centralisée. L'estimation de ces coûts passe par la prise compte de plusieurs aspects.

Le premier aspect est l'approvisionnement en biomasse. Le coût lié à ce dernier est généralement indépendant de l'échelle choisie car il se base sur un coût unitaire de la biomasse (Ghafoori et Flynn, 2007). Cependant, pour le moment, les MRO ne font pas partie des biomasses ayant une valeur marchande, il faut payer pour les faire traiter.

Le second aspect est le coût d'acheminement de la matière vers l'installation de traitement, qui en fonction du territoire est amené à augmenter à cause de l'augmentation de transport.

Enfin, le troisième aspect est le coût de la transformation de la matière première en produits valorisables.

Lors de la construction et l'opération d'un site de biométhanisation, il est possible, comme toute usine accueillant un procédé chimique ou de transformation, de réaliser des économies d'échelles. Pour estimer ces économies, une équation (2.2) est établie avec un facteur d'échelle (f) utilisé est généralement compris entre 0,6 et 0,8 (Park, 1984).

$$\text{Coût}_{\text{usine B}} = \text{Coût}_{\text{usine A}} * \left(\frac{\text{capacité B}}{\text{capacité A}} \right)^f \quad (2.2)$$

2.4.2 Le compostage

Le compostage est un procédé biologique, s'effectuant sous conditions aérobiques, permettant la décomposition de la matière organique par des micro-organismes. Il en résulte un produit, le compost, qui prend la forme d'une terre riche en matière organique, de couleur noire, et qui peut servir comme engrais ou amendement (Williams, 2005).

2.4.2.1 Les principales techniques de compostage

Le choix de la technologie utilisée pour traiter les matières organiques doit être cohérent avec le territoire sur lequel le programme va être instauré. Il est très important, encore plus dans le cas de

milieu fortement peuplé, de tenir compte des éventuelles nuisances que peuvent produire les différentes méthodes de recyclage.

Le compostage est aussi un procédé multi-échelles flexible, qui peut être utilisé tant à petite échelle que dans des exploitations industrielles. L'objectif de cette partie est de présenter les techniques disponibles pour une utilisation centralisée et décentralisée.

2.4.2.1.1 Méthode de compostage décentralisée

Herbicyclage

L'objectif de l'herbicyclage est de détourner de l'enfouissement les rognures de gazon en les laissant sur le lieu de la tonte. Cela permet à la fois de réduire les impacts environnementaux, les coûts liés à l'entretien des espaces verts et la quantité de matière gérée par les municipalités. Cette pratique permet aussi d'améliorer la pelouse en apportant de la matière organique et des éléments nutritifs (RECYC-QUÉBEC, 2006). Cependant, elle nécessite une tonte plus fréquente et d'éventuels coûts supplémentaires en matériels (Communauté métropolitaine de Montréal, 2007).

Compostage domestique

Autre méthode de gestion locale de la matière organique, le compostage domestique est un procédé qui transforme la matière organique en compost grâce à des micro-organismes dans des conditions aérobiques. Généralement effectué en arrière des cours des riverains, le compostage domestique se fait généralement en pile ou en tas et ne nécessite pas forcément de contenant. Il reste cependant essentiel de contrôler l'aération et l'humidité en retournant la matière fréquemment. Les tas formés étant de petite taille, ce type de compostage est plus lent, de 6 à 18 mois, car la faible quantité ajoutée par jour ne permet pas une augmentation assez importante de la température pour accélérer la décomposition de la matière organique. De plus, pour cette méthode, il est préférable d'éviter d'ajouter au tas des résidus d'origine animale pour limiter la propagation d'organismes pathogènes et ne pas attirer les nuisibles.

Une estimation de 100 à 200 kg de matière organique compostée par année est donnée par RECYC-QUÉBEC. De nombreuses municipalités québécoises proposent de subventionner l'achat d'un bac à compost à hauteur de 50 % quand d'autres en proposent à prix réduit. Pour les municipalités de moins de 5 000 personnes, le programme Aide au compostage domestique et

communautaire (ACDC), mis en place par le gouvernement du Québec en 2014, permet d'obtenir une subvention pouvant aller jusqu'à 75 000 \$.

D'après un sondage, la subvention moyenne est de 35 \$ par composteur (Joly, 2011). En supposant une durée de vie de 10 ans (SOLINOV, 2006), cette solution reviendrait à 35 \$/t.

Lorsque le compostage domestique est pratiqué à plus grande échelle, il est appelé compostage communautaire.

Vermicompostage

Le vermicompostage permet de composter sans avoir besoin de terrain pour le faire. D'un volume moyen de 60 L (), le bac permet de gérer les résidus alimentaires d'origine végétale d'une à deux personnes. Ce sont les vers rouges qui, en ingérant la matière et la litière, produisent des turricules possédant un fort pouvoir fertilisant. Cette solution permet d'obtenir un compost en seulement 3 mois pour un prix allant de zéro à 100 \$ (Blackburn Lefebvre, 2010).

2.4.2.1.2 Méthode de compostage centralisée

Dans le cas où le scénario de gestion de la matière organique prévoit une gestion centralisée, plusieurs techniques de compostage peuvent être comparées. La différence principale à cette échelle est que l'installation soit à l'extérieur ou non.

Système ouvert

Andains retournés sur aire ouverte sans aération forcée

Le compostage en andains s'effectue à l'extérieur et nécessite une aération mécanique. C'est, à l'heure actuelle, la méthode de compostage utilisée en Amérique du Nord principalement à cause des coûts faibles qu'elle nécessite. Elle permet de gérer des résidus organiques divers allant de feuilles aux résidus alimentaires au sein d'installations pouvant traiter des quantités allant de 500 à 50 000 tonnes par an.

Le mélange est homogénéisé et aéré à l'aide d'un retourneur enjambeur, qui opère au-dessus de la pile, ou à convoyeurs à bandes élévateurs, effectuant le retournement sur les côtés. Le type de retourneur définit la forme, la taille et la hauteur des andains. À titre d'exemple, les piles de matières peuvent mesurer, à leur base, de 3 à 4 mètres de largeur pour une hauteur de 1 à 2 mètres (Kern, 1991).

L'agitation mécanique permet de contrôler la température et la concentration en oxygène au sein de la pile. Le retourneur étant très souvent équipé d'un arroseur, chaque retournement permet d'apporter de l'oxygène au milieu et d'ajuster le taux d'humidité.

D'une manière générale, plus les retournements sont fréquents, plus le processus se fait rapidement, l'agitation permettant d'accélérer la décomposition et d'optimiser les conditions. Forney, Huang, Drew, Czuprenski, Lindeberg, & Reddy (1996) rapportent que la durée du processus est réduite de moitié quand la fréquence de rotation est passée d'une fois par mois à 7 fois par mois.

Si le compostage est effectué durant l'été, le temps requis est de 3 à 4 mois. Pour des climats plus froids, comme le Québec, ce temps oscille entre 6 et 12 mois. Chaque andain est séparé d'une distance variant de 1 à 5 mètres. Il est préférable de travailler sur un terrain pentu afin de pouvoir faciliter l'écoulement des lixiviats. Une surface étanche est par ailleurs requise afin de pouvoir traiter les eaux de ruissellements et de lixiviation.

Cette technique est préférée dans le cas du traitement des résidus verts. Elle est aussi réalisable avec les résidus alimentaires, mais plus sensible à cause des odeurs. C'est la méthode nécessitant le plus de place et la plus grande quantité d'eau à traiter par rapport aux autres techniques de compostage (SOLINOV, 2006).

Pile statique à aération forcée

L'aération forcée d'une pile de compost nécessite une injection et une extraction d'air. Il n'y a pas d'agitation avec ce type de système. Utilisée depuis les années 1970, cette technique était utilisée dans un premier temps pour les boues venant des usines d'épuration des eaux usées. Pour les matières organiques issues des MR résidentielles, il est nécessaire d'ajouter un agent structurant, comme des copeaux de bois, afin de pouvoir faire passer l'air de manière efficace. L'aération forcée permet de récupérer l'air afin de traiter les mauvaises odeurs en utilisant un biofiltre.

Ce système permet de traiter des quantités allant de 1 000 à 100 000 tonnes par an et permet d'obtenir du compost au bout d'une durée comprise entre 4 et 9 mois.

Système fermé

Aires de compostage en vase clos/Silos-couloirs

Cette technologie prend la forme de couloirs séparés par des murs en béton où un retourneur est placé au-dessus des lits et fonctionne en mode d'alimentation continu. Avant d'être placée dans une allée, la matière est mélangée puis à l'aide du retourneur, elle avance, au fil du processus, jusqu'à atteindre la fin de l'allée. L'agitation mécanique permet d'assurer à la fois une bonne structure et une bonne porosité au mélange. Sa fréquence est plus élevée que pour le compostage en andains retournés (SOLINOV, 2006). De la même façon que les technologies précédentes, l'étape de maturation a lieu dans une autre structure. Un biofiltre de grande superficie est nécessaire pour capter et traiter l'air vicié du bâtiment.

Cette technique est reconnue pour sa simplicité et sa modularité. En effet, l'ajout ou le prolongement de couloirs permet l'augmentation de la capacité d'un système. Un couloir peut aller de 25 à 90 mètres de long pour 2 à 4 mètres de largeur et 1 à 3 mètres de hauteur et le traitement dure entre 2 semaines et un mois.

Conteneurs modulaires en vase clos

Cette technique de compostage repose sur le confinement des matières à l'intérieur de conteneurs fermés. L'utilisation de conteneurs modulaires offre l'avantage de pouvoir ajuster le nombre de conteneurs en fonction du volume de matières à traiter. Un conteneur peut contenir jusqu'à 900 tonnes de matières, que ce soit des résidus verts ou alimentaires. La matière n'est agitée que lors du déchargement où l'humidité et la concentration en air sont ajustées. Le recours aux agents structurants pour maintenir une porosité et une homogénéité adéquates est plus important pour ce type de système par rapport à ceux ayant une agitation mécanique. Un système d'aération commun à partir d'un plancher situé à la base des conteneurs est utilisé et permet de réaliser d'importantes économies grâce à la recirculation d'une partie de l'air du procédé au sein du système. Dans la plupart des cas, les conteneurs sont utilisés à l'extérieur et un bâtiment est nécessaire pour le déchargement et le traitement des odeurs. Cette technologie est souvent utilisée au début du processus, lors de la phase active et requière une durée de 2 à 4 semaines avant d'être mise à mûrir.

Une variante de cette technologie est développée et utilise un sous-plancher par lequel l'air est injecté dans les conteneurs. Ce plancher et la pile de compostage sont protégés par une longue enceinte de béton, couramment appelé un tunnel.

La durée de compostage actif varie aussi entre 2 et 4 semaines. Le produit obtenu n'est pas encore stable et nécessite une phase de maturation. Les investissements supplémentaires causés par la création des tunnels restreignent l'utilisation des tunnels à des tonnages plus importants (supérieur à 25 000 tonnes). De plus, le fait d'évoluer dans un espace confiné nécessite des protocoles d'exploitation plus stricte et oblige les travailleurs à se munir d'équipements de sécurité.

Silos verticaux en vase clos

Les silos verticaux prennent la forme de cages de grillage dans lesquelles la matière est ajoutée. Ce grillage permet d'aérer passivement la matière, évitant le recours à un système d'aération forcée. Pouvant mesurer jusqu'à 5 mètres, les silos ont en revanche un diamètre limité à 1,25 m afin de pouvoir laisser passer l'air jusqu'au centre de la pile. L'agitation a lieu mécaniquement ou lors de l'évacuation de la matière par le bas. Le temps de rétention peut aller d'une semaine à un mois. Cette technique nécessite des conditions de broyage et de mélange optimales. Un manque d'agitation et la difficulté d'obtenir un débit d'air constant ont pu causer des nuisances olfactives par le passé (Conseil canadien du compostage, 2018).

Tambours rotatifs

Technologie très présente en Amérique du Nord, le tambour rotatif est utilisé au début du processus de compostage. Il est principalement utilisé afin de remplacer les broyeurs et permet de mélanger, trier et réduire la taille des particules sans dégrader la matière. Cette étape dure environ une semaine (Conseil canadien du compostage, 2018). Les tambours ne sont jamais remplis entièrement pour faciliter le mélange. Une fois sortie du tambour, la matière est tamisée afin d'enlever les éventuels contaminants puis déplacée vers une autre technologie pour la suite du processus pouvant prendre 2 à 3 mois de plus (Chiumenti, Chiumenti, Diaz, Savage, Eggerth & Goldstein, 2005).

Le compost peut être utilisé dans de nombreux domaines, faisant varier son prix de vente. Ses utilisations se regroupent en trois classes : l'incorporation au sol, l'application en surface et l'ajout à un milieu de culture.

2.4.2.1.3 Revenus

Il existe principalement deux marchés pour le compost. Un marché de volume, réservé à de grandes quantités, et un marché de valeur où les volumes sont moindres et la qualité du compost demandé est supérieure. Cependant, cette séparation en deux marchés est loin d'être absolue du fait que pour certains secteurs comme l'aménagement paysager, des composts de différentes qualités sont utilisés.

Le marché de valeur concerne l'agriculture biologique, les cultures en serre, l'aménagement paysager ou encore les terrains de golf. En ce qui concerne le marché de volume, les potentiels clients se trouvent dans des secteurs tels que l'agriculture, la construction, la restauration de sites ou encore l'enfouissement (SOLINOV, 2011).

Les principaux secteurs sont détaillés à l'Annexe C.

2.4.2.2 Les paramètres clés dans l'estimation des coûts de traitement par compostage

Si l'estimation des coûts pour des scénarios décentralisés peut se faire en budgétisant le coût de l'implantation des bacs de récupération, celle pour des solutions centralisées est plus complexe. D'après SOLINOV (2006), lorsque les résidus organiques sont triés à la source, l'expérience et la compétence de l'exploitant sont plus importantes que le choix de la méthode de compostage. Or, d'un point de vue économique, la différence entre une méthode de compostage en système ouvert et en système fermé est importante.

Selon Ullah (2017), les coûts liés au système ouvert varient linéairement avec la capacité alors que dans le cas du système fermé, plus la capacité traitée augmente, plus les économies d'échelles sont importantes. Pour s'assurer d'obtenir une estimation fiable des coûts engendrés par le traitement par compostage, ces différences entre les deux systèmes doivent être prises en compte.

2.4.3 Les méthodes d'estimation des coûts de traitement

Il ressort du précédent inventaire que les technologies de recyclage de la matière organique peuvent, d'un point de vue économique, se séparer en trois familles de procédés : le compostage en système ouvert, le compostage en système fermé et la biométhanisation. Pour pouvoir estimer leurs coûts, plusieurs méthodes existent et sont présentées aux lignes suivantes.

2.4.3.1 L'estimation par coût unitaire

De la même façon que pour les coûts de collecte et transport, il est possible d'estimer les coûts de traitement à partir du prix unitaire de chaque étape du traitement (cf. 2.3.3.1).

2.4.3.2 L'estimation par pourcentage de coûts

L'estimation par pourcentages se base sur la taille des équipements présents dans l'installation. Les besoins de l'équipement, comme l'approvisionnement en matière première, la main d'œuvre, la construction de l'usine ou les besoins énergétiques sont représentés sous forme de pourcentages par rapport au coût de l'équipement permettant d'estimer le coût global de l'installation (Caputo & Pelagagge, 2002). Ces pourcentages sont déterminés en fonction du type de procédé, le degré de complexité, la localisation de l'usine, les matériaux requis et les expériences passées. Cette méthode n'est valide que pour des procédés dont l'estimation des coûts est connue et linéaire (Peters & Timmerhaus, 1991).

L'utilisation de cette méthode permet de prendre en compte les spécificités de l'installation et du contexte territorial. Elle est couramment utilisée pour des estimations préliminaires et la comparaison d'installations de différentes capacités (Peters et al., 1991).

2.4.3.3 L'estimation par système

Une autre méthode consiste à détailler les coûts en somme de sous-systèmes. L'objectif est d'obtenir à partir de différentes configurations d'installation des équations de coûts d'investissement et d'opérations variant en fonction de paramètres tels que le nombre d'équipements, la capacité de l'installation ou encore la composition des intrants (Tsilemou & Panagiotakopoulos 2006).

2.4.3.4 L'estimation par modèle statistique

Lorsque des données de coûts de traitement d'installations existantes se trouvent dans un contexte comparable au scénario imaginé, que ce soit par la technologie utilisée ou la région où l'installation va être implantée, la méthode statistique est privilégiée pour estimer les coûts d'une installation future (Chang & Wang, 1995). Les coûts d'investissement et d'opérations sont répertoriés en fonction de la capacité, la nature des intrants ou la technologie utilisée. Une tendance peut être d'identifier dans le but de prédire le coût d'installations futures.

2.4.4 Le contexte québécois

Une bonne estimation des coûts de traitement passe par la prise en compte du contexte dans lequel s'inscrit le projet. Au Québec, depuis 2012, le gouvernement a mis en place le Programme de traitement des matières organiques par biométhanisation et compostage (PTMOBC). Ce programme est financé par le Fonds vert et tire ses revenus du marché du carbone, des redevances pour l'élimination des MR et de l'utilisation de l'eau. Il a pour but d'offrir un soutien financier aux municipalités lors de la construction d'infrastructures de traitement des MRO sur le sol québécois.

Tableau 2-2 : Détail des subventions du PTMOBC

Type de projet	Dépenses admissibles maximales	Taux de subvention appliqué aux dépenses admissibles	
		Demandeur municipal	Demandeur privé
Équipement de biométhanisation	Boues : 125 \$/(tonne.an) Matières organiques : 800 \$/(tonne.an)	66 %	25 %
Équipement de compostage fermé	600 \$/(tonne.an)	50 %	20 %
Équipement de compostage ouvert	300 \$/(tonne.an)	50 %	20 %
Déshydratation des boues de fosses septiques	125 \$/(tonne.an)	50 %	20 %
Bac résidentiel de collecte des matières putrescibles	100 \$/bac	33 %	33 %

Certaines conditions s'appliquent pour pouvoir être admissibles à ce programme. Tout d'abord, sa capacité minimale doit être de 100 tonnes par année. L'installation financée doit être construite, et traiter des matières organiques générées, au Québec. De plus, afin d'obtenir le dernier tiers de l'aide accordée, la municipalité devra prouver qu'elle offre le service de collecte des matières organiques à minimum 70 % des logements présents sur son territoire dans les 5 ans après la mise en route de l'installation.

Enfin, lorsque l'installation sera fonctionnelle, la municipalité devra démontrer qu'elle traite annuellement plus de 85 % du gisement qu'elle avait estimé dans sa demande de projet (MDDELCC, 2018).

Comme on peut le voir au Tableau 2-2, les subventions offertes varient en fonction de la technologie choisie. Si les subventions offertes par ce Programme sont intéressantes, les conditions requises pour en percevoir l'intégralité obligent les municipalités à analyser en profondeur les caractéristiques de leur territoire avant de mettre en place leur scénario de gestion des résidus organiques.

En effet, en fonction du territoire, les caractéristiques du gisement sont amenées à évoluer que ce soit par sa composition ou sa quantité. Or, comme cela est mentionné dans la partie précédente, certaines installations permettent de faire des économies d'échelles en fonction de leur capacité de traitement.

L'un des axes de cette étude sera d'analyser le rôle de ce type de programme sur le choix de la technologie, la capacité de traitement et le nombre des infrastructures en fonction du territoire afin de minimiser les coûts de traitement.

2.5 Objectifs/Question de recherche

L'objectif principal du projet est de proposer une méthodologie permettant une comparaison technico-économique de différents scénarios de gestion des MRO triées à la source. Ces scénarios sont décomposés en trois étapes principales : la génération, la collecte et le transport et le recyclage des MRO.

Les travaux présentés dans cette étude ont pour but d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

- Comment évaluer la génération de matières résiduelles ?
- Comment évaluer les coûts de collecte et de transport ?
- Quelles contraintes et quels coûts entraînent les techniques de recyclage de la matière organique ?
- Quels sont les scénarios les plus rentables en fonction de l'échelle et du contexte québécois ?

Pour répondre à la première question, les différentes sources d'informations sur le gisement de MR d'un territoire donné sont, dans un premier temps, regroupées afin de connaître l'étendue des données disponibles et manquantes.

Un premier modèle prédictif est développé, en utilisant des régressions linéaires multiples, afin d'estimer les quantités de matières générées à l'aide de données géolocalisées.

Concernant les coûts de collecte et de transport, en se basant sur les informations fournies par les logiciels de gestion de flotte, un second modèle, basé sur les facteurs majeurs impactant ces coûts, est proposé. Afin de vérifier la méthode développée, les résultats obtenus sont comparés avec les contrats actuels de la Ville de Montréal.

Dans une troisième partie, les coûts de traitement sont estimés en se basant sur les données d'installations existantes pour les trois technologies de recyclage présentées dans la revue de littérature. Pour permettre d'identifier le scénario le plus rentable en fonction du contexte territorial, les équations sont par la suite regroupées au sein d'un troisième modèle.

À partir de ces trois modèles, la méthodologie développée est appliquée au territoire de l'Île de Montréal pour estimer les coûts qu'entraînerait la gestion des MRO sur ce territoire.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Afin de répondre aux questions soulevées précédemment, la méthodologie adoptée pour déterminer le coût d'un scénario de gestion de MRO débute par l'estimation du gisement disponible sur un territoire. Pour cela, un modèle basé sur les quantités de MR collectées par les municipalités et les types de logements présents sur le territoire est développé. Dans un second temps, une estimation des coûts de collecte et de transport de ce gisement est proposée. Enfin, une méthode permettant d'estimer le coût de son traitement au Québec en fonction de la technologie utilisée est développée.

Cette section décrit la méthodologie employée lors de chacune des étapes.

3.1 Estimation des quantités de matières résiduelles générées

Dans le cadre de cette étude, l'un des objectifs est d'estimer le gisement de MR sur un territoire quelconque. En se basant sur les travaux présentés dans la revue de littérature, un modèle permettant l'estimation de la génération à partir des quantités collectées et des informations géographiques du territoire est développé. L'un des avantages de ces données, c'est qu'elles représentent la génération locale et non une moyenne provinciale.

Malheureusement, à l'heure actuelle, ces données sont souvent incomplètes, notamment pour certaines voies de collecte comme celle des MRO car l'implantation n'est pas commencée ou terminée.

Au niveau provincial, RECYC-QUÉBEC et ÉEQ procèdent depuis plusieurs années à des études de caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel. Ces études ont pour but d'analyser la génération moyenne de MR et les habitudes de tri des Québécois en analysant la composition et le poids des matières résiduelles collectées dans les différentes voies de collecte. En utilisant ces résultats, il est possible de connaître les coefficients de génération en fonction du type de logement de chaque catégorie de MR générée.

Pour permettre l'utilisation du modèle à des voies de collecte où les données sont pour le moment partiellement disponibles, les estimations obtenues sont comparées avec les résultats de la caractérisation la plus récente de RECYC-QUÉBEC ET ÉEQ. Si les résultats sont similaires, les futures voies de collecte pourront être estimées à partir des coefficients de génération de la

caractérisation. La méthodologie menant à ce modèle est détaillée en prenant comme territoire d'étude la Ville de Montréal.

3.1.1 Identification des données disponibles pour l'estimation du gisement de MRO

Afin de développer le modèle d'estimation, il est nécessaire, dans un premier temps, de faire l'inventaire des données disponibles sur les quantités de matière collectée et les logements présents sur le territoire.

Dans le cas de Montréal, les données du Bilan 2016 des matières résiduelles de l'agglomération de Montréal permettent d'obtenir les quantités pour les trois voies de collecte : les ordures ménagères, les matières organiques et les matières recyclables, pour chaque arrondissement.

Pour aller vers une analyse encore plus fine des comportements de générations à petite échelle, ces mêmes arrondissements sont découpés en secteur de collecte de plus petite taille. Lorsque les données ne sont pas agrégées, il est possible d'obtenir sur certains de ces secteurs les quantités journalières de MR collectées. En associant la journée de collecte des secteurs avec ces quantités, la génération dans chacun des secteurs peut être calculée (Figure 3-1).

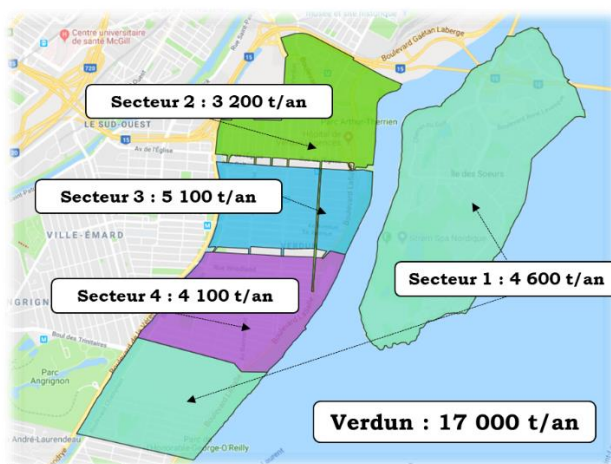


Figure 3-1 : Génération d'ordures ménagères en 2016 dans les différents secteurs de collecte de l'arrondissement de Verdun

Si ces données sont les plus précises spatialement concernant la génération des MR, elles sont rares. Au moment de cette étude, le peu de données disponibles à cette échelle ne permet pas de

garantir une bonne représentativité des résultats. Néanmoins, ces données seront utilisées pour valider l'hypothèse qu'un modèle développé à l'échelle d'un arrondissement peut estimer la génération à une échelle plus petite.

En ce qui concerne les logements, leur nombre et leur type peuvent être déterminés à partir du Programme du Recensement 2016, le plus récent à l'heure actuelle, pour chaque arrondissement. Cependant, les données du Recensement 2016, comme c'est le cas pour toute étude statistique de grande envergure, comprennent une part d'incertitude car elles dépendent du taux de réponse des sondés. Pour valider ces données, qui sont à la base de la méthodologie développée, elles sont comparées avec celles du Rôle foncier 2016. Le fait de prendre en compte les données du rôle foncier permet d'avoir une confiance plus élevée sur la qualité des données car elles servent à définir les taxes que les habitants payent et sont rattachées à une adresse fixe. De ce fait, le nombre de logements sur un arrondissement et les différents types de logements sont connus plus précisément.

Le rôle foncier répertorie les logements en cinq catégories :

- Unifamilial
- Duplex
- Triplex
- Multiplex et semi-commercial (1 à 8 logs.)
- Multiplex (9 logs. et +)

Le Programme du Recensement utilise huit catégories :

- Maison individuelle non attenante
- Maison jumelée
- Maison en rangée
- Autre maison individuelle attenante
- Logement mobile
- Appartement ou plain-pied dans un duplex
- Appartement dans un immeuble de moins de 5 étages
- Appartement dans un immeuble de 5 étages ou plus

La différence de catégorie pose un problème. En effet, d'un côté, le rôle foncier permet d'avoir des données précises sur le nombre de logements tandis que le recensement catégorise de façon plus précise les logements tout en apportant la possibilité de les localiser.

Pour avoir à la fois un nombre précis de logements et une localisation, les données sont regroupées dans des catégories communes. Différentes hypothèses sont posées :

- Tous les types de maisons sont regroupés et se comportent comme une unifamiliale
- Comme il est impossible de savoir si un immeuble de moins de 5 étages contient toujours moins de 8 logements, les multiplex sont regroupés ensemble et associés aux appartements dans un immeuble de 5 étages ou plus.
- En absence de catégorie de triplex dans le recensement, leur comportement est supposé similaire à celui d'un appartement.

Les logements sont finalement séparés en trois types :

- Unifamilial (u)
- Duplex (d)
- Autres logements (a)

Une fois les logements répartis dans ces trois catégories, il reste alors à coupler ces deux sources de données pour chacun des arrondissements.

La Ville de Montréal a mis en place un système de gestion des matières résiduelles avec trois voies de collecte distinctes : les ordures ménagères, la collecte sélective des matières recyclables et la matière organique. Pour chacune de ces voies, les quantités générées annuellement sur chaque arrondissement sont connues et publiées sous forme de bilan annuel. Cependant, pour la collecte des matières organiques, l'implantation est encore en cours sur plusieurs territoires. Cela pose un problème pour utiliser ces données car il n'est pas possible de connaître avec certitude quel logement est desservi par cette collecte. L'implantation des immeubles de 8 logements et moins est prévue d'être complétée pour 2019. En attendant cette échéance, la quantité de matière collectée par cette voie est ajoutée à celle de la collecte des ordures ménagères.

Ainsi, pour chaque arrondissement et ville liée présents sur l'Île de Montréal, le nombre de logements et son type sont déterminés et couplés avec la quantité de matière générée pour les deux

voies de collecte (Tableau 3-1). La quantité totale de MR produite sur un territoire est définie comme étant la somme de ces deux voies de collecte.

Tableau 3-1 : Couplage des données du Bilan 2016 de la Ville de Montréal avec les nombres de logements pour chaque territoire sur l'Île de Montréal

NOM	Unifamilial (u)	Duplex (d)	Autres (a)	OM (tonnes/an)	REC (tonnes/an)	MR (tonnes/an)
Ahuntsic-Cartierville	8381	15 780	38 392	37 716	8820	46 536
Anjou	3152	6054	10 287	12 322	2666	14 988
Baie-d'Urfé	1321	2	46	1950	401	2351
Beaconsfield	6285	8	642	7610	2268	9878
CDN	6503	19 136	58 433	44 356	11 761	56 117
Côte-Saint-Luc	4130	1333	9066	9651	2177	11 828
Dollard-des-Ormeaux	12 460	203	4930	17 262	3717	20 979
Dorval	4347	376	4317	6011	1912	7923
Hampstead	1484	531	647	2002	639	2641
Kirkland	6326	14	463	7070	2186	9256
Lachine	4803	4367	12 664	14 195	3403	17 598
Le Sud-Ouest	2844	7505	32 941	21 852	6356	28 208
L'Île-Bizard-Sainte-Geneviève	4921	476	1534	6810	1766	8576
MHM	6553	16 905	48 569	38 911	10 844	49 755
Montréal-Est	508	414	935	1741	300	2041
Montréal-Nord	4553	10 768	21 373	24 294	6000	30 294
Montréal-Ouest	1220	577	203	1738	454	2192
Mont-Royal	4163	739	3115	8197	2126	10 323
Outremont	1990	1137	6696	6966	2182	9148
Pierrefonds-Roxboro	16 101	1185	9048	21 593	5499	27 092
Plateau	1896	5947	57 562	31 746	8967	40 713
Pointe-Claire	8610	236	3829	10 586	3630	14 216
Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles	21 610	4696	16 931	32 125	8773	40 898
Rosemont/Petite-Patrie	3656	14 356	60 421	37 693	12 675	50 368
Sainte-Anne-de-Bellevue	991	293	850	1693	558	2251
Saint-Laurent	9512	5878	24 939	25 060	6494	31 554
Verdun	2958	4140	29 613	17 497	6626	24 123
Villeray — Saint-Michel — Parc-Extension	3833	18 854	47 495	42 467	8022	50 489
Ville-Marie	1554	1758	61 721	24 257	8633	32 890
Westmount	3562	583	4816	7200	1947	9147

3.1.2 Développement d'un modèle prédictif des quantités générées en fonction du bâti et de la participation

À partir des données couplées dans la partie précédente, un modèle prédictif est bâti selon la méthodologie suivante :

Hypothèses

- Les catégories de logements utilisées sont choisies en fonction des données disponibles du Recensement 2016 afin d'être couplées aux données de bilans municipaux de MR.
- Les quantités de MR générées sur un territoire sont égales aux quantités collectées.

Exposants & Indices :

i	Type de logement à partir du recensement
c	Voie de collecte
j	Fraction de matière résiduelle par voie de collecte (OM, REC, MRO)

Variables :

α_c^i	Masse estimée pour la voie de collecte c par type de logement i
α_t^i	Masse totale estimée générée par type de logement i
M_t	Masse annuelle totale de matières résiduelles générées
M_c	Masse annuelle totale de matières résiduelles collectée par la voie c
M_t^i	Masse annuelle totale de matières résiduelles par logement de type i
M_c^i	Masse annuelle totale dans la collecte c par les logements de type i
m_t^i	Masse annuelle totale générée par logement de type i
$m_{t,j}^i$	Masse annuelle de matière j générée par type de logement i
m_c^i	Masse annuelle dans la collecte c par type de logement i
$m_{c,j}^i$	Masse annuelle de matière j dans la collecte c par type de logement i

Paramètres :

l^i	Nombre de logements de type i
l_c^i	Nombre de logements de type i par la collecte c
$x_{t,j}^i$	Fraction de matière j dans la génération totale par type de logement i

π_c^i	<i>Taux de pureté de la collecte c par type de logement i</i>
σ_c^i	<i>Taux d'implantation de la collecte c pour les logements de type i</i>
$\tau_{c,j}^i$	<i>Taux de récupération de matière j dans la collecte c par type de logement i</i>

La partie précédente a permis d'identifier les données disponibles :

Par territoire :

$$\begin{aligned}
 l_c^i \quad \forall i \in \{u, d, a\} \\
 M_c \quad \forall c \in \{OM, REC\} \\
 M_t = \sum_c M_c
 \end{aligned} \tag{3.1}$$

Par type de logement :

$$m_t^i = \sum_c m_c^i = \sum_j m_{t,j}^i \tag{3.2}$$

$$m_c^i = \sum_j m_{c,j}^i \tag{3.3}$$

On en déduit

$$x_{t,j}^i = \frac{m_{t,j}^i}{m_t^i} \tag{3.4}$$

$$\tau_{c,j}^i = \frac{m_{c,c}^i}{m_{t,j}^i} \quad (c = j) \tag{3.5}$$

$$\pi_c^i = \frac{m_{c,c}^i}{m_c^i} \quad (c = j) \tag{3.6}$$

$$\sigma_c^i = \frac{l_c^i}{l^i} \tag{3.7}$$

À partir des données de bilans pour la génération globale couplées dans la partie précédente, un modèle prédictif basé sur l'utilisation de régressions linéaires multiples est développé :

$$M_t = \sum_i \alpha_t^i * l_c^i \quad (3.8)$$

En suivant la méthodologie présentée à l'Annexe D, les coefficients α_t^i sont déterminés pour les trois catégories de logement i puis comparés aux valeurs des coefficients $m_t^{i'}$ disponibles à partir de la caractérisation.

De la même manière, le modèle peut être utilisé pour une voie de collecte spécifique :

$$M_c = \sum_i \alpha_c^i * l_c^i \quad (3.9)$$

En couplant les données de bilan pour la voie c avec les logements présents sur le territoire analysé, les coefficients α_c^i sont obtenus et peuvent être comparés aux valeurs issues de la caractérisation m_c^i .

Or, la masse de matière récupérée par une collecte dépend de la participation et du tri des personnes desservies :

$$m_c^i = x_c^i * m_t^i * \tau_{c,c}^i * \frac{1}{\pi_c^i} * \sigma_c^i \quad (3.10)$$

Où $x_c^i, \tau_{c,c}^i, \pi_c^i$ et σ_c^i sont calculés à partir des données de caractérisation. Pour prendre en compte ces paramètres propres à chaque voie de collecte, l'équation du modèle devient alors :

$$M_c = \sum_i \alpha_t^i * x_c^i * \tau_{c,c}^i * \frac{1}{\pi_c^i} * \sigma_c^i * l_c^i \quad (3.11)$$

3.1.3 Validation du modèle

Pour valider le modèle, la qualité de la régression est vérifiée en comparant les quantités réellement collectées par arrondissement et les quantités estimées par la régression. Les coefficients de génération obtenus par les régressions sont par la suite comparés à ceux obtenus par la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014 et 2015). Enfin, afin d'analyser la réponse du modèle à un changement d'échelle, cette comparaison est faite sur deux territoires

n'ayant pas servi à la construction du modèle : la Ville de Laval et les secteurs de collecte de l'arrondissement de Verdun.

3.2 Estimation des coûts de collecte et de transport

Une fois produites, les matières doivent être collectées et transportées afin d'être traitées. Pour cela, les responsables peuvent décider d'une gestion en régie ou de faire appel à un entrepreneur privé. Au Québec, la seconde option est majoritairement choisie ; à la suite d'appels d'offres publics, les municipalités reçoivent les soumissions d'entrepreneurs et appliquent la règle du plus bas soumissionnaire conforme. Cependant, le détail des soumissions et les raisons des différences observées par les municipalités en fonction du territoire collecté restent, pour le moment, partiellement expliqués. Pourtant, à partir des données collectées par les logiciels de gestion de flotte, les municipalités peuvent avoir accès à une impressionnante quantité de données. D'après la revue de littérature, pour permettre l'estimation de ces coûts, la méthode à privilégier est la modélisation phénoménologique.

L'objectif de cette partie est de définir un modèle, permettant d'estimer les coûts liés à la collecte et au transport des matières résiduelles, à partir des données disponibles sur les logiciels de gestion de flotte. Pour cela, il faudra dans un premier temps déterminer les paramètres clés pouvant influencer l'ampleur de ces coûts. À partir de ces paramètres, deux équations seront établies, l'une pour la collecte, l'autre pour le transport. La validité de ces équations sera testée en les comparant aux coûts facturés par les entrepreneurs privés à la Ville de Montréal sur les différents arrondissements de l'Île.

3.2.1 Estimation du coût de collecte

En se basant sur des modèles existants dans la littérature (Pantaleo, De Gennaro, & Shah, 2013 Tanguy, 2017), il apparaît que les paramètres clés sont :

- La consommation des camions de collecte
- La participation des citoyens
- Le type de collecte
- La vitesse de collecte
- La distance entre le centroïde de la zone de collecte et le centre de recyclage

- Les camions utilisés

À partir de ces paramètres, le coût de collecte est estimé à partir de l'équation (3.12) :

$$C_C = \left(FC_C * \eta_{\text{diesel}} + \frac{C_h}{v_c} \right) * n_c * (1 + m) \quad (3.12)$$

Avec

C_C	<i>Coût de la collecte par an</i>
FC_C	<i>Consommation de carburant</i>
v_c	<i>Vitesse de collecte</i>
η_{diesel}	<i>Prix du carburant</i>
C_h	<i>Coût horaire du camion</i>
m	<i>Marge de profit brute de l'entrepreneur</i>
n_c	<i>Nombre de kilomètres parcourus</i>

Pour collecter cette matière, les municipalités font couramment appel à des entrepreneurs privés. En fonction du modèle d'affaires et de la taille de l'entreprise, ces derniers peuvent être responsables de la collecte, du transport et parfois même du traitement. D'après le site spécialisé Macrotrends (2018), la marge de profit brute (m) d'une entreprise opérant dans la gestion de déchets est en moyenne de 37 %.

En fixant un prix du carburant à partir des moyennes calculées par le gouvernement du Canada (Ressources naturelles Canada, 2018), la consommation, le coût horaire du camion de collecte ainsi que sa vitesse de collecte sont tour à tour estimés.

3.2.1.1 Détermination de la consommation moyenne du camion de collecte

À partir des consommations tirées des logiciels de gestion de flotte, la consommation moyenne du camion de collecte est estimée. Cette moyenne est calculée en sommant le nombre total de litres de carburant utilisés par la distance totale parcourue (Annexe E).

3.2.1.2 Détermination du coût horaire d'un camion de collecte

Le coût horaire opérationnel (C_h) est estimé en calculant le nombre d'heures de service d'un camion durant une année (n_h), son prix (p), sa durée de vie (γ_c), sa maintenance (C_M) et la main-d'œuvre (C_{mo}) nécessaire pour la collecte (Pantaleo, 2013) :

$$C_h = \frac{p}{n_h * \gamma_c} + C_M + C_{mo} \quad (3.13)$$

3.2.1.1 Détermination de la vitesse moyenne du camion durant la collecte

Pour obtenir le kilométrage d'une zone collectée, il a fallu à partir du logiciel QGIS, importer les cartes du réseau routier (Figure 3-2), données publiques fournies par Géobase, et calculer le nombre de kilomètres de voirie de la zone desservie (n_z).

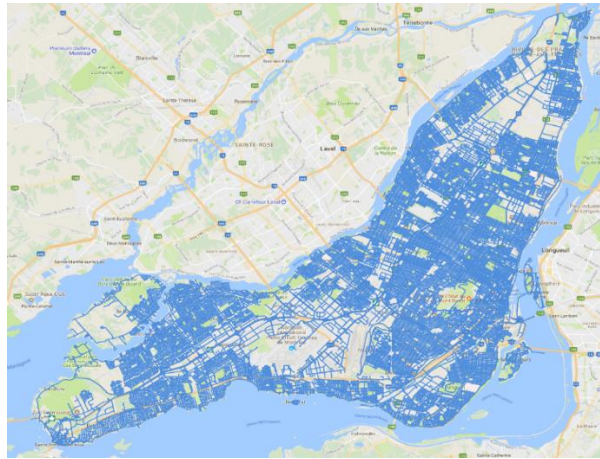


Figure 3-2 : Carte du réseau routier de l'Île de Montréal (QGIS)

À partir du calendrier de collecte, le nombre de collectes par an (n) est connu. En faisant l'hypothèse que l'ensemble du territoire est desservi par la collecte, le nombre de kilomètres (n_c) annuels est déterminé.

$$n_c = n_z * n \quad (3.14)$$

En supposant que le temps de collecte pour un logement varie uniquement en fonction de son type, une corrélation permettant de relier le temps global d'une collecte au nombre et au type de logement qui la composent est développée. La durée moyenne d'une collecte est calculée à partir des données provenant des logiciels de gestion de flotte en déterminant le nombre et le type de

logement présent sur la zone collectée. Une régression linéaire multiple est mise en place pour prédire le temps de collecte :

$$t_c = \beta_u * l_c^u + \beta_d * l_c^d + \beta_a * l_c^a \quad (3.15)$$

Avec

t_c	<i>Durée de la collecte</i>
β_u	<i>Temps de collecte par logement de la catégorie u</i>
l_c^u	<i>Nombre de logements de type u desservis par la collecte c</i>
β_d	<i>Temps de collecte par logement de la catégorie d</i>
l_c^d	<i>Nombre de logements de type d desservis par la collecte c</i>
β_a	<i>Temps de collecte par logement de la catégorie a</i>
l_c^a	<i>Nombre de logements de type a desservis par la collecte c</i>

En connaissant la durée de collecte (t_c) et le nombre de kilomètres de la zone (n_z), une vitesse moyenne arithmétique de collecte (v_c) est calculée :

$$v_c = \frac{n_z}{t_c} \quad (3.16)$$

3.2.2 Estimation du coût de transport

Pour le calcul des coûts de transport (C_t), l'équation est légèrement différente :

$$C_t = \left(FC_t * \eta_{\text{diesel}} + \frac{C_h}{v_t} \right) * n_t * (1 + m) \quad (3.17)$$

Avec

C_t	<i>Coût annuel du transport</i>
FC_t	<i>Consommation de carburant durant le transport</i>
v_t	<i>Vitesse de transport du camion</i>
η_{diesel}	<i>Prix du carburant</i>
C_h	<i>Coût horaire du camion</i>
m	<i>Marge de profit brute de l'entrepreneur</i>
n_t	<i>Nombre de kilomètres parcourus durant le transport</i>

La différence vient du fait que cette fois-ci, ce sont les kilomètres de transport (n_t), entre le centroïde de la zone de collecte et le centre de recyclage, qui sont pris en compte. De plus, la vitesse du camion est modifiée car le comportement du camion est différent entre les deux étapes puisqu'il n'a pas à s'arrêter très fréquemment lors du transport de la matière.

En connaissant le lieu de recyclage, le nombre de kilomètres de transport pour chaque aller-retour peut être calculé. La production est estimée à partir de l'outil défini dans la première partie de la méthodologie. Ces deux données permettent de connaître le nombre de kilomètres avant la pleine capacité du camion (n_f). Cela va permettre de comptabiliser le nombre d'aller-retour (n_{tr}) et donc la distance de transport totale jusqu'au centre de recyclage nécessaire pour le traitement de cette zone. Dans le cas où ce nombre de kilomètres est supérieur à celui de la zone, il est choisi de prendre comme valeur le nombre total de kilomètres de la zone car le camion est obligé d'aller au centre de recyclage même s'il n'est pas plein après la collecte.

3.2.2.1 Détermination du kilométrage pour le transport des matières jusqu'au centre de recyclage

La première partie de la méthodologie a permis d'estimer la production de matières résiduelles dans une zone donnée. Cette matière doit être collectée dans des camions spécialisés. Le plus souvent, la capacité maximale d'un camion de collecte (C) est de 12 tonnes. Cependant, cette capacité maximale est rarement atteinte. À partir des billets de pesées de la Ville de Montréal, un camion contient en moyenne 10 tonnes.

En divisant la quantité totale de matière collectée annuellement (Q) sur la zone par son nombre de kilomètres (n_z), on obtient la production par kilomètres de la zone collectée (p_c).

$$p_c = \frac{Q}{n_z} \quad (3.18)$$

Pour obtenir le nombre de kilomètres avant remplissage du camion de collecte n_f , la capacité est divisée par la production :

$$n_f = \frac{C}{p_c} \quad (3.19)$$

Puis le nombre de trajets annuel (n_{tr}) de la zone collectée au lieu de recyclage est calculé en divisant la quantité totale par la capacité du camion :

$$n_{tr} = \frac{Q}{C} \quad (3.20)$$

Le nombre de kilomètres de transport est enfin obtenu en multipliant le nombre de trajets par la distance entre le centroïde de la zone et le centre de recyclage (n_i).

$$n_t = 2 * n_{tr} * n_i \quad (3.21)$$

3.2.2.2 Détermination de la vitesse du camion lors du transport

La distance entre la zone de collecte et le centre de recyclage varie, ce qui modifie le coût du transport car une zone plus éloignée va nécessiter plus de carburant, de temps et de kilomètres. Afin d'estimer la vitesse moyenne de transport, il est fait l'hypothèse qu'elle est calculée en déterminant le temps et la distance entre le centroïde de la zone et l'installation de traitement à l'aide du logiciel QGIS.

3.2.3 Validation du modèle

La validation de la méthodologie proposée est réalisée à partir des contrats de collecte et transport d'ordures ménagères de la Ville de Montréal.

Pour chaque contrat, le secteur de collecte est décrit, le nombre de collectes, le lieu de traitement jusqu'où sont transportés les matières, et le coût par porte sont rapportés. À l'aide d'un SIG, le nombre de logements et leur type sont calculés pour chaque secteur afin d'estimer le gisement, la vitesse de collecte et le nombre de kilomètres de voirie.

La consommation du camion, le prix du diesel et le coût horaire étant fixes, un coût de collecte et de transport est obtenu pour chacun des secteurs contractés. Les coûts obtenus sont ensuite comparés avec les coûts facturés à la Ville de Montréal.

3.3 Estimation des coûts de traitement des MRO au Québec

Une fois générées puis collectées, les MRO sont transportées jusqu'à leur lieu de traitement. L'objectif de cette partie est d'établir une méthodologie permettant d'estimer les coûts et les revenus du traitement des MRO au Québec.

La revue de littérature a permis de déterminer les trois principales technologies de traitement des MRO : la biométhanisation, le compostage en système fermé et le compostage en système ouvert.

Dans un premier temps, un inventaire des installations existantes traitant des MRO est réalisé. À partir des données obtenues, deux équations, l'une pour les coûts d'investissements et l'autre pour les coûts d'opérations et maintenance, sont définies pour la biométhanisation et le compostage en système ouvert. Pour le compostage fermé, en absence de données d'installations fiables, les coûts seront estimés à partir des travaux de SOLINOV (2014) et du CCC (2018).

Dans un second temps, les revenus sont estimés en fonction de la voie de valorisation.

3.3.1 Estimation des coûts d'un traitement par biométhanisation

D'après la revue de littérature, la biométhanisation est une technologie de traitement des MRO qui permet, en fonction de la capacité de traitement, de réaliser des économies d'échelle. Si tel est le cas, les équations permettant l'estimation des coûts de traitement font intervenir une fonction puissance et peuvent être représentées de la façon suivante :

$$C_{\text{inv}} = c_1 * Q_{\text{MRO}}^{f_1} \quad (3.22)$$

$$C_{\text{O\&M}} = c_2 * Q_{\text{MRO}}^{f_2} \quad (3.23)$$

À partir des données disponibles et présentées à l'Annexe F, les constantes c_1 et c_2 ainsi que les facteurs f_1 et f_2 sont déterminés.

3.3.2 Estimation des revenus générés par la biométhanisation

La principale source de revenus de la biométhanisation vient de la production du biogaz. Afin de déterminer ces revenus, sa production est tout d'abord estimée. Pantaleo et al. (2013) proposent de l'estimer à partir de l'équation suivante :

$$V_B = Q_{MRO} * y_B * (1 - l_D) * (1 - l_U) * (1 - l_H) \quad (3.24)$$

Avec

V_B	<i>Volume de biogaz produit</i>
y_B	<i>Quantité de biogaz produite par tonne de MRO</i>
Q_{MRO}	<i>Quantité de MRO traitée par an</i>
l_D	<i>Pourcentage de biogaz perdu lors du procédé</i>
l_u	<i>Pourcentage de biogaz perdu lors de la purification</i>
l_H	<i>Pourcentage de biogaz utilisé pour chauffer le digesteur</i>

Comme cela a été évoqué plus haut, le biogaz peut être valorisé en l'utilisant pour produire de l'électricité ou être introduit dans un réseau de gaz naturel. Afin de pouvoir déterminer les différents scénarios possibles, deux équations permettant d'estimer les revenus de ces deux voies sont définies dans la partie suivante.

Électricité

Le biogaz peut être valorisé par combustion en électricité. Cette production est estimée en utilisant le pouvoir calorifique inférieur du biogaz H et un facteur de perte, l_p , représentant les besoins en électricité de l'usine. Ainsi, les revenus générés par la valorisation du biogaz en électricité peuvent être estimés :

$$R_{el} = P_{kWh} * \rho * (1 - l_p) * V_B * H \quad (3.25)$$

Avec

R_{el}	<i>Revenu par valorisation électrique du biogaz</i>
P_{kWh}	<i>Prix du kilowattheure</i>
ρ	<i>Efficacité du moteur</i>
l_p	<i>Pourcentage d'électricité consommée par l'installation</i>
H	<i>Pouvoir calorifique inférieur du biogaz</i>

Insertion dans un réseau de gaz naturel

Les revenus peuvent aussi venir de l'insertion de biométhane dans un réseau de gaz naturel. Les revenus associés à cette voie avec r_v , la proportion de biométhane par m³ de biogaz produit, sont calculés à partir de l'équation suivante :

$$R_{GN} = P_{GN} * V_B * r_V \quad (3.26)$$

Avec

R_{GN}	<i>Revenu par insertion du biogaz dans un réseau de gaz naturel</i>
P_{GN}	<i>Prix du m³ de gaz naturel</i>
r_V	<i>Pourcentage de méthane dans le biogaz</i>

3.3.3 Estimation des coûts d'un traitement par compostage

Les coûts de traitement par compostage diffèrent en fonction du système, ouvert ou fermé, choisi. Dans le cas du système ouvert, plusieurs auteurs (Ullah, 2017 ; CCC, 2018) observent l'absence d'économie d'échelle pour cette technologie. L'équation d'estimation des coûts prend alors la forme linéaire suivante :

$$C_{inv} = c_3 * Q_{MRO} \quad (3.27)$$

$$C_{O\&M} = c_4 * Q_{MRO} \quad (3.28)$$

Pour vérifier cette relation et estimer le coût de traitement par compostage ouvert, les données issues des installations de compostage présentées en Annexe F sont portées en fonction de leur capacité.

3.3.4 Estimation des revenus générés par le compostage

Le prix du compost dépend grandement du secteur dans lequel il est utilisé. Pour pouvoir prendre en compte ce paramètre, l'équation suivante est définie :

$$R_c = P_c * Q_c \quad (3.29)$$

Avec

R_c	<i>Revenu venant de la vente de compost</i>
Q_c	<i>Quantité de compost produit</i>
P_c	<i>Prix de vente d'une tonne de compost</i>

3.3.5 Estimation des coûts de traitements annuels en fonction du contexte

Le coût annuel global du traitement de la matière organique pour les trois technologies analysées dans cette étude est estimé en sommant le coût lié au remboursement de l'investissement (C_{inv_a}), les coûts opérationnels ($C_{O\&M_a}$) et les revenus (R). En fonction du territoire où l'installation est implantée, d'éventuelles subventions peuvent être obtenues. Le coût annuel du projet (C_a), est estimé en prenant en compte ces subventions :

$$C_a = C_{inv_a} + C_{O\&M_a} - R \quad (3.30)$$

Si cette subvention concerne la conception et la construction de l'infrastructure (F_u), le coût lié au remboursement annuel (C_{inv_a}) est estimé à partir de l'équation suivante :

$$C_{inv_a} = (1 - F_u) * C_{inv} * f_a \quad (3.31)$$

Le facteur d'annuité est déterminé en posant un taux d'intérêt (r) et une durée d'amortissement (γ_u) :

$$f_a = r * \frac{(1 + r)^{\gamma_u}}{(1 + r)^{\gamma_u} - 1} \quad (3.32)$$

Une durée d'amortissement de 20 ans et un taux d'intérêt de 8 % sont couramment utilisés pour des projets de ce type (Pantaleo et al, 2013).

Si la subvention concerne le côté opérationnel du projet (F_o), le coût annuel opérationnel ($C_{O\&M_a}$) est calculé de la façon suivante :

$$C_{O\&M_a} = (1 - F_o) * C_{O\&M} \quad (3.33)$$

Pour chacune des technologies, une équation, permettant d'estimer les coûts en fonction de la capacité de traitement et des subventions possibles, est développée.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Le chapitre 4 présente et analyse les résultats obtenus pour les différentes parties de la méthodologie détaillées précédemment.

Dans un premier temps, les résultats du modèle de génération sont présentés et comparés à ceux de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014, 2015). Dans un second temps, les coûts de collecte et transport calculés à partir de la méthodologie définie sont comparés aux contrats de la Ville de Montréal. Enfin, pour chaque technologie de traitement identifiée précédemment, les équations, estimant les coûts d'investissement, d'opération et les revenus, obtenues sont présentées.

4.1 Génération de matières résiduelles en fonction du bâti

Pour chacune des voies de collecte, une régression linéaire multiple basée sur le type de bâti est calculée puis validée en suivant la méthodologie décrite en Annexe D.

Afin d'analyser les coefficients obtenus par ces régressions, ils sont comparés avec la caractérisation, la plus récente à ce jour, faite par RECYC-QUÉBEC et ÉEQ en 2012-2013 (Tableau 4-1). La principale limite de cette comparaison réside dans le fait que les types de logements ne sont pas les mêmes que ceux utilisés dans ce mémoire. En effet, RECYC-QUÉBEC et ÉEQ ont publié leurs résultats en trois catégories : l'unifamiliale, le plex et le multilogement. Si l'unifamiliale et le multilogement se retrouvent dans les études, le duplex ne représente qu'un type de logement dans la catégorie plex. Ainsi, il faut s'attendre à ce que la différence entre les coefficients des deux études soit plus importante pour cette catégorie. De plus, les données de bilans utilisées dans cette étude ne permettent pas de connaître le taux de pureté de la collecte. Pour permettre la comparaison, ce taux est supposé constant en fonction du type de logement et égale à celui de la caractérisation.

Tableau 4-1 : Résultats de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014, 2015) en fonction du type de logement.

Catégories (kg/pers/an)	Unifamiliale	Plex	Multilogements
Autres matières acceptées	17	10	9
Autres matières non acceptées	28	22	23
Autres résidus de jardin	45	6	4
Couches	11	10	9
Feuilles	12	8	1
Gazon	14	1	2
Résidus de table	81	64	61
Total : Matières organiques	208	120	107
Papier et carton	23	23	31
Métal	5	4	6
Plastique	19	17	17
Verre	6	6	10
Total : Matières recyclables éliminées	52	50	64
Total : Matières recyclables récupérées	103	74	54
Total : Matières recyclables	155	123	117
Autres matières résiduelles	117	127	93
TOTAL Matières résiduelles	480	371	318

4.1.1 Matières résiduelles

En sommant les quantités collectées par les trois voies et en les couplant au bâti de chacun des territoires, la régression suivante est obtenue :

$$M_t = (1,36 * l_t^u + 1,02 * l_t^d + 0,52 * l_t^a) \quad (4.1)$$

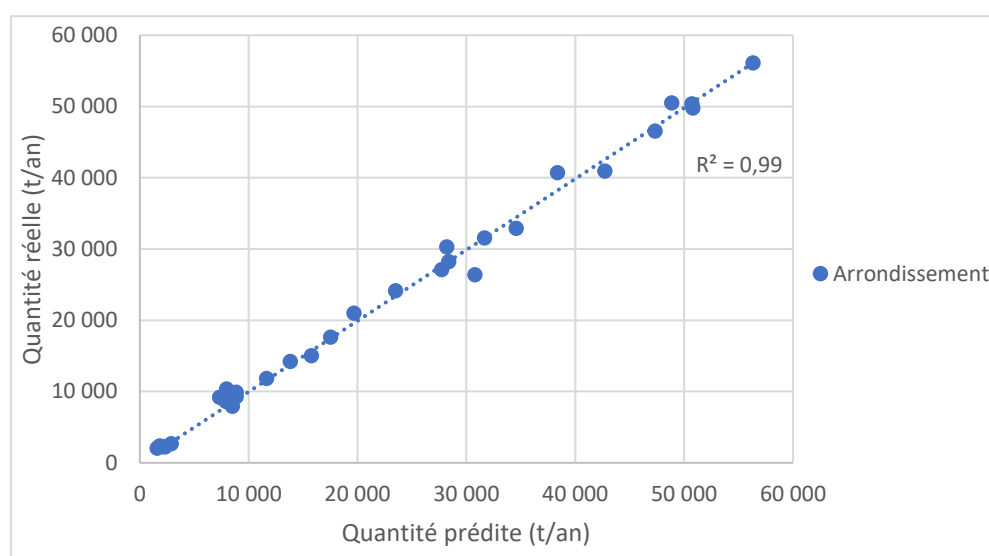


Figure 4-1 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les matières résiduelles

La

Figure 4-1 permet de voir que la régression trouvée donne une excellente prédiction de la quantité réellement collectée sur le territoire. En effet, pour l'ensemble des territoires de l'agglomération de Montréal, les quantités collectées d'ordures ménagères, de matière organique et de matière recyclable sont retrouvées à partir de la régression obtenue.

Ainsi, à partir de ces résultats, une unifamiliale produit 1.360 t/an de matières résiduelles contre 1,02 t/an pour un duplex et 0,52 t/an pour un autre logement dans un immeuble.

Pour analyser les résultats sur une base commune, les valeurs obtenues sont divisées par le nombre de personnes vivant dans le logement (Tableau 4-2).

Tableau 4-2 : Taille moyenne des ménages en fonction du type de logement (QGIS)

Type de logement	Unifamilial	Duplex	Autres
Nombre de personnes	2,71	2,23	1,87

Ce qui permet de dire qu'une personne vivant dans une unifamiliale dépose 502 kg/an de matières résiduelles en bordure de rue contre 451 kg/an si elle vit dans un duplex et 278 kg/an en appartement dans un immeuble.

D'après les résultats de la caractérisation, une unifamiliale génère par année 480 kg/pers. de matières résiduelles, un multiplex 371 kg/pers. et 318 kg/pers. pour un multilogement. L'écart relatif entre ces résultats et les coefficients obtenus à partir de la régression sont de 4 % pour l'unifamiliale, 13 % pour les autres logements et 18 % pour le duplex.

La même méthodologie est adoptée pour obtenir les coefficients propres à chaque type de bâti pour les deux voies de collecte analysées.

4.1.2 Matières recyclables

De la même façon que pour la régression précédente, les données de bilan pour les matières recyclables sont couplées aux données de bâti et permettent de définir la régression suivante :

$$M_{\text{REC}} = (0,270 * l_{\text{REC}}^u + 0,150 * l_{\text{REC}}^d + 0,139 * l_{\text{REC}}^a) \quad (4.2)$$

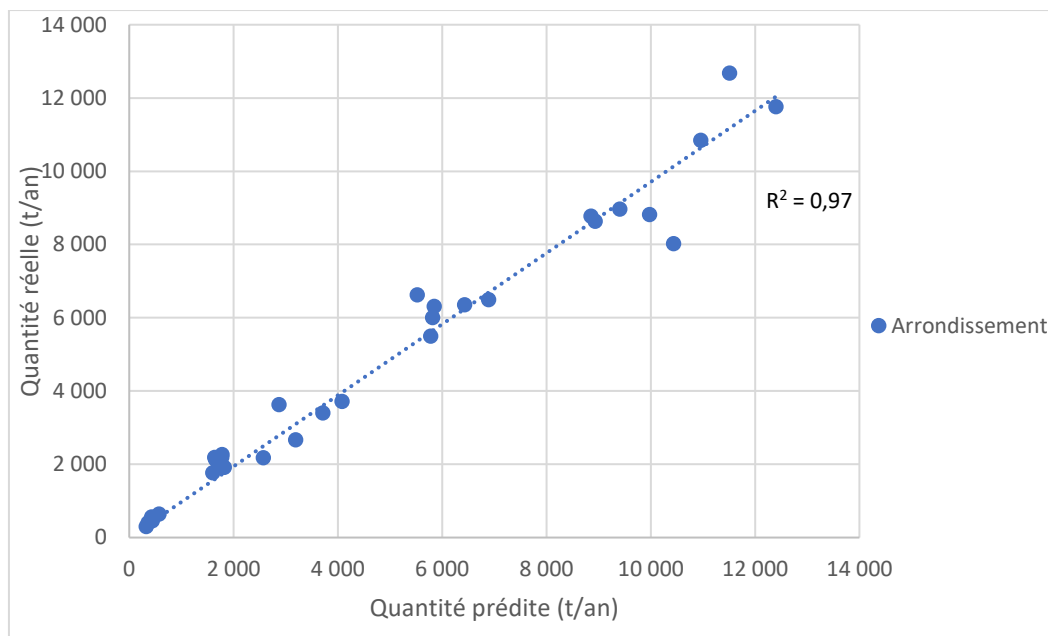


Figure 4-2 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les matières recyclables

En comparant les quantités estimées aux quantités collectées (Figure 4-2), on peut constater que la prédiction pour les matières recyclables est, certes moins bonne que pour la génération globale, mais plutôt satisfaisante. Il est tout à fait logique que la qualité de la prédiction diminue lorsqu'on se concentre sur une collecte en particulier car chaque territoire analysé ne diffère pas seulement par la proportion des types de logements. Comme le détaille le document d'ÉEIQ publié en 2008 « *Bonnes Pratiques de collecte sélective des matières recyclables* », le type de logement est un paramètre influençant la performance de cette collecte, mais ce n'est pas le seul. La taille du contenant ou encore le mode de collecte sont autant de paramètres qui jouent un rôle et dépendent de la politique de gestion des matières résiduelles mise en place sur le territoire. Il n'a pas été possible à ce jour de définir un coefficient pour chacun des facteurs influençant la production de matière recyclable, mais c'est l'objectif d'un projet au sein de la CRVMR.

D'après le modèle, la quantité moyenne de MR détournées par la collecte sélective des matières recyclables sont de 270 kg/an pour un logement unifamilial, 150 kg/an pour un logement dans un duplex et 139 kg/an pour un autre logement dans un appartement. Par habitant, cela revient à 100 kg/pers./an pour l'unifamilial, 66 kg/pers./an pour le duplex et 74 kg/pers./an pour l'autre logement. En ce qui concerne les matières recyclables, la caractérisation obtient un taux de récupération de 117 kg/pers./an pour l'unifamilial, 84 kg/pers./an pour le plex et 61 kg/pers./an pour le multilogement. Il y a un écart relatif de 14 % entre les deux résultats pour la catégorie

unifamiliale, 21 % pour la catégorie duplex et 17 % pour la catégorie autre logements. Il est important de noter que cette comparaison n'est pas parfaite car la catégorie plex de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ prend en compte les triplex et quadruplex dont le comportement est plus proche de la catégorie autre logements dans le cadre de ce travail. Il est cohérent de trouver une différence plus importante pour ces deux catégories.

4.1.3 Ordures ménagères et troisième voie

En couplant les quantités collectées pour les ordures ménagères et la troisième voie avec les données du bâti de chacun des territoires, la régression suivante est obtenue :

$$M_{OM} = (1,087 * l_{OM}^u + 0,870 * l_{OM}^d + 0,378 * l_{OM}^a) \quad (4.3)$$

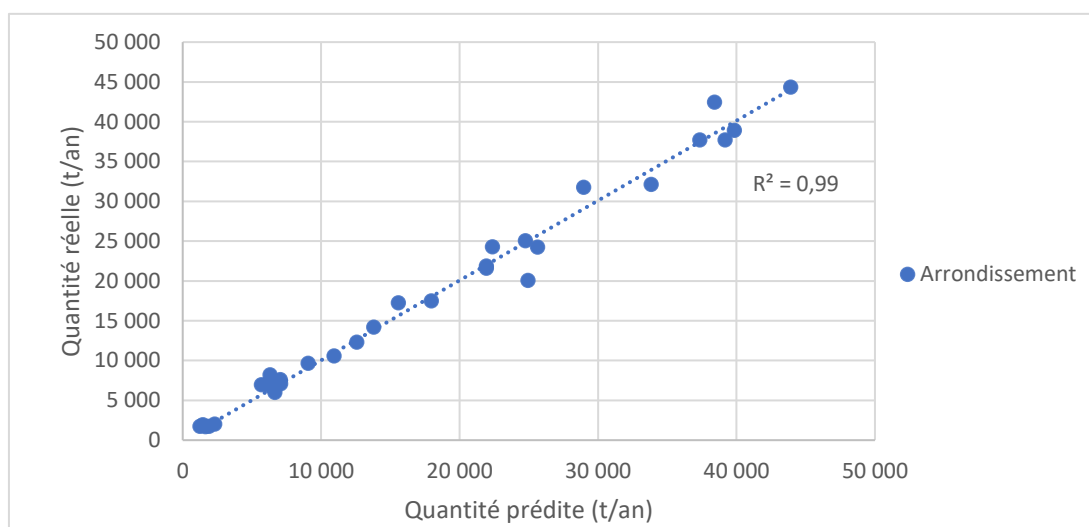


Figure 4-3 : Vérification de la qualité de la prédiction pour les ordures ménagères

La Figure 4-3 montre que la régression obtenue permet de retrouver avec précision les valeurs réellement collectées annuellement sur l'ensemble des arrondissements. Concernant les coefficients de génération obtenus par type de logement, on peut observer que l'unifamiliale produit plus d'ordures ménagères (1087 kg/an) que le logement dans un duplex (870 kg/an) et les autres logements dans des appartements (378 kg/an).

Ainsi, selon cette régression, une personne vivant dans un logement unifamilial produit 401 kg/an, contre 385 kg/an pour une personne vivant dans un duplex et 202 kg/an dans un autre logement.

Pour les ordures ménagères (sans troisième voie), RECYC-QUÉBEC estime une production de 377 kg/pers./an pour un logement unifamilial, 297 kg/an pour un plex et 264 kg/an pour un autre logement dans un immeuble.

L'écart relatif entre ces résultats et ceux de la régression est de 6 % pour la catégorie unifamiliale, 31 % la catégorie autre logements et 23 % pour la catégorie duplex.

4.1.4 Réponse du modèle en fonction de l'échelle du territoire analysé

L'un des objectifs du modèle d'estimation de génération développé est de pouvoir être utilisé pour plusieurs échelles de territoire. Pour cela, une comparaison est faite entre les données réelles de générations provenant de bilan annuel et l'estimation faite par le modèle deux territoires sont utilisés pour faire cette étude : la Ville de Laval et l'arrondissement de Verdun.

Ville de Laval

À partir du Bilan 2016 de GMR de la Ville de Laval, les quantités collectées d'ordures ménagères, de matières organiques et de matières recyclables sont connues. Ces données sont couplées avec les données du recensement concernant le nombre et le type de logements présents sur le territoire de Laval (Tableau 4-3).

Tableau 4-3 : Données de génération de MR pour la Ville de Laval

Territoire	Ordures ménagères + 3 ^e voie (tonne/an)	Matières recyclables (tonne/an)	Total (tonne/an)	Unifamilial	Duplex	Autres logements
Laval	137 508	35 006	172 515	95 375	4 775	60 180

En utilisant les coefficients calculés précédemment, on obtient :

$$M_{OM} = 130\,696 \text{ t/an}$$

$$M_{REC} = 34\,857 \text{ t/an}$$

$$M_t = 165\,554 \text{ t/an}$$

L'écart relatif entre les deux valeurs est de 5 % pour les ordures ménagères et 0,4 % pour les matières recyclables.

Arrondissement de Verdun

Comme cela a été présenté lors de la méthodologie, il arrive que pour certains secteurs de collecte, des données de bilans soient disponibles. C'est le cas pour l'arrondissement de Verdun pour les

ordures ménagères et la troisième voie où, à partir des billets de pesées des collectes quotidiennes, on peut connaître la génération de chacun des secteurs de collecte en fonction du nombre de logements présents d'après les données du Recensement 2016 (Tableau 4-4).

Tableau 4-4 : Données du recensement 2016 pour les secteurs de collecte de Verdun

Territoire	Quantité collectée d'ordures ménagères (tonnes/an)	Unifamilial	Duplex	Autres logements
Secteur 1	4 600	1 455	390	7710
Secteur 2	3 200	205	595	5 865
Secteur 3	5 100	480	1 650	7795
Secteur 4	3 200	360	5 040	1 930
Total	17 000	2 500	7 675	23 300

À partir du modèle, on estime la génération d'ordures ménagères sur chacun des secteurs :

$$M_{OM1} = 4\,855 \text{ t/an}$$

$$M_{OM3} = 4\,920 \text{ t/an}$$

$$M_{OM2} = 2\,970 \text{ t/an}$$

$$M_{OM4} = 5\,511 \text{ t/an}$$

L'écart relatif entre les résultats est de 5 % pour le secteur 1, 8 % pour le secteur 2, 3 % pour le secteur 3 et 36 % pour le secteur 4.

Le résultat pour le secteur 4 est très surprenant et c'est là qu'intervient une des limites d'utiliser le Recensement 2016. Dans le but de comprendre d'où venait l'erreur du modèle, les données de logements ont été comparées à celles du Rôle foncier 2016 à l'échelle de l'arrondissement.

Tableau 4-5 : Données du rôle foncier 2016 des logements de l'arrondissement de Verdun

Type de logement	Unifamilial	Duplex	Triplex	1 à 8 logs.	9 logs. et +
Verdun	2 556	4 169	3 149	9 108	13 600

En comparant le Tableau 4-4 avec le Tableau 4-5, on peut voir que pour les unifamiliales, les deux données sont proches. De la même façon pour les autres logements et la somme des deux catégories de multilogements (1 à 8 et 9 et +), les résultats sont semblables. En revanche, il y a une différence pour les duplex. En effet, le secteur 4 contient à lui seul plus de logements dans un duplex que tout l'arrondissement de Verdun si l'on en croit le Rôle foncier. Il est intéressant de voir que la différence entre les deux valeurs est proche de celle correspondant au triplex pour le Rôle foncier. Or, dans le modèle développé pour cette étude, l'hypothèse est faite que les triplex ne se comportent pas comme un duplex, mais comme un multilogement. En faisant l'hypothèse que la valeur très élevée du Recensement provient d'une somme des duplex et triplex, l'estimation des ordures ménagères pour le secteur 4 est faite en soustrayant au nombre total de duplex comptabilisés dans le Rôle foncier, le nombre de duplex localisés dans les trois autres secteurs. Le nombre de duplex dans le secteur 4 est modifié de 5 040 à 1 534.

L'estimation est recalculée en utilisant cette valeur et l'écart entre la prévision et la donnée de bilan n'est plus que de 8 %.

Ainsi, les résultats obtenus montrent qu'en appliquant le modèle d'estimation des quantités générées sur deux autres territoires, où les données de bilans et de logements étaient disponibles, les quantités estimées se révèlent très proches des quantités réellement collectées. Ces résultats sont encourageants et montrent qu'il est envisageable d'estimer la génération sur des territoires ayant des échelles différentes de celle utilisée pour construire le modèle.

4.1.5 Discussion des résultats et limites du modèle

Les régressions obtenues à partir du modèle d'estimation des quantités de MR générées montrent une bonne qualité d'ajustement par rapport aux données de bilans des arrondissements. De plus, en utilisant ces régressions sur d'autres territoires, les quantités estimées sont très proches de celles réellement collectées.

L'analyse des coefficients de ces régressions a permis de vérifier l'influence du type de logement sur la génération de MR. En effet, pour les voies de collecte analysées, le logement de la catégorie « unifamilial » produit plus de MR que le logement de la catégorie « duplex » et celui de la catégorie « autres ». En ramenant la génération par personne, les résultats ont permis de confirmer le fait que la génération d'un logement n'est pas seulement impactée par le nombre de personnes

qui y habitent. Les coefficients de génération par type de logement ont par la suite été comparés avec ceux de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014, 2015).

Pour la catégorie « unifamilial », l'écart entre les deux valeurs est très faible allant de 4 à 14 %. Pour la catégorie « duplex », cet écart se situe entre 13 et 31 %. Enfin, pour la catégorie « autres », il va de 18 à 21 %.

Pour expliquer ces écarts, plusieurs raisons peuvent être avancées. Tout d'abord, les données disponibles dans le cadre de cette étude n'ont pas permis d'utiliser les mêmes catégories de logements que celle de la caractérisation. Or, et c'est ce que montre les résultats, le type de logement fait varier la génération. Il est probable que l'augmentation de l'écart pour les catégories « duplex » et « autres logements » soit causée par cette différence de catégorie. Les faibles écarts obtenus pour la catégorie « unifamilial » qui est équivalente dans les deux études vont dans ce sens.

De plus, la pureté des collectes de la Ville de Montréal a été posée, par défaut, comme étant égale à celle obtenue par la caractérisation de RECYC-QUÉBEC ET ÉEQ et constante en fonction du type de logement. Or, il y a fort à penser que comme le taux de récupération, la pureté de la voie de collecte varie en fonction du type de logement.

Ainsi, même en l'absence de certaines données, le modèle développé permet une bonne estimation des quantités collectées par le secteur résidentiel et retrouve les résultats de la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (2009, 2014, 2015). Cela tend à confirmer le fait que le comportement des personnes vivant sur l'Île de Montréal peut être assimilé à celui de l'ensemble de la province du Québec. De ce fait, il est envisageable d'utiliser la composition moyenne obtenue par cette caractérisation pour estimer le gisement des MRO.

4.1.6 Résidus organiques

La collecte des matières organiques n'étant pas encore totalement implantée, une régression entre le bâti et la génération ne peut pas être réalisée. Cependant, à la vue des résultats précédents et des similitudes avec la caractérisation de RECYC-QUÉBEC et ÉEQ (Tableau 4-1) il est fait l'hypothèse que cette génération peut être estimée à partir du pourcentage de résidus alimentaires et résidus verts générés par type de logement (Tableau 4-6).

Tableau 4-6 : Fraction de matières résiduelles organiques recyclables dans les matières résiduelles en fonction du bâti

Matières	Unifamiliale	Duplex	Autres logements
Résidus alimentaires	16,9 %	17,2 %	19,2 %
Résidus verts	18,3 %	6,7 %	5,0 %

Deux équations d'estimation de génération sont définies et permettent d'estimer la génération de MRO en fonction du bâti sur le territoire analysé :

$$M_{RA} = (0,230 * \tau_{RA,RA}^u * \frac{1}{\pi_{RA}^u} * \sigma_{RA}^u * l_{RA}^u + 0,176 * \tau_{RA,RA}^d * \frac{1}{\pi_{RA}^d} * \sigma_{RA}^d * l_{RA}^d + 0,100 * \tau_{RA,RA}^a * \frac{1}{\pi_{RA}^a} * \sigma_{RA}^a * l_{RA}^a) \quad (4.4)$$

$$M_{RV} = (0,233 * \tau_{RV,RV}^u * \frac{1}{\pi_{RV}^u} * \sigma_{RV}^u * l_{RV}^u + 0,068 * \tau_{RV,RV}^d * \frac{1}{\pi_{RV}^d} * \sigma_{RV}^d * l_{RV}^d + 0,026 * \tau_{RV,RV}^a * \frac{1}{\pi_{RV}^a} * \sigma_{RV}^a * l_{RV}^a) \quad (4.5)$$

4.2 Coûts de collecte et de transport

En se basant sur la méthodologie présentée dans le chapitre précédent, les valeurs des paramètres clés pour l'estimation des coûts de collecte et de transport sont calculées à partir des données disponibles sur les logiciels de gestion de flotte des entrepreneurs privés en contrat avec la Ville de Montréal. Puis, ces valeurs sont utilisées pour estimer le coût de collecte et de transport pour chacun des arrondissements de la Ville de Montréal. Enfin, ces coûts estimés sont comparés à ceux réellement facturés à la Ville de Montréal.

4.2.1 Estimation des paramètres clés du modèle

Lors des appels d'offres, la Ville de Montréal impose aux entrepreneurs d'avoir accès aux logiciels de gestion des camions de collecte. Ce type de logiciel permet d'obtenir des informations comme l'itinéraire de collecte et l'heure de passage de chaque camion.

4.2.1.1 Détermination du coût horaire d'un camion de collecte

En utilisant les données du logiciel de gestion de flotte utilisé par les entrepreneurs, le nombre d'heures d'utilisation de chaque camion par an (n_h) est connu. Pour représenter l'utilisation moyenne d'un camion, ces données sont moyennées pour obtenir le nombre moyen d'heures d'utilisations d'un camion par an (Annexe G).

$$n_h = \frac{\text{nombre d'heures d'utilisation totales}}{\text{nombre de camions}} \approx 2000 \text{ h/an}$$

Un camion est utilisé en moyenne 2000 h/an, soit environ 8 h/jour, en partant de l'hypothèse que les camions sont utilisés seulement les jours ouvrés (251 jours/an).

En supposant une durée de vie (γ_c) de 10 ans (Ville de Montréal, 2018), en connaissant le nombre d'heures d'utilisation d'un camion par an et en supposant un coût moyen (p) de 250 000 \$ par camion (Ville de Montréal, 2018) le coût horaire du camion est déterminé.

S'ajoute à cela le coût de la main-d'œuvre (C_{mo}). Dans le cadre de cette étude, il est fait l'hypothèse que cela revient à prendre en compte le salaire du chauffeur et des deux éboueurs à l'arrière du camion.

Le salaire moyen d'un conducteur est de 20 \$/h et 15 \$/h pour les éboueurs (Neuvoo, 2018). Les frais d'assurances n'étant pas connus, il faut prendre en compte que ce coût horaire est plus bas que le coût réel lors de l'interprétation des résultats. Enfin le coût de maintenance (C_M), comprenant le nettoyage et l'entretien des camions, est obtenu à partir d'une étude du Département de l'Énergie américain (Département de l'énergie américain, 2001).

En utilisant l'équation (3.13), le coût horaire d'un camion de collecte est estimé :

$$C_h = 72,35 \text{ $/h}$$

4.2.1.2 Détermination de la consommation de carburant

À partir des données obtenues par le logiciel de gestion de flotte (Annexe E), il est posé qu'un camion consomme en moyenne 0,72 L/km. En absence de distinction entre la collecte et le transport, cette valeur de consommation moyenne est aussi utilisée pour l'estimation des coûts de transport.

4.2.1.3 Détermination de la vitesse de collecte et de transport

Pour pouvoir estimer les coûts relatifs à la collecte et au transport des matières résiduelles, les vitesses ont été estimées.

En prenant chaque parcours de collecte où les données sont disponibles, le temps de parcours d'un camion sur une zone donnée est déterminé. Pour cela, il faut tout d'abord, déterminer quel camion dessert quel secteur, puis le temps nécessaire pour collecter la zone. Le temps de chaque camion est sommé et une estimation du temps de collecte est obtenue.

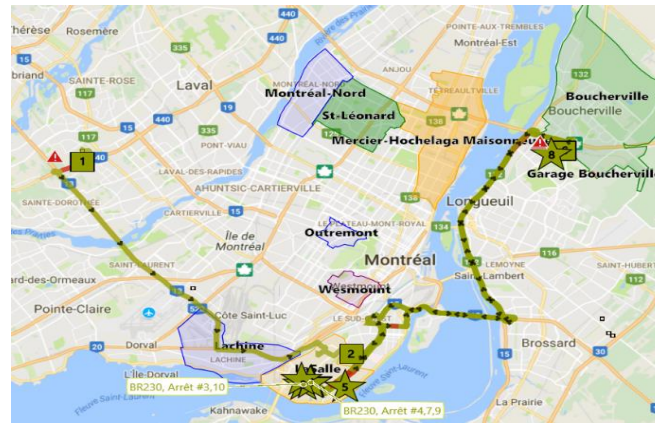


Figure 4-4 : Exemple de parcours de collecte de l'arrondissement de LaSalle (GÉOTAB)

Les temps de trajets des arrondissements du Sud-Ouest, de LaSalle, de Montréal-Nord, de Saint-Léonard et de Lachine ont été calculés, en séparant le temps associé à la collecte de celui au transport. Un nombre d'heures moyen est calculé à partir de la moyenne de 12 trajets, un par mois, pour chacun des arrondissements.

Vitesse de collecte

À partir d'un SIG, le nombre de logements et son type sont connus sur un secteur de collecte. Pour chacun des trajets, ce nombre est calculé et présenté en Annexe H.

Il est alors possible d'estimer le temps de collecte annuel moyen en fonction du bâti présent sur le secteur :

$$t_c = 8,0 * 10^{-3} * l_c^u + 3,2 * 10^{-3} * l_c^d + 1,5 * 10^{-3} * l_c^a \quad (4.6)$$

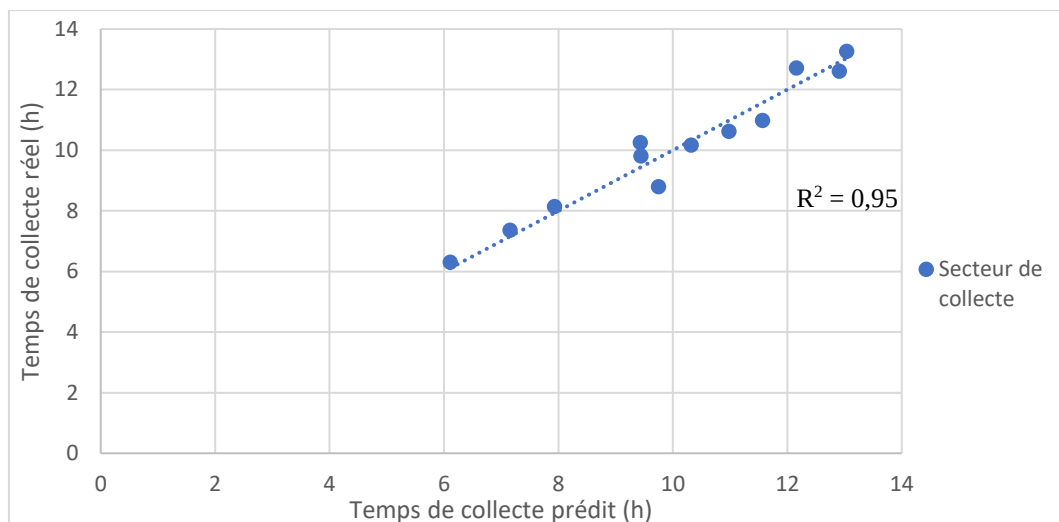


Figure 4-5 : Vérification de la quantité de la régression pour le temps de collecte

On peut voir que les temps estimés sont proches des temps réels (Figure 4-5) ce qui traduit une bonne qualité d'ajustement de la régression. Les coefficients de cette régression permettent de tirer plusieurs enseignements.

Tout d'abord, il faut plus de temps (28,7 s) pour collecter un logement unifamilial, qu'un logement dans un duplex (11,4 s), qu'un logement autre (5,22 s). Ensuite, il est intéressant de noter que le coefficient pour la durée de collecte d'une unifamiliale est deux fois supérieur à celui d'un logement dans un duplex. Comme on a pu le voir précédemment, ces deux types de logements génèrent presque la même quantité de matières résiduelles. La différence de temps peut s'expliquer par le fait que le camion collecte deux logements, voire trois s'il y a un demi-sous-sol, en un seul arrêt contre un arrêt par logement pour l'unifamilial. Enfin, le coefficient lié aux autres logements, les logements dans les immeubles, est difficilement analysable. Il est cependant logique qu'il soit le coefficient le plus faible car il représente le temps de collecte par logement alors que le camion effectue un seul arrêt pour tout l'immeuble. Ces résultats sont cohérents avec les estimations de Theisen (2002) qui a obtenu un temps moyen de collecte compris entre 30 et 36 secondes pour l'unifamiliale contre 12 secondes pour les multiplex.

Ainsi, pour une zone définie, le temps de collecte total est calculé. En connaissant le nombre de kilomètres de voirie parcourus, la vitesse de collecte moyenne est déterminée.

4.2.1.4 Détermination de la vitesse de transport

De la même façon que pour la vitesse de collecte, pour chaque trajet disponible, le kilométrage et le temps nécessaire pour l'aller-retour entre la zone de collecte et le centre de recyclage ont été calculés. Ils sont regroupés dans le Tableau 4-7.

Tableau 4-7 : Détermination de la vitesse moyenne de transport du camion de collecte

Arrondissement	Entrepreneur	Distance centroïde – recyclage (km)	Temps de parcours (min)	Vitesse (km/h)
1	A	14	16	51
2	A	26	32	49
3	A	12	10	71
4	A	22	24	56
5	A	18	24	46
6	B	24	22	64
7	B	19	17	68
8	B	15	14	65
9	B	17	17	61
10	C	23	27	52
11	D	30	35	51
12	D	29	33	53
13	E	33	39	51
14	F	12	12	60
15	G	34	36	57
16	G	9	9	60
17	G	25	24	62
18	G	27	37	44

4.2.2 Estimation des coûts de collecte et transport pour les arrondissements de Montréal

À partir des valeurs des paramètres clés définis précédemment, les coûts de collecte et de transport sont calculés. Un prix moyen par porte de prise en charge de ces matières est obtenu. Les résultats pour les contrats d'ordures ménagères sont présentés à la Figure 4-6.

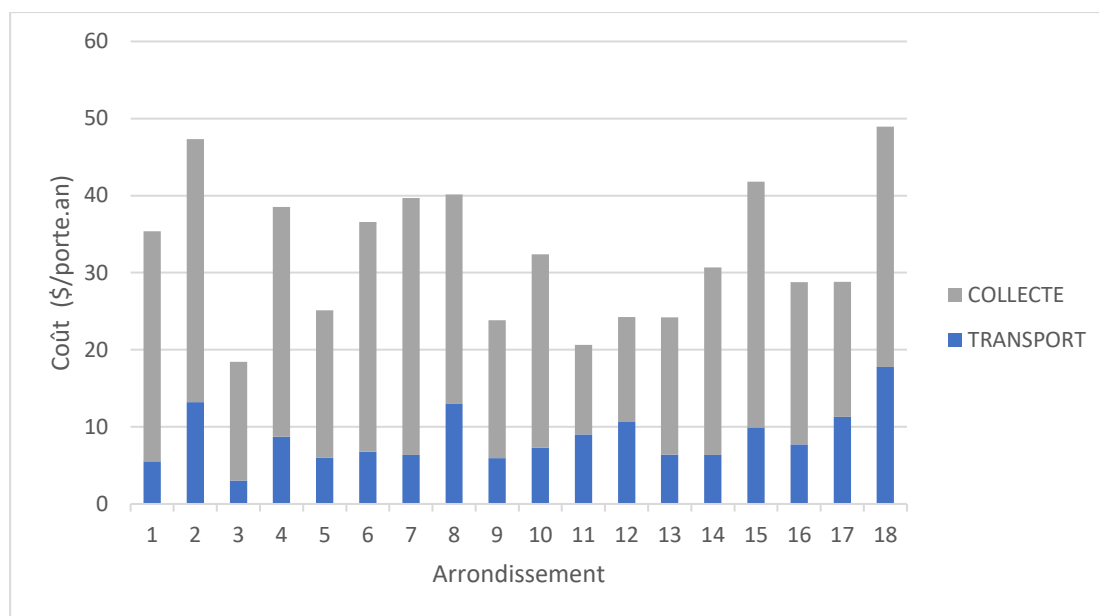


Figure 4-6 : Coûts de collecte et transport estimés pour les arrondissements de l'Île de Montréal

Les coûts estimés varient de 18 à 48 \$/porte, montrant que les spécificités du territoire et des logements qui s'y trouvent ont un impact important sur la collecte et le transport. Pour l'ensemble des territoires analysés, les coûts de collecte sont supérieurs à ceux de transport. Cette tendance est logique dans la mesure où le camion passe beaucoup plus de temps à collecter la matière plutôt qu'à la transporter. Afin de valider cette méthode d'estimation, les coûts sont aux coûts facturés à la Ville de Montréal.

4.2.3 Comparaison des résultats obtenus avec les contrats de la Ville de Montréal

Pour tester le modèle développé, les contrats de collecte et transport des matières résiduelles des arrondissements de la Ville de Montréal ont pu être consultés. L'objectif est maintenant de comparer les valeurs calculées par la méthodologie employée précédemment avec les coûts

facturés par les différents entrepreneurs. Pour chacune des voies de collecte mises en place sur l'arrondissement, un contrat est établi entre un entrepreneur et la Ville de Montréal. Il est possible qu'un entrepreneur desserve différentes voies de collecte sur plusieurs arrondissements. Les informations contenues dans les contrats (nombre de portes desservies, fréquence de passage, lieu de dépôt) permettent d'identifier les secteurs de collecte et ainsi de connaître le nombre et le type des logements desservis par les différentes collectes grâce aux données du recensement et du rôle foncier. La Figure 4-7 présente les résultats obtenus par le modèle et la comparaison avec les valeurs des contrats pour la voie de collecte des ordures ménagères.

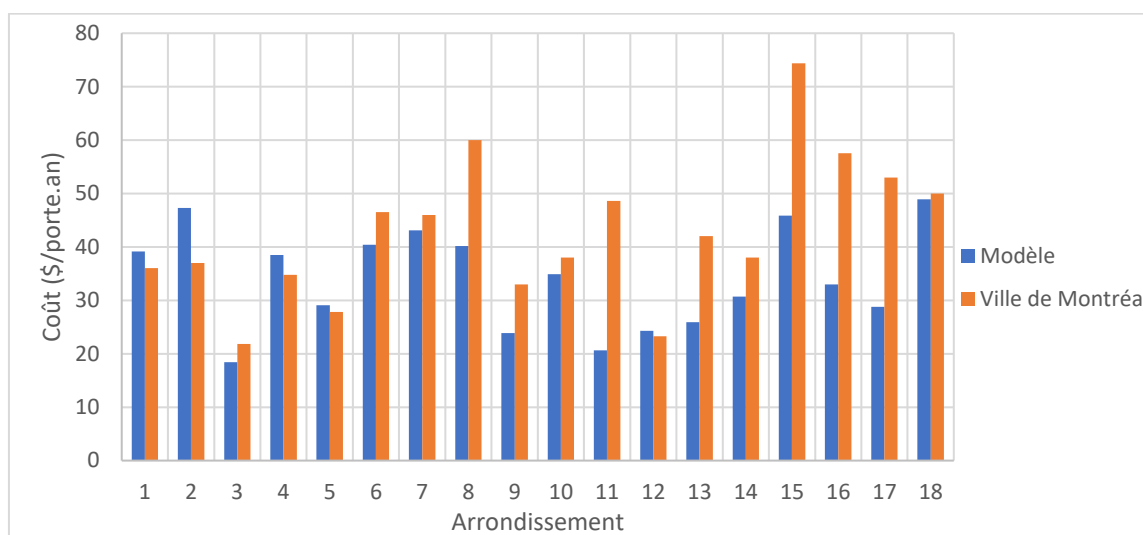


Figure 4-7 : Comparaison des coûts entre le modèle et la Ville de Montréal pour les ordures ménagères

Dans un premier temps, on peut voir que comme pour les coûts estimés, le coût facturé par porte par les entrepreneurs varie en fonction du territoire desservi. On peut voir que le modèle a tendance, dans la majorité des cas à sous-estimer les coûts, principalement les territoires 8, 11, 15, 16 et 17. Seulement cinq arrondissements sont légèrement surestimés (1, 2, 4, 5 et 12). L'écart moyen entre le modèle et le contrat est de 15 %.

Pour comprendre ces résultats, les arrondissements sont regroupés par entrepreneurs (Figure 4-8).

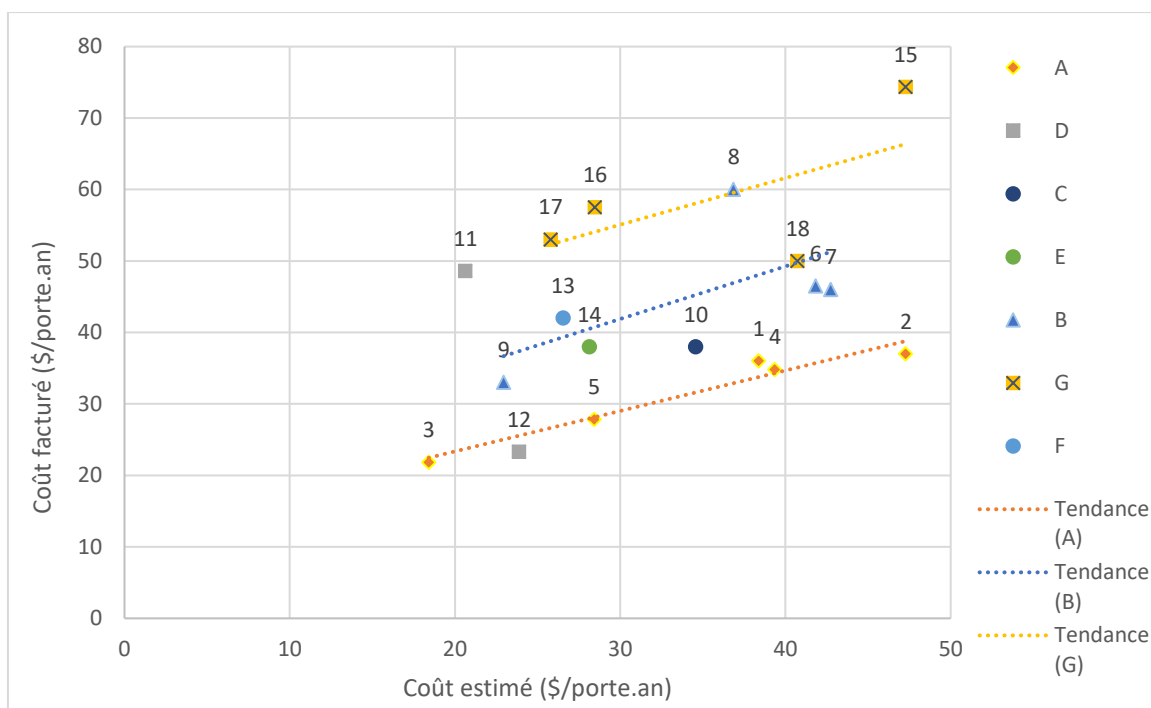


Figure 4-8 : Coût de collecte et de transport prédit vs coût facturé en fonction des entrepreneurs pour chaque territoire (les courbes de tendance sont indiquées pour les entrepreneurs qui ont plus de 3 contrats)

En portant le coût facturé en fonction du coût estimé, plusieurs observations peuvent être faites. Pour les entrepreneurs travaillant sur plusieurs territoires, on remarque que pour certains des tendances se dessinent. Sur les 5 arrondissements surestimés, 4 sont gérés par l'entrepreneur A. À l'opposé, 3 des 5 arrondissements fortement sous-estimés par le modèle sont gérés par l'entrepreneur G. Les résultats pour les autres entrepreneurs sont entre ces deux extrêmes. Cette observation pourrait s'expliquer par le fait que la marge de profit brute moyenne est définie comme une constante dans le modèle. En fonction du contexte du territoire (présence ou non de concurrents, quantité de matière à gérer, nombre de camions nécessaires, complexité à desservir le territoire, etc.), certains entrepreneurs peuvent fixer la même marge de profit brute pour chacun de leur contrat alors que d'autres l'adaptent au contexte du territoire (présence de concurrents, quantité de matière à gérer).

La différence entre les résultats peut aussi être causée par la non prise en compte de certains coûts additionnels dans le modèle. En effet, certaines compagnies offrent uniquement le service de

collecte et d'acheminement vers le lieu de traitement quand d'autres s'occupent aussi du traitement.

4.2.4 Discussion des résultats et limites du modèle

À partir de données géoréférencées, un modèle d'estimation des coûts de collecte et transport a été développé. Ce modèle a permis d'estimer les coûts de chacun des arrondissements de la Ville de Montréal puis de comparer ces coûts à ceux facturés par les entrepreneurs. Cette comparaison a montré, dans un premier temps, que les résultats estimés étaient, pour la majorité, proches des coûts facturés. Cependant, pour plusieurs territoires, les coûts estimés sont grandement sous-estimés. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces différences entre le modèle et le contrat. Tout d'abord, la marge de l'entrepreneur, qui a été fixée dans le modèle en l'absence de données propres à chacun des entrepreneurs, peut possiblement varier en fonction du territoire. De plus, certains coûts additionnels relatifs au modèle d'affaires de l'entrepreneur ne sont pas pris en compte par le modèle et peuvent être à l'origine de cette sous-estimation des coûts.

Parmi les limites du modèle, la vitesse de collecte a été calculée avec les données disponibles pour certains arrondissements. Il est probable que pour des arrondissements ayant certaines spécificités (ruelles, milieu semi-urbain ou urbain, trafic...), cette vitesse de collecte soit surestimée. De plus, le calcul du coût horaire repose sur des données issues des logiciels de gestion de flotte d'un entrepreneur. Ainsi, des valeurs, comme le nombre annuel d'heures d'utilisation, peuvent varier en fonction de la flotte que possède l'entrepreneur. Pour le transport, même s'il a été montré que ces coûts étaient souvent moins importants que la collecte, la distance entre le garage et la zone de collecte n'a pas pu être prise en compte.

Ainsi, ce modèle a été développé en utilisant l'ensemble des informations disponibles au moment de cette étude et permet d'obtenir une bonne estimation des coûts de collecte et transport dans le but de comparer différents scénarios sur un même territoire.

4.3 Coûts de traitement des MRO

Cette partie présente, pour chacune des technologies de traitement évoquées dans le chapitre précédent, les équations permettant d'estimer les coûts liés à leur investissement et leur opération, ainsi que les revenus envisageables en fonction de la voie de valorisation.

4.3.1 Coûts et revenus du traitement par biométhanisation

À partir des données de coûts provenant d'installations existantes (Annexe F), deux équations, l'une pour les investissements, l'autre pour les frais d'opérations et maintenance, sont présentées. Les résultats obtenus sont par la suite comparés à ceux d'une autre étude.

4.3.1.1 Coûts du traitement par biométhanisation

Investissements

À partir de différentes sources provenant d'installations nord-américaines (Annexe F), le coût d'investissement est estimé selon l'équation suivante :

$$C_{\text{inv}} = 15\,980 * Q_{\text{MRO}}^{0,711} \quad (4.7)$$

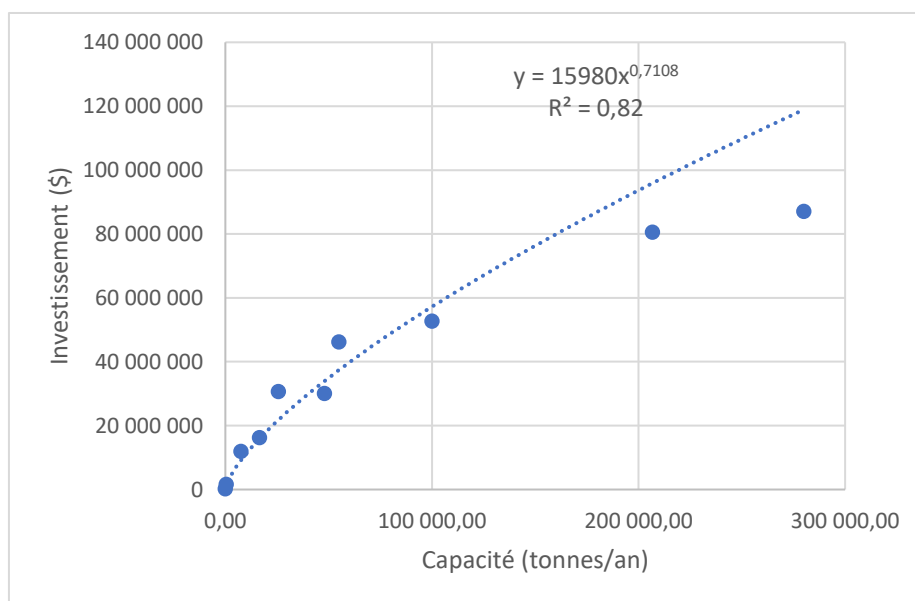


Figure 4-9 : Coût d'investissement d'usines de biométhanisation en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)

La tendance de la courbe confirme les résultats de Ghafoori et Flynn (2007), à savoir que des économies d'échelles sont observées en fonction de la capacité de l'usine de biométhanisation (Figure 4-9).

Pour vérifier la qualité de cette prédiction, le résultat obtenu est comparé, en prenant en compte l'inflation et le taux de change, avec le coût d'investissement rapporté par Murphy et McKeogh (2004) qui est de 13,4 M\$ pour une usine ayant une capacité de 15 000 t/an et 11,1 M\$ pour une usine de 10 000 t/an.

Les valeurs obtenues en utilisant l'équation (4.7) sont proches des valeurs réelles, 14,9 M\$ pour 13,4 M\$ et 11,1 M\$ pour 11,1 M\$.

Opérations et maintenance

À partir d'installations existantes (Annexe F), une équation permettant d'estimer ces coûts est développée et représentée sur la Figure 4-10 :

$$C_{O\&M} = 1315 * Q_{MRO}^{0.6849} \quad (4.8)$$

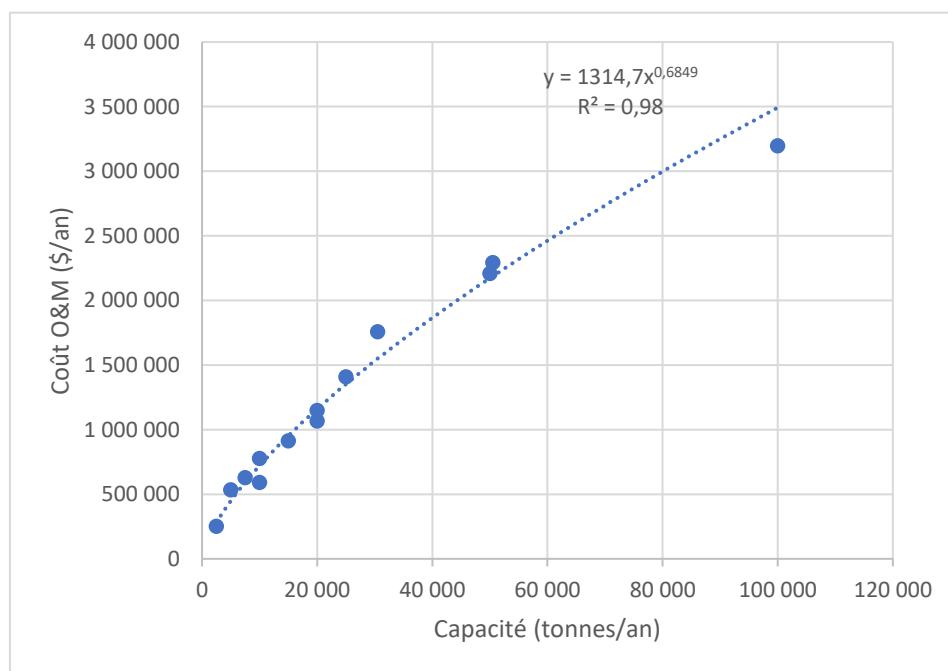


Figure 4-10 : Coût opérations et maintenance d'usines de biométhanisation en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)

Une économie d'échelle est aussi observée pour les coûts d'opérations et maintenance. De la même façon que pour les investissements, les résultats obtenus sont comparés avec les travaux de Khan et coll. (2016). Pour une capacité de 10 000 t/an et 15 000 t/an, ils rapportent des coûts de 819 000 \$/an et 1,05 M\$/an. En utilisant l'équation (4.8), des coûts de 723 000 \$/an et 955 000 \$/an sont obtenus, représentant un écart relatif de 8 % et 12 %.

4.3.1.2 Revenus possibles du traitement par biométhanisation

À partir des équations développées au chapitre précédent et en utilisant les valeurs des paramètres regroupées au Tableau 4-8, les revenus sont estimés pour les deux voies de valorisation identifiées.

Électricité

En 2009, après un appel d'offres, Hydro-Québec a proposé d'acheter l'électricité produite à partir de la biométhanisation à 0,112 \$ le kilowattheure. À partir de l'équation (3.25), le revenu estimé par cogénération est de :

$$R = 24,6 * Q_{\text{MRO}} \quad (4.9)$$

Insertion dans le réseau de GazMétro

Les revenus peuvent aussi venir de l'insertion de biométhane dans le réseau de GazMétro. Pour cela, l'entreprise se base sur le prix du gaz naturel et offre d'acheter chaque m³ produit contre 0,27 \$ (Gaz Métro, 2011). Les revenus associés à cette voie avec r_v , la proportion de biométhane par m³ de biogaz produit, sont calculés à partir de l'équation (3.26) :

$$R = 16,6 * Q_{\text{MRO}} \quad (4.10)$$

Tableau 4-8 : Paramètres pour l'estimation des revenus générés grâce à la biométhanisation

Symbole	Définition	Valeur	Unités	Source
y_B	rendement du biogaz	120	m ³ /t	Sanscartier (2012)
l_D	biogaz perdu lors de la digestion anaérobie	3	%	Sanscartier (2012)
l_u	biogaz perdu lors de la purification	2	%	Sanscartier (2012)
l_H	biogaz utilisé pour chauffer le réacteur	10	%	Moriarty (2013)
r_v	proportion de méthane dans le biogaz	60	%	Tanguy (2017)
l_p	électricité consommée par l'installation	20	%	Ghafoori (2007)
P_{kWh}	Prix du kWh	0,112	\$/kWh	Hydro Québec (2011)
ρ	Efficacité du moteur	40	%	IESF (2010)
H	Pouvoir calorifique inférieur du biométhane	9,94	kWh/m ³	The Andersons center (2010)
P_{GN}	Prix m ³ de gaz naturel	0,27	\$/m ³	Gaz Métro (2011)

4.3.2 Coûts et revenus du traitement par compostage

De la même façon que pour la biométhanisation, deux équations permettant d'estimer les investissements et les coûts opérationnels en fonction de la capacité de l'installation sont développées.

4.3.2.1 Coûts du traitement des MRO par compostage en système ouvert

Investissements

Les données provenant d'installations existantes ont été regroupées (Annexe F) afin d'obtenir une équation estimant le coût d'investissement lié à l'implantation d'une installation de compostage, en fonction de sa capacité. Les données utilisées viennent uniquement d'installations compostant la matière organique à l'extérieur.

$$C_{inv} = 420 * Q_{MRO} \quad (4.11)$$

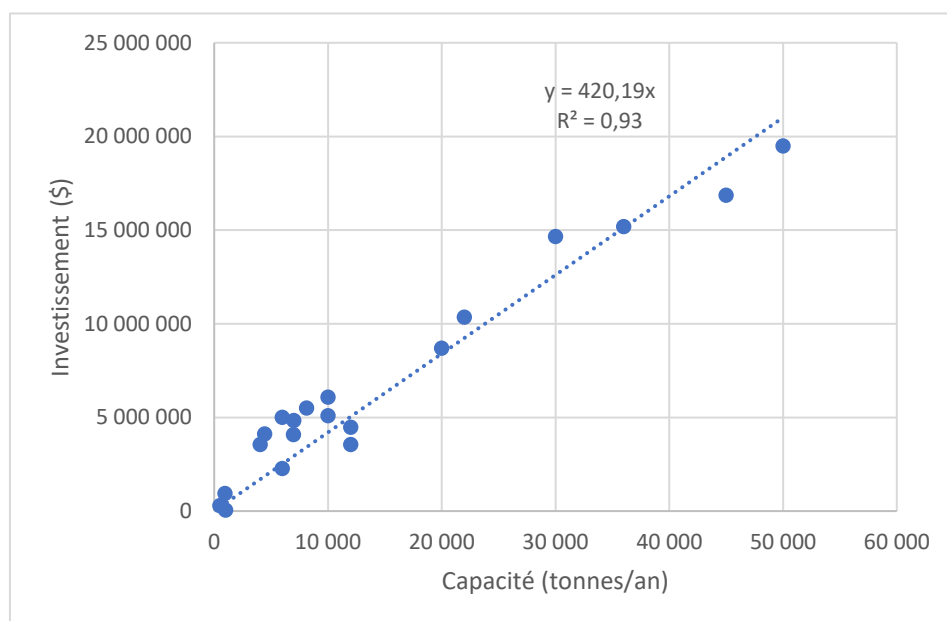


Figure 4-11 : Coût d'investissement de centre de compostage en système ouvert en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)

Comme attendu, à la différence de la biométhanisation, l'augmentation de la capacité de traitement ne permet pas de faire des économies d'échelles. Cela vient du fait que pour augmenter la capacité

de ce type d'installation cela revient à agrandir ou multiplier les andains ou les piles, ce qui a pour effet d'augmenter les coûts de manière linéaire.

Opérations et maintenance

Les coûts d'opérations et maintenance sont estimés à partir de l'équation (4.12) :

$$C_{O\&M} = 41 * Q_{MRO} \quad (4.12)$$

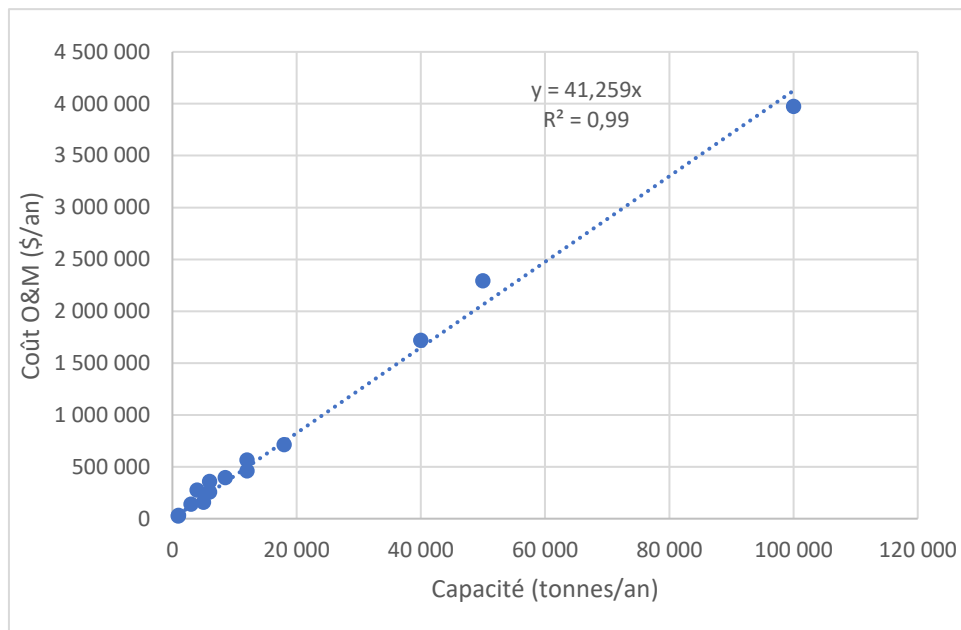


Figure 4-12 : Coût opérations et maintenance de centre de compostage en fonction de la capacité de l'installation (Annexe F)

De la même façon que pour les investissements, les coûts opérationnels varient linéairement avec la capacité de l'installation.

4.3.2.2 Coûts d'un traitement des MRO par compostage en système fermé

Investissements

Pour le compostage fermé, le peu de données sur des installations existantes n'a pas rendu possible la détermination d'une estimation des coûts par régression.

Cependant, pour permettre de considérer cette voie de valorisation, l'estimation du Conseil Canadien du Compostage indiquant que les coûts d'investissements seraient de 500 \$/tonne pour une installation d'une capacité de 50 000 t/an (CCC, 2018) a été utilisée.

Afin de prendre en compte les économies d'échelle, un facteur d'échelle de 0,6 est couramment utilisé pour ce type d'installation (Ghafoori, 2007 ; Browne et coll., 2011).

$$C_{\text{inv}} = 37\,893 * Q_{\text{MRO}}^{0,6} \quad (4.13)$$

Au moment de cette étude, le seul projet de compostage fermé subventionné par le PTMOBC est celui de la Régie intermunicipale des déchets de la Rouge qui traite 2 914 t/an de MRO.

À partir de l'équation (4.13), le coût estimé est d'environ 4,5 M\$. Les porteurs de projet évoquent quant à eux un coût de 4,7 M\$, soit une différence de 3 %.

Opérations et maintenance

Pour les coûts d'opérations et maintenance, SOLINOV a publié en 2014 une étude sur les coûts de centre de compostage en système fermé. Il en ressort que les frais associés aux opérations et maintenance du centre s'élèvent en moyenne à 80 \$/t. L'absence d'économie d'échelle s'explique par le besoin supérieur en agents structurants (SOLINOV, 2014).

$$C_{\text{O\&M}} = 80 * Q_{\text{MRO}} \quad (4.14)$$

4.3.2.3 Revenus possibles du traitement des MRO par compostage

Comme cela a déjà été évoqué, le prix de vente du compost dépend du secteur dans lequel il est utilisé. Le CCC indique qu'au Canada, le prix moyen du compost se trouve entre 20 et 30 \$/t_{MRO} (CCC, 2018). Le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG, 2007) estime, quant à lui, que le revenu de vente potentiel d'un compost issu d'une collecte à 3 voies est compris entre 0 et 20 \$/t_{MRO}. Ainsi, la plage de revenus possible par vente du compost est comparable à celui du biogaz.

4.3.3 Comparaison des coûts des trois technologies au Québec

Pour chacune des trois technologies, les coûts annuels en fonction de la capacité de traitement de l'installation sont calculés, avec et sans subvention du PTMOBC. Le but de ces équations n'est pas d'obtenir avec précision une estimation des coûts qu'entraîne une installation, mais de donner une tendance en fonction de la technologie choisie afin de pouvoir comparer plusieurs scénarios.. Les revenus étant du même ordre de grandeur que ce soit pour le compost ou le biogaz, ils ne sont pas pris en compte dans cette comparaison.

4.3.3.1 Coûts annuels sans PTMOBC

À partir des équations déterminées dans la partie précédente, les coûts annuels pour les trois technologies de traitement sont estimés en fonction de la capacité de traitement de l'installation (Figure 4-13).

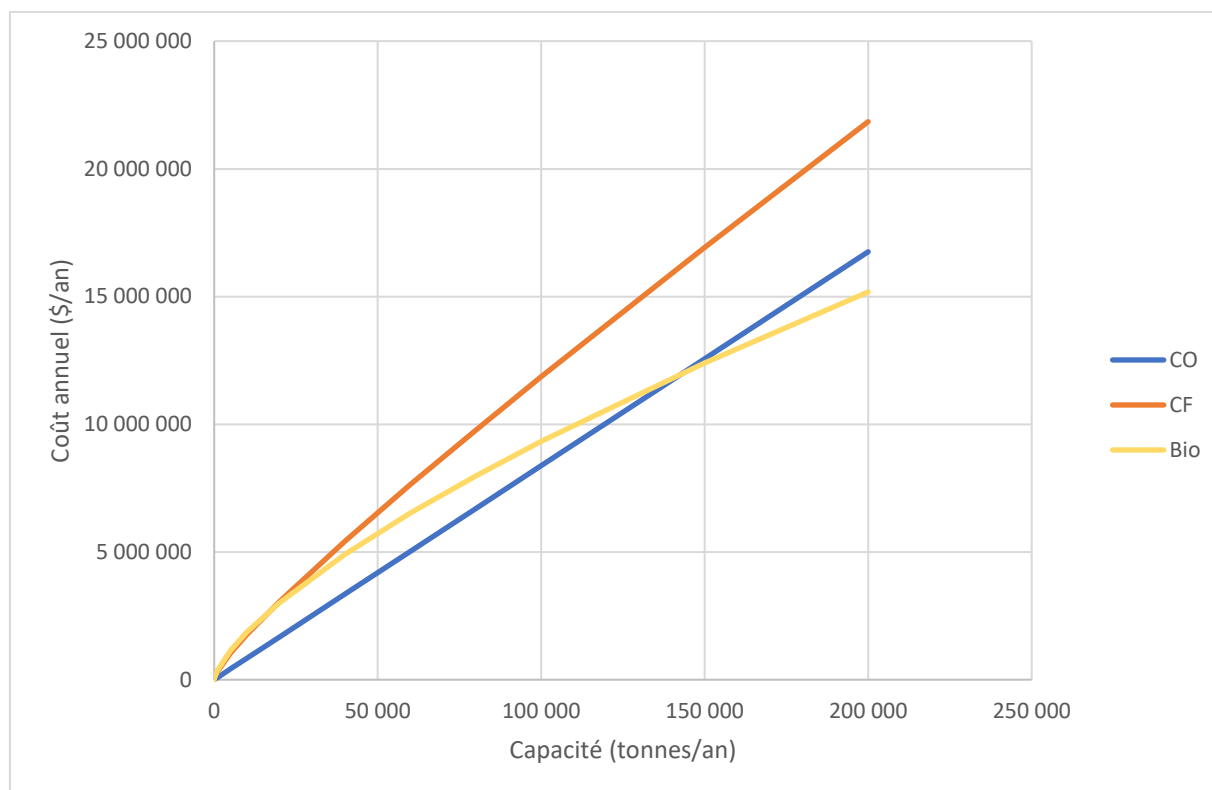


Figure 4-13 : Comparaison des coûts annuels des trois technologies de traitement (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation), sans aide financière du PTMOBC – immobilisation et exploitation sur 20 ans

Quelle que soit la capacité de l'installation de traitement, le compostage fermé est la technologie la plus onéreuse. Cela s'explique en partie par le fait que les coûts d'opérations et de maintenance, au contraire de la biométhanisation ne permettent pas d'économie d'échelle. Pour des installations traitant moins de 150 000 t/an, le compostage ouvert la technologie la plus économique. Au-delà de cette capacité, les économies d'échelles sont telles que la biométhanisation devient la solution la plus rentable.

4.3.3.2 Coûts annuels avec PTMOBC

La même comparaison est effectuée en supposant que le projet va bénéficier du PTMOBC. Pour les trois technologies, les coûts de traitements sont estimés (Figure 4-14).

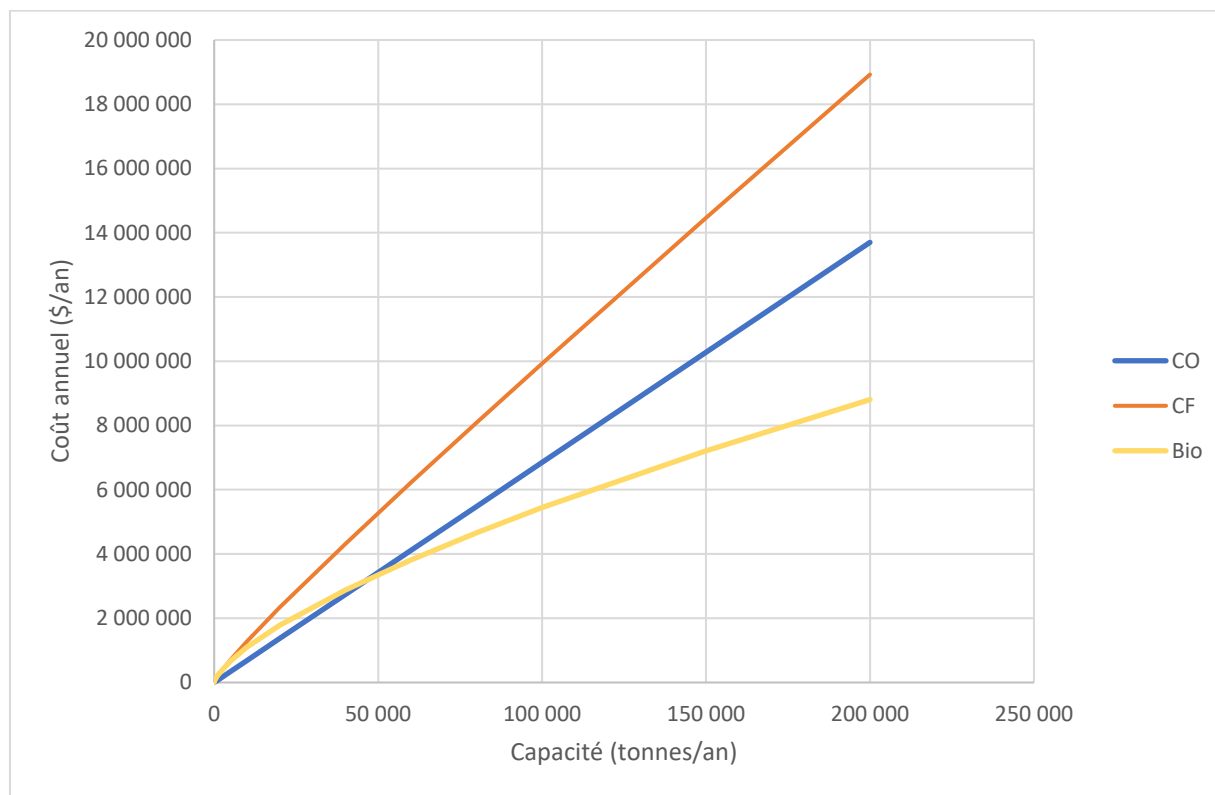


Figure 4-14 : Comparaison des coûts annuels des trois technologies de traitement (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation), avec aide du PTMOBC – immobilisation et exploitation sur 20 ans

Le compostage fermé reste la technologie la plus onéreuse. Cependant, grâce au PTMOBC, la biométhanisation devient moins coûteuse que le compostage ouvert à partir de 40 000 t/an au lieu de 150 000 t/an sans le PTMOBC. Cela vient du fait que la subvention allouée à cette technologie est supérieure au compostage, qu'il soit fermé ou ouvert.

Ainsi, la prise en compte de programme comme le PTMOBC dans l'estimation des coûts de traitements est primordiale car il peut être à l'origine de choix de technologies différents en fonction de la quantité de MRO à traiter sur le territoire.

4.3.4 Discussion et limites du modèle

Il existe peu de données sur les installations de traitement des MRO en Amérique du Nord et encore moins au Québec. À partir des données disponibles, des équations de coûts d'investissements et d'opérations ont été établies pour les trois technologies choisies.

Lorsque le traitement s'effectue à l'intérieur, que ce soit par compostage fermé ou biométhanisation, des économies d'échelles peuvent être envisagées sur les coûts d'investissements contrairement au compostage ouvert, effectué à l'extérieur.

En comparant les trois technologies de traitement, on a pu voir que grâce à sa simplicité et son faible besoin en équipements, le compostage ouvert est la technologie la moins coûteuse pour des petites capacités. Cependant, pour des capacités plus élevées, c'est la biométhanisation qui devient moins onéreuse grâce aux économies d'échelles.

Cette comparaison a aussi permis de voir que des programmes d'aides comme le PTMOBC influencent les résultats en accordant des subventions différentes en fonction des technologies et doivent être pris en compte dans l'analyse d'un scénario de gestion.

Ainsi, à partir de ce modèle d'estimation des coûts annuels de traitement, il est possible de comparer différents scénarios en variant le nombre d'installations, leur capacité, la technologie de traitement ou encore la présence ou non de programme de subventions afin d'obtenir le scénario le plus rentable.

CHAPITRE 5 CAS D'ÉTUDES

On a pu montrer précédemment qu'à partir des équations d'estimation des coûts de traitement une économie d'échelle est possible lorsque la capacité de l'installation augmente. Cependant, ces économies sont en compétition avec l'augmentation des coûts de transport de ces matières.

Cette compétition soulève des questions concernant l'échelle à laquelle doit être implantée l'installation de traitement. En effet, une fois la matière collectée, faut-il préférer une gestion centralisée avec un seul centre offrant un coût de traitement à la tonne avantageux, mais un coût de transport plus élevé, ou y aller plutôt avec plusieurs installations et un coût de transport moins important ?

De plus, dans quelle mesure le choix du scénario peut-il être impacté par la possible différence de subvention que peut recevoir le projet en fonction de la technologie choisie ?

L'objectif de cette partie est d'utiliser les modèles précédents pour comparer plusieurs scénarios sur un territoire, en faisant varier le gisement de MRO, la distance entre la zone de collecte et le lieu de traitement et l'influence d'un programme comme le PTMOBC dans le choix du scénario afin d'identifier le plus rentable.

Dans un second temps, la méthodologie globale présentée dans ce mémoire est appliquée à l'île de Montréal afin de prévoir les coûts relatifs à la mise en place d'un scénario de gestion des MRO.

5.1 Choix de la technologie de traitement des MRO au Québec

L'objectif de cette partie est d'utiliser les équations de coût de traitement définies dans le chapitre précédent dans le but d'étudier plusieurs scénarios sur un territoire, en faisant varier le gisement de MRO, la distance entre la zone de collecte et le lieu de traitement et l'influence d'un programme comme le PTMOBC dans le choix du scénario afin d'identifier le plus rentable.

Le nombre de scénarios possibles étant quasi infini, plusieurs hypothèses ont été posées :

- Pour ce cas d'études, seuls les coûts de transport et de traitement sont analysés.
- Le territoire étudié est composé de deux zones (zone A et zone B) qui produisent chacune un flux de résidus alimentaires et un flux de résidus verts. Ce flux est modélisé comme un gisement global sur une zone donnée.

- Ce gisement peut être traité sur cette zone, le transport est alors supposé nul ou dans une autre zone située à une distance d .
- Afin de prendre en compte la différence de génération en fonction du bâti, le cas extrême est analysé : les deux zones sont composées à 100 % d'unifamiliale (milieu rural) ou 100 % de multilogement (milieu urbain).
- La proportion des flux pour un multilogement est de : 80 % résidus alimentaires/20 % résidus verts.
- La proportion des flux pour une unifamiliale est de : 50 % résidus alimentaires/50 % résidus verts.
- La vitesse moyenne de transport est de 55 km/h.

Afin de prendre en compte la performance et de l'acceptabilité sociale du projet, plusieurs contraintes sont imposées :

- Les résidus verts sont compostés (leur variabilité saisonnière et leur teneur élevée en lignine ne permettent pas de les biométhaniser dans de bonnes conditions).
- Le compostage ouvert n'est pas une technologie envisageable dans un milieu urbain.
- Le gisement de la zone A est toujours supérieur au gisement de la zone B.
- La distance de transport est comprise en 1 et 500 km.

14 scénarios de traitement sont imaginés en faisant varier les technologies et l'approvisionnement en matière première (Tableau 5-1). Une représentation graphique de ces scénarios est proposée à l'Annexe K.

Tableau 5-1 : Description des scénarios de traitement des MRO (CO : compostage ouvert ; CF : compostage fermé ; Bio : biométhanisation)

Scénario	Zone A		Zone B	
	Technologie	Matières traitées	Technologie	Matières traitées
1-A	CO	RA + RV	–	–
1-B	–	–	CO	RA + RV
2-A	CF	RA + RV	–	–
2-B	–	–	CF	RA + RV
3-A	CO	RV	Bio	RA-A + RA-B
3-B	Bio	RA-A + RA-B	CO	RV
4-A	CO	RA-A + RV-A	CF	RA-B + RV-B
4-B	CF	RA-A + RV-A	CO	RA-B + RV-B
5	CF	RA-A + RV-A	CF	RA-B + RV-B
6-A	CF	RV	Bio	RA
6-B	Bio	RA	CF	RV
7-A	CF	RV + RA-A	Bio	RA-B
7-B	Bio	RA-A	CF	RV + RA-B
8-A	CO	RV + RA-A	Bio	RA-B
8-B	Bio	RA-A	CO	RV + RA-B
9	CO	RA-A + RV-A	CO	RA-B + RV-B
10-A	-	-	Bio et CF	RA + RV
10-B	Bio et CF	RA + RV	–	–
11-A	Bio et CO	RA + RV	–	–
11-B	-	-	Bio et CO	RA + RV

À partir des équations de coût annuel de traitement et de transport établies par la méthodologie, une équation globale permettant de calculer les coûts de transport et de traitement est développée pour chacun des scénarios étudiés.

Ces équations sont regroupées dans un modèle comparatif permettant de définir le scénario le moins coûteux en fonction de la quantité de matière produite, du type de logement et de la distance séparant les deux zones. Un exemple des résultats obtenus pour un scénario fictif est présenté à la (Figure 5-1). Afin de faciliter la lecture, seuls les scénarios qui pour une plage de distance de transport donnée apparaissent comme étant le scénario le moins coûteux sont représentés.

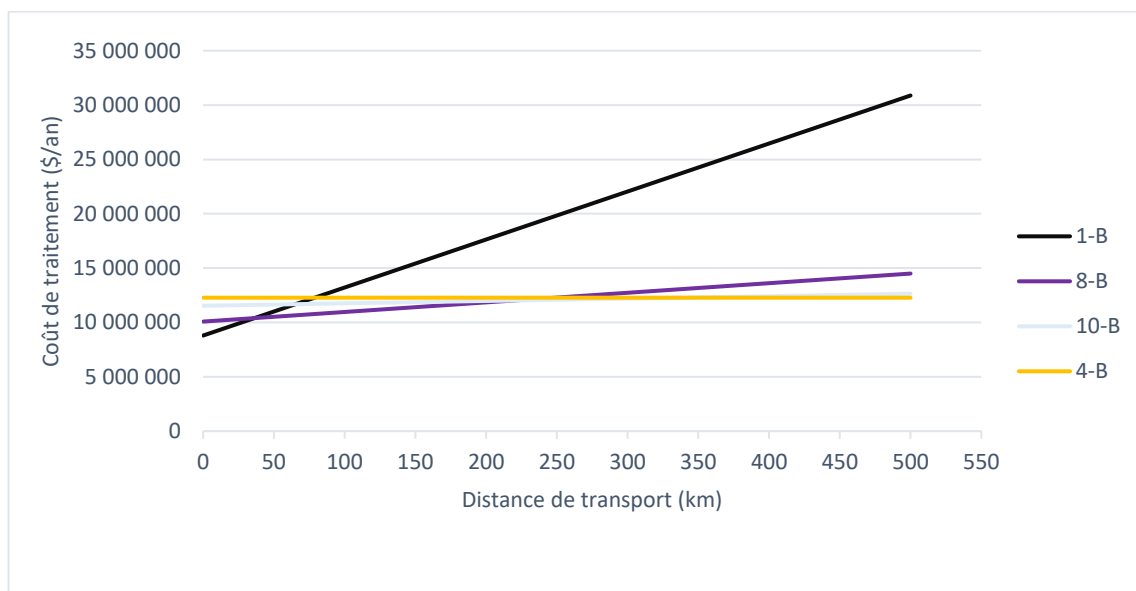


Figure 5-1 : Influence de la distance sur le choix de la technologie

On peut voir sur la Figure 5-1 que le chevauchement des scénarios en fonction de la distance de transport. Plus les deux zones sont éloignées, plus les coûts de transports vont augmenter et impacter le coût global du scénario. Pour simplifier la lecture de ce type de graphique, les résultats suivants seront présentés en se basant sur la Figure 5-2. Ainsi à partir de cette figure, on peut voir que dans le cas de cet exemple, le scénario 1-B est le scénario le plus rentable si la distance de transport est comprise entre 0 et 37 km. Au-delà de cette distance et jusqu'à 220 km, c'est le scénario 8-B qui est préférable, d'un point de vue économique. De 221 à 335 km, le scénario le plus rentable devient le 10-B puis 336 à 500 km, c'est le scénario 4-B qui est le moins coûteux.

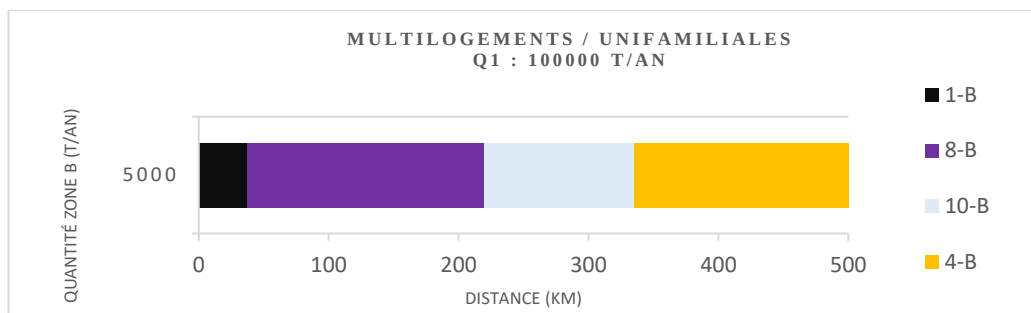


Figure 5-2 : Représentation graphique des scénarios les plus rentables en fonction de la distance entre les deux zones

Comme on a pu le voir dans la revue de littérature, il est possible d'obtenir des financements du PTMOBC lors de la mise en place d'installations de traitement des MRO. L'objectif de cette partie est d'analyser cette influence dans le cas où les quantités de MRO générées varient.

5.1.1 Comparaisons des scénarios de traitement

Afin d'observer l'influence de la quantité traitée et du PTMOBC, il est décidé de prendre un cas fictif où la zone A produit une quantité appelée Q_1 de MRO par an et la zone B produit une quantité appelée Q_2 . La proportion de résidus verts et résidus alimentaires est déterminée en fonction du choix du cadre de bâti. Pour différentes combinaisons de Q_1 et Q_2 et de cadre de bâti, le scénario le plus rentable en fonction de la distance séparant les deux zones est donné par le modèle. La quantité de MRO générée sur la zone A est dans un premier temps fixée à 50 000 t/an puis 100 000 t/an afin d'observer l'influence de la quantité de matière collectée.

5.1.1.1 Configuration « Multilogements/Unifamiliales »

Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 5-3.

Pour cette configuration, la quantité générée par la zone B impacte peu le choix du scénario. La prise en compte du PTMOBC a pour effet de favoriser les scénarios avec la biométhanisation aux dépens du compostage fermé. Le scénario 1-B est remplacé par le scénario 3-B et la plage de distance durant laquelle le scénario 8-B est le moins onéreux augmente.

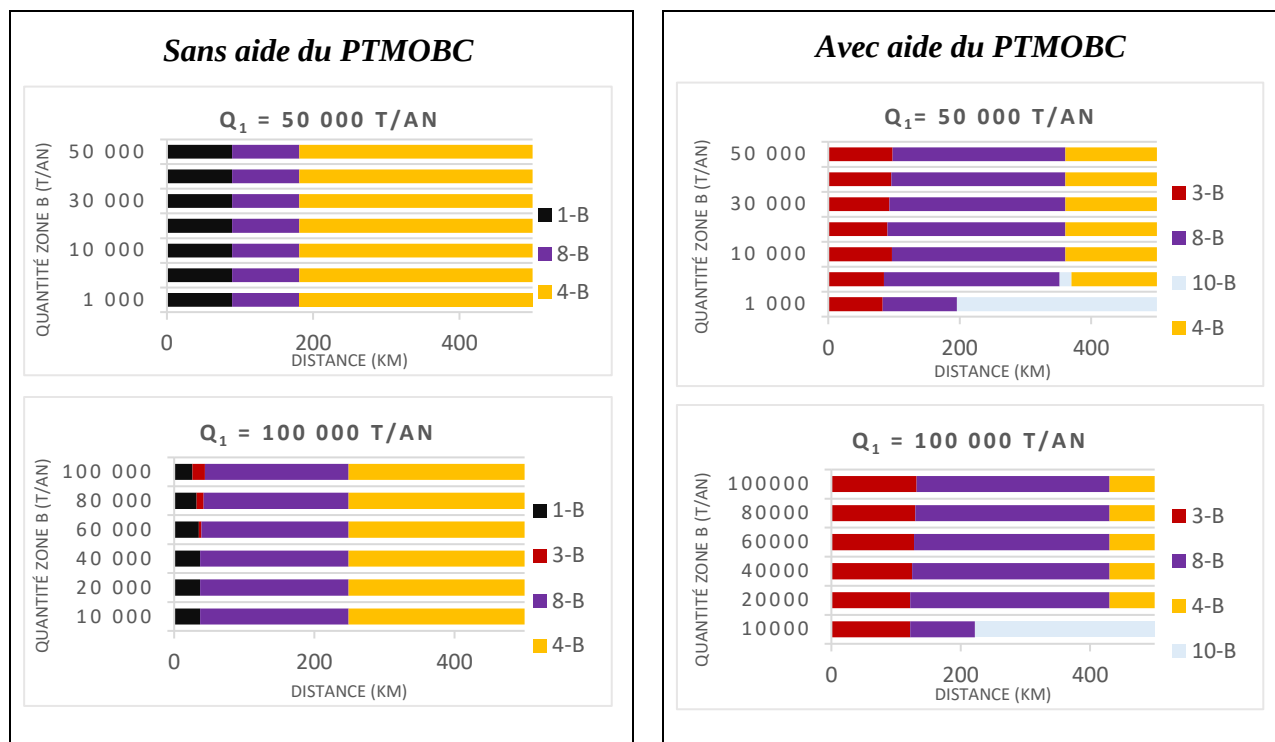


Figure 5-3 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « multilogements/unifamiliales ».

5.1.1.2 Configuration « Multilogements/Multilogements »

Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 5-4.

En absence de compostage ouvert, on peut voir que plus la quantité de la zone B est importante, plus la distance pour laquelle le scénario 10-B est privilégié est courte. Cela s'explique par l'augmentation des coûts de transport de la matière générée par la zone B qui n'est pas totalement compensée par l'économie d'échelle. Pour cette configuration, on peut voir distinctement l'influence du PTMOBC. En effet, la plage du scénario 5, sans transport et avec deux centres de compostage fermé, est fortement réduite lorsque les technologies sont subventionnées. Les scénarios 10-B et 7-B, qui utilisent une usine de biométhanisation, lui sont alors préférés. De plus, l'augmentation du gisement permet d'accentuer les économies d'échelles atténuant ainsi les coûts de transport. De ce fait, les scénarios avec la biométhanisation sont préférés sur de plus longues plages de distance.

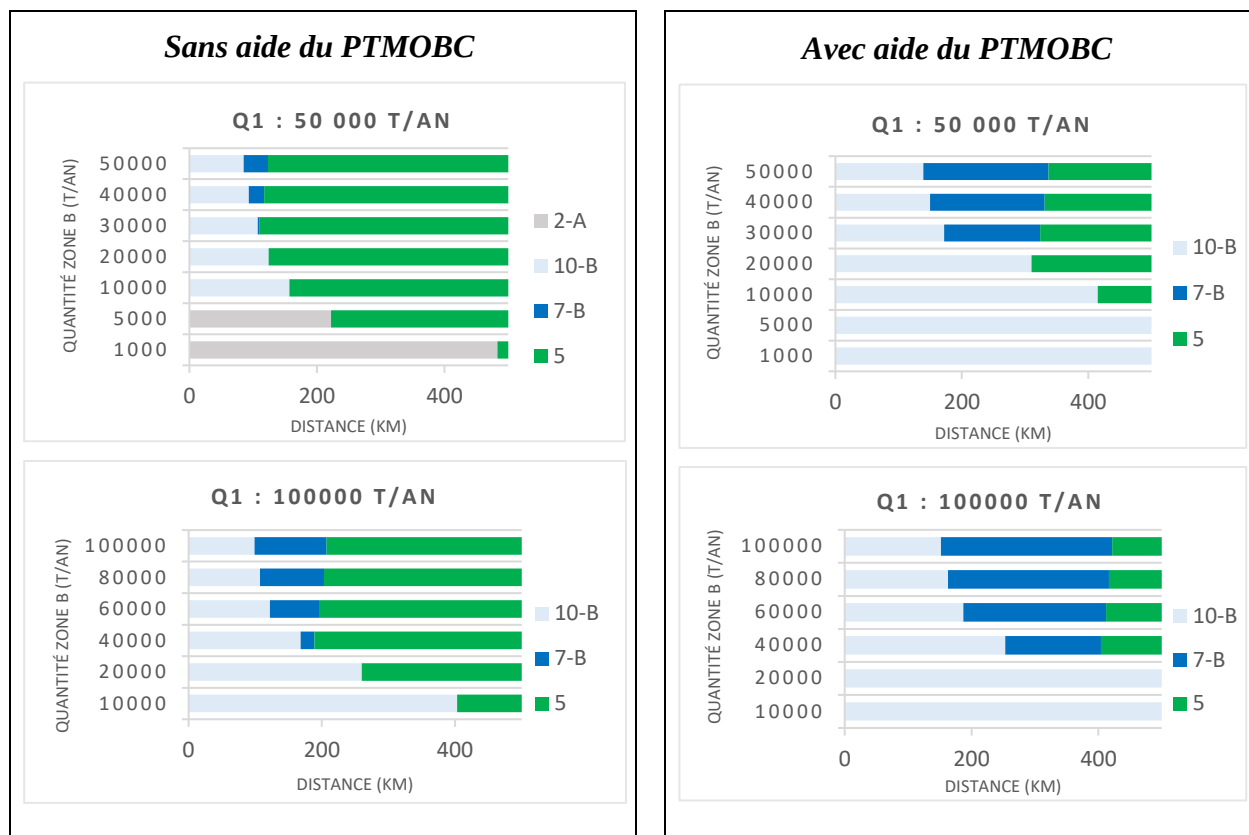


Figure 5-4 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « multilogements/multilogements ».

5.1.1.3 Configuration « Unifamiliales/Multilogements »

Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 5-5.

Cette configuration permet de bien voir la compétition entre l'augmentation des coûts de transport, l'économie d'échelle et l'influence du PTMOBC. En effet, en absence de subventions et pour de faibles distances entre les deux zones, c'est le scénario 1-A, compostage ouvert centralisé, qui est préféré. On peut voir que plus la quantité générée par la zone B est importante, plus des scénarios utilisant la biométhanisation apparaissent. C'est d'autant plus marqué en présence du PTMOBC, où passé 10 000 t/an, le scénario 1-A disparaît et est remplacé par des scénarios où les résidus alimentaires sont traités par biométhanisation.

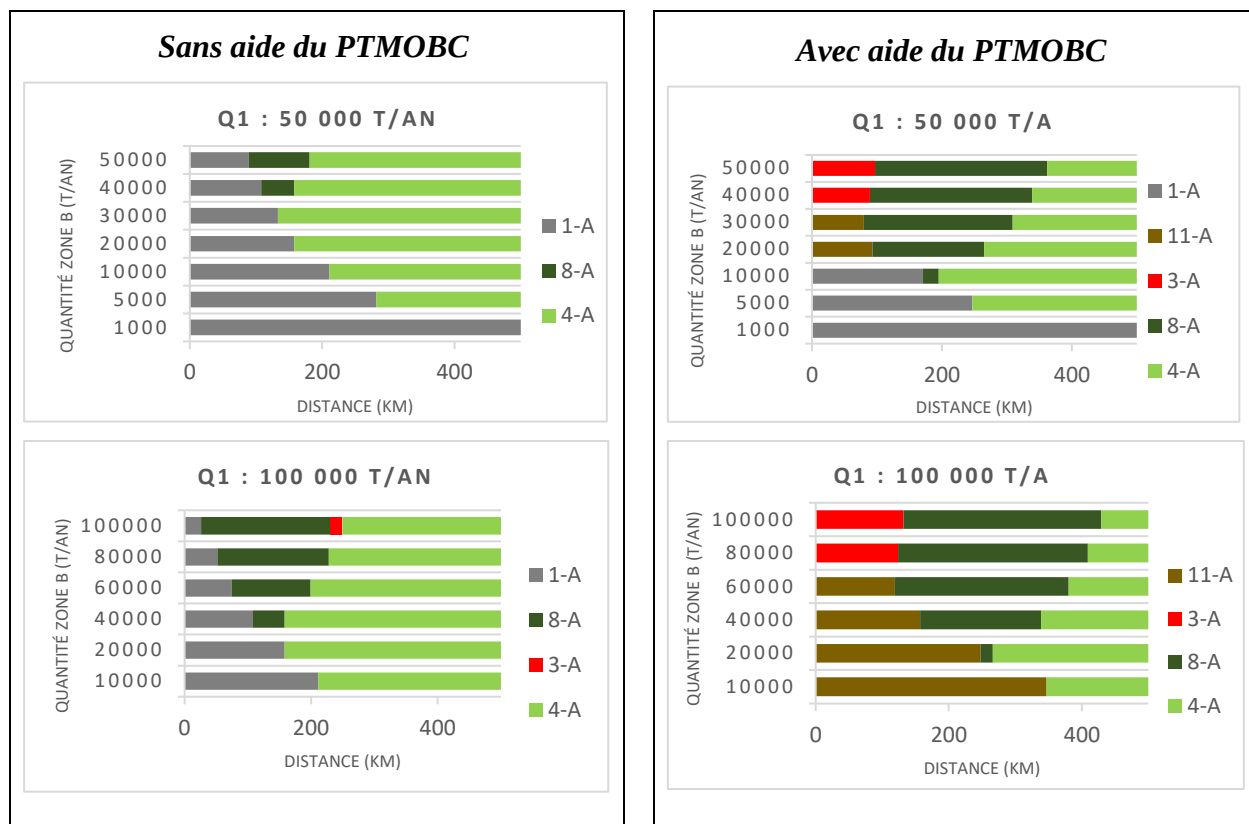


Figure 5-5 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « unifamiliales/multilogements ».

5.1.1.4 Configuration « Unifamiliales / Unifamiliales »

Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 5-6.

En absence de subventions, le scénario 9 est toujours le scénario le moins coûteux, quelles que soient la distance de transport et la quantité de matière produite par la zone B. En revanche, en présence de ces subventions et pour une quantité dans la zone A de 100 000 t/an, c'est le scénario 11-A qui devient le plus intéressant pour de faibles distances entre les deux zones. Cela confirme le fait qu'à partir d'une certaine quantité, les économies d'échelles associées aux subventions du PTMOBC permettent à la biométhanisation d'être la technologie la moins onéreuse.

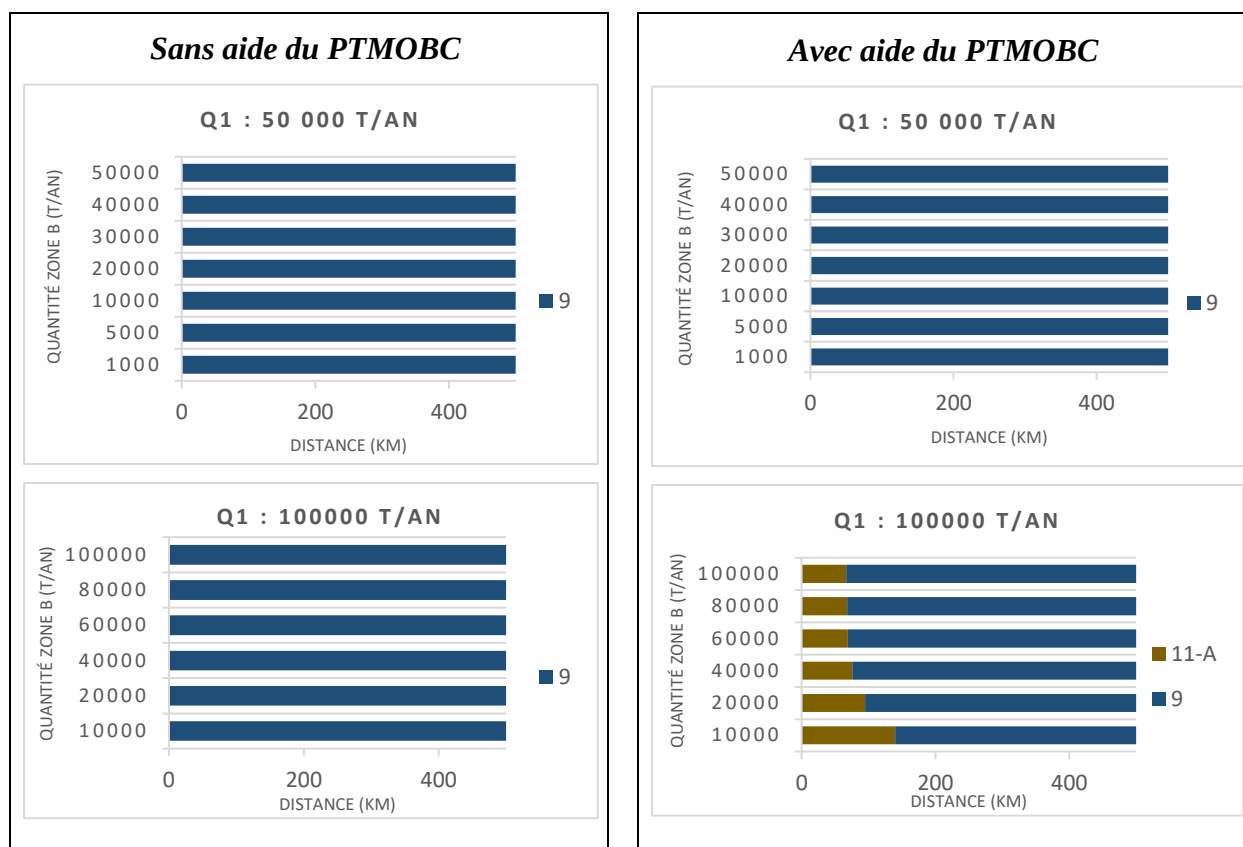


Figure 5-6 : Scénarios de traitement privilégié en fonction de la distance de transport et de la quantité de matière collectée – configuration « unifamiliales/unifamiliales ».

5.1.2 Discussion des résultats et limites de l'outil

Il est intéressant de noter qu'en présence du PTMOBC, les scénarios où les MRO sont traitées uniquement par compostage sont rares. Ce résultat est tout à fait cohérent avec le fait que le PTMOBC ne subventionne pas de la même manière les trois technologies de traitement. En effet, la biométhanisation bénéficie d'une aide plus élevée que le compostage fermé qui lui-même est plus subventionné que le compostage ouvert.

En diminuant les coûts d'investissement de technologies plus onéreuses que le compostage ouvert et susceptibles de permettre des économies d'échelle, cette aide encourage une gestion centralisée des MRO. Pourtant, cela va à l'encontre de la volonté actuelle de certains organismes d'aménagements du territoire comme la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) qui encourage les municipalités à aller vers une autonomie régionale au niveau des infrastructures de valorisation.

Ainsi, ce cas d'étude a permis de mettre en place un modèle permettant de comparer les scénarios de traitement et d'analyser les conséquences de la mise en place du PTMOBC. Cependant, l'étape de transport et de traitement n'est qu'une partie du scénario global de gestion des MRO. Pour pouvoir comparer l'ensemble du scénario, la collecte des MRO et les revenus possibles doivent être pris en compte.

En connaissant les spécificités du territoire analysé et en s'appuyant sur le modèle comparatif défini dans cette partie, l'ensemble des coûts d'un scénario de gestion des MRO peut maintenant être estimé et comparé. Il faut cependant, lors de l'interprétation, tenir compte des marges d'erreurs des différents modèles. Ainsi, si des courbes de coûts de traitements sont presque parallèles, les points de changement de dominance entre un ou plusieurs scénarios peuvent varier de façon importante et aboutir à de mauvaises recommandations. Il est alors essentiel de prendre en considération cette limite lors de la comparaison des différents scénarios de gestion des matières résiduelles.

5.2 L'Île de Montréal

À partir des modèles développés précédemment, il est désormais possible d'estimer les coûts des différentes étapes d'un scénario de gestion des MRO. L'objectif de ce cas d'étude est d'utiliser ces modèles pour estimer les quantités générées, ainsi que les coûts de collecte, de transport et de traitement pour l'Île de Montréal.

Le territoire est séparé en deux zones : l'Est et l'Ouest de l'île. Dans un premier temps, les quantités de MRO potentiellement collectées sont prédites et les coûts de collecte sont estimés pour les deux territoires. Ces valeurs sont ajoutées au modèle comparatif des coûts de traitement afin d'estimer le coût global du scénario de gestion des MRO.

5.2.1 L'Est de l'île

5.2.1.1 Estimation de la génération

En 2016, l'Est de l'île est composé de 754 348 logements, dont 73 281 unifamiliales, 153 813 dans un duplex, 252 690 dans un immeuble de moins de 8 logements et 274 564 dans un immeuble de plus de 9 logements (Figure 5-7).

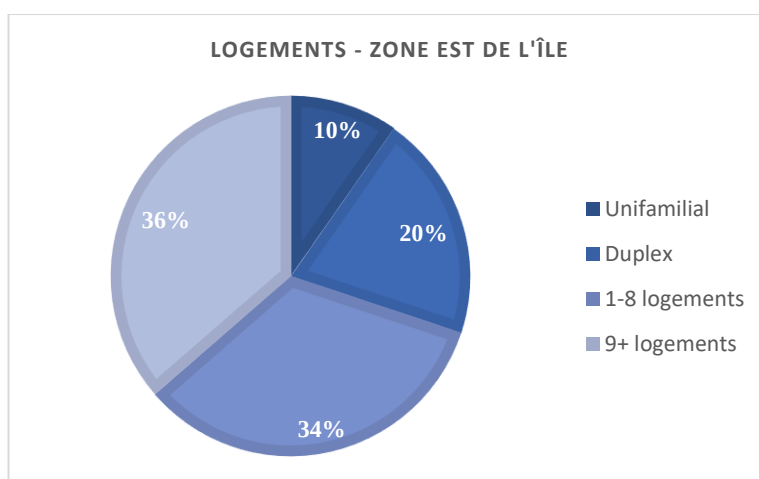


Figure 5-7 : Répartition des logements en 2016 selon leur type — Zone Est

En posant un taux de récupération, de pureté et d'implantation de 100 % pour les différents types de logements, les quantités maximales générées de RA et RV sont estimées à partir des équations (4.4) et (4.5) :

$$M_{RA} = 96\,651\, t/an$$

$$M_{RV} = 41\,289\, t/an$$

D'après cette estimation, 63 % des MRO potentiellement collectées sur les territoires de l'Est de l'île de Montréal sont des résidus alimentaires contre 37 % de résidus verts. Ce résultat vient du fait que la majorité des logements de l'Est de l'Île ont des multilogements qui produisent peu de résidus verts. Cette estimation, en termes de répartition des deux flux de MRO, est proche de celle du PDGMR 2010-2014 (Ville de Montréal, 2009).

5.2.1.2 Estimation du coût de collecte pour l'Est de l'île

La collecte porte-à-porte des MRO peut se faire de deux façons, soit deux collectes séparées pour les RA et les RV ou une unique collecte où les résidus organiques sont mélangés. Les coûts de collecte ne dépendant pas de la quantité de matière qui est collectée donc sur le même territoire, deux collectes séparées coûteront le double du prix d'une collecte où les résidus organiques sont mélangés.

Pour une collecte sur l'Est de l'île, les coûts sont estimés à partir de la méthodologie détaillée dans le chapitre 3.

Le temps de collecte moyen a été calculé à partir de l'équation (4.6) :

$$t_c = 1\,852\, h$$

La distance de collecte totale est calculée à partir de QGIS en utilisant les données kilométriques de chacun des territoires de l'Est de l'Île.

$$n_z = 6\,210\, km$$

En connaissant le nombre de kilomètres parcourus et la durée de la collecte, une vitesse de collecte moyenne est estimée :

$$v_c = 3,4\, km/h$$

En faisant l'hypothèse que pour la voie de collecte des RA et pour la collecte mélangée, le camion passe une fois par semaine, le nombre de kilomètres annuel effectué durant la collecte est estimé :

$$n_{RA} = 322\,920 \text{ km/an}$$

Les résidus verts étant produits majoritairement de fin avril à fin novembre, le nombre de collectes est fixé à 32 par an :

$$n_{RV} = 198\,720 \text{ km/an}$$

Le coût pour chacune des collectes est alors estimé :

Résidus alimentaires

$$C_{RA} = 9,8 \text{ M\$/an}$$

Résidus verts

$$C_{RV} = 6,0 \text{ M\$/an}$$

Résidus mélangés

$$C_{RA/RV} = 9,8 \text{ M\$/an}$$

Il est normal que le coût de la collecte des RA soit identique à celui de la collecte mélangée car l'estimation de ce coût ne dépend pas de la quantité collectée. Ainsi, le coût total estimé de la collecte séparée des MRO générées à l'Est de l'île de Montréal est de 15,8 M\$/an contre 9,8 M\$/an si les MRO sont mélangées au sein de la même collecte.

5.2.2 L'Ouest de l'île

Contrairement à l'Est, la partie Ouest de l'île est principalement composée de logement unifamilial (Figure 5-8).

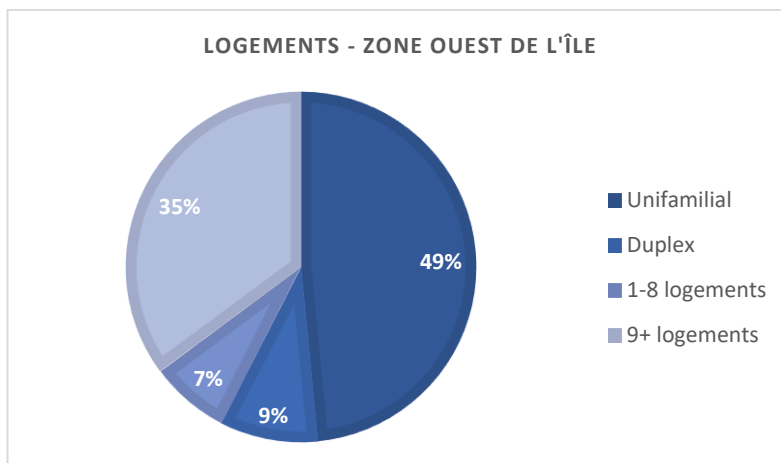


Figure 5-8 : Répartition des logements en 2016 selon leur type — Zone Ouest

La même méthodologie est utilisée pour estimer les coûts liés à l'Ouest de l'île. Les résultats obtenus sont présentés au Tableau 5-2.

Tableau 5-2 : Estimations des coûts pour la collecte des MRO de l'Ouest de l'île de Montréal

Scénario	Collecte séparée		Collecte mélangée
Type de matière	RA	RV	RA/RV
M (t/an)	30 401	23 295	53 696
t_c (h)	853		
n_z (km)	3 890		
v_c (km h ⁻¹)	4,6		
n_c (km)	202 280	124 480	202 280
C_c (M\$ an ⁻¹)	4,6	2,8	4,6
	7,4		

5.2.3 Choix du scénario de traitement

Le modèle comparatif créé dans le premier cas d'étude est utilisé pour comparer les scénarios de gestion en fonction des caractéristiques de l'île de Montréal en prenant en compte à la fois la collecte, le transport et le traitement. Les revenus que peuvent engendrer ces scénarios de gestion sont quant à eux supposés égaux, que le produit valorisé soit du compost ou du biogaz.

Les scénarios impliquant le compostage ouvert n'ont pas été pris en compte dans cette étude à cause de la grande superficie que demande cette technologie et des potentielles nuisances qu'elle pourrait créer dans un milieu densément peuplé (animaux nuisibles, odeurs...). Les coûts de gestion des MRO pour chacun des scénarios sont présentés à l'Annexe L.

Que le scénario soit subventionné ou non par le PTMOBC, les trois scénarios les plus rentables sont dans l'ordre : le 5, le 7-A et le 7-B.

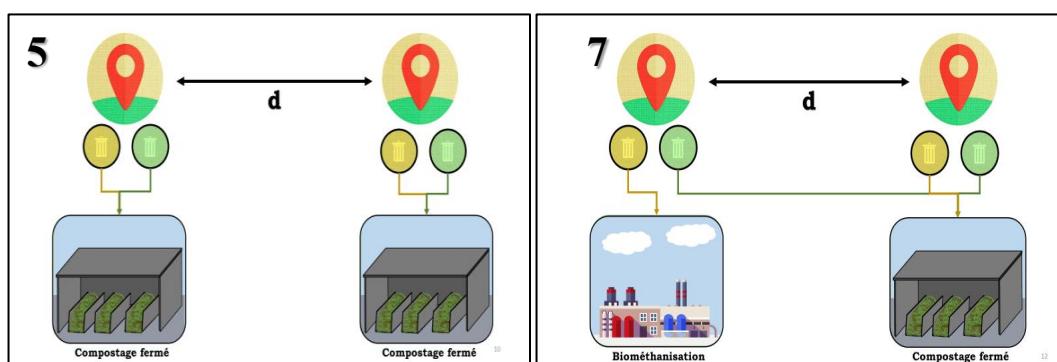


Figure 5-9 : Scénarios les plus rentables selon la méthodologie développée dans cette étude

Malgré le fait qu'on ait montré précédemment que le compostage fermé est plus onéreux que la biométhanisation, le scénario le plus rentable est celui où cette technologie est implantée dans les deux zones analysées. Il est estimé à 29,3 M\$/an. Si cela peut sembler surprenant au premier abord, il suffit de regarder la différence entre les coûts de collecte et ceux de traitement pour comprendre l'origine de ce résultat. Le fait d'opter pour une collecte où les MRO sont collectées ensemble plutôt que dans deux voies séparées permet de faire une économie de l'ordre de 9 M\$/an pour l'île de Montréal. Or, si le compostage peut traiter les résidus mélangés, ce n'est pas le cas de la biométhanisation. Ainsi, même si les coûts de transport et traitement des scénarios 7-A et 7-B sont plus faibles grâce aux économies d'échelles et les subventions du PTMOBC, les coûts qu'entraîne la mise en place d'une collecte supplémentaire restent plus importants.

Plusieurs paramètres inconnus à ce jour pourraient cependant remettre en question l'ordre de préférence de ces scénarios. Tout d'abord, le prix des agents structurants est en hausse (Taillefer, 2010). Or, le fait de composter de grandes quantités de résidus alimentaires implique d'utiliser plus d'agents structurants. Le coût du traitement du scénario 5 pourrait alors être encore plus élevé. De plus, si on s'intéresse aux éventuels revenus, il faut prendre en compte le fait que le marché du compost, et surtout du compost provenant de MRO, n'est pas un marché traditionnel basé sur l'offre et la demande. En effet, le compost est produit, non pas pour répondre à un besoin, mais car il est le résultat de la valorisation des MRO. Ainsi, il faudra alors développer une demande pour ce produit afin de pouvoir en tirer des bénéfices. À l'opposé, des scénarios comme les 7-A et 7-B et même le 10-B, produisant à la fois de l'énergie renouvelable et du compost, pourraient plus facilement générer des revenus et s'avérer à terme plus rentable que le scénario 5. Enfin, même si cette étude s'est beaucoup orientée sur le côté économique d'un scénario de gestion des MRO, tout projet de cette ampleur se doit de prendre en considération son acceptabilité sociale et son impact sur l'environnement.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce mémoire a permis la mise en place d'une méthodologie permettant la comparaison technico-économique de différents scénarios de gestion des MRO triées à la source. En l'utilisant, les municipalités pourront désormais estimer et comparer les coûts de différents scénarios de gestion des MRO sur leur territoire.

Dans un premier temps, un modèle permettant de prédire la génération des MR, à partir du bâti présent sur le territoire, a été défini puis validé en comparant les résultats simulés avec les quantités de MR réellement collectées. Dans un second temps, les coûts de collecte et les coûts de transport des MR ont été modélisés en posant l'hypothèse que ceux-ci sont indépendants de la voie de collecte considérée. En consultant les contrats conclus entre la Ville de Montréal et les entrepreneurs, les résultats de ces deux modèles ont été comparés avec les coûts réels pour chacun des arrondissements. Un écart moyen de 15 % a été obtenu entre les deux valeurs pour la collecte des ordures ménagères.

Dans un troisième temps, un modèle permettant d'estimer le coût annuel de traitement des MRO, en fonction de la technologie de recyclage (compostage ouvert, compostage fermé, biométhanisation) et de la capacité de l'installation, a été défini et validé à partir de données extraites de la littérature. Les résultats montrent que pour une capacité de traitement inférieure à un tonnage critique de 150 000 t/an, le compostage ouvert est la technologie la moins onéreuse. Au-delà de ce tonnage, la biométhanisation, grâce aux économies d'échelles, devient la solution la moins coûteuse. Dans le cas où les projets sont subventionnés par le PTMOBC, ce tonnage critique se réduit à 40 000 t/an.

Les modèles de transport et de traitement ont été associés afin de comparer 14 scénarios de traitement des MRO sur un même territoire divisé en deux zones. En fixant la génération de MRO et le coût de collecte sur le territoire, l'étude de la compétition entre les économies d'échelles, la distance de transport et l'influence du PTMOBC a permis de montrer que ce programme de subvention tend à encourager le développement de la biométhanisation et une gestion centralisée des MRO au Québec.

Enfin, en combinant les modèles de génération avec ceux de coûts de collecte, de transport et de traitement, la méthodologie développée a été appliquée au territoire de l'Île de Montréal en le séparant en deux zones, Est et Ouest. Les quantités de MRO potentiellement générées ont été

estimées à 137 940 t/an pour la zone Est et 53 696 t/an pour la zone Ouest en supposant que l'ensemble des MRO générées soient collectées. À partir de données géolocalisées du cadre bâti et de la voirie, un coût de collecte annuel pour la zone Est de 15,8 M\$ a été estimé dans le cas d'une collecte séparée des MRO contre 9,8 M\$ pour une collecte mélangée. Pour la zone Ouest, un coût annuel de 7,4 M\$ pour la collecte séparée a été obtenu contre 4,6 M\$ pour la collecte mélangée. Ces coûts de collecte, variant en fonction du scénario de traitement choisi, ont été ajoutés aux coûts de transport et de traitement afin d'obtenir un coût global du scénario de gestion des MRO. Le scénario de gestion identifié comme étant le moins coûteux, qui consiste à mettre en place une collecte mélangée des MRO et un centre de compostage en système fermé pour chacune de deux zones de l'Île est estimé à 29,3 M\$/an.

La méthodologie développée permet une première estimation des coûts de gestion des MRO, mais comprend certaines limites. Tout d'abord, le modèle prédictif de la génération de MR a été développé en se basant sur un seul paramètre sociodémographique, à savoir le cadre bâti présent sur le territoire. L'influence d'autres paramètres, comme le niveau de scolarité, le salaire ou encore l'âge, a été négligée. En ce qui concerne les modèles d'estimation des coûts de collecte et de transport, la principale limite vient du fait que le temps de collecte par type de logement est supposé constant. Certaines caractéristiques du territoire, comme le système de stationnement en bordure de rue, le trafic ou encore le type de voirie n'ont pas été considérés. De plus, même si les résultats obtenus par le modèle sont satisfaisants, ils ne traduisent que le comportement spécifique de l'agglomération de Montréal. Pour être utilisé sur d'autres territoires, une validation de la méthodologie utilisée est nécessaire. Enfin, les revenus générés par la vente du compost et du biogaz ont été considérés comme équivalents en l'absence d'étude sérieuse sur les différents marchés disponibles pour ce type de produits issus de la valorisation des MRO.

Afin de poursuivre les travaux de cette maîtrise, plusieurs pistes de recherches peuvent être identifiées. Ce mémoire s'est concentré sur le côté quantitatif de la génération des MRO en estimant le tonnage potentiel sur un territoire. Pour aller plus loin dans la prédiction du gisement de matière disponible, il serait intéressant d'étudier la composition de ces matières en fonction de différents paramètres sociodémographiques et économiques et son influence sur le scénario de gestion.

L'utilisation des logiciels de gestion de flotte, bien qu'intéressante, fut très laborieuse. Pour le futur, il serait intéressant d'optimiser l'exploitation des données collectées par ce type de logiciel afin d'améliorer leur traitement.

Concernant les revenus, il serait fortement recommandé de réaliser une étude des marchés disponibles pour les produits issus de la valorisation des MRO afin de prendre en compte l'ensemble du scénario de gestion des MRO.

Enfin, il serait intéressant d'utiliser la méthodologie développée dans ce mémoire pour d'autres territoires ayant des caractéristiques différentes de celles de Montréal et d'associer à cette étude économique une évaluation des impacts environnementaux et sociaux que cause la mise en place de ce type de scénario de gestion sur un territoire.

BIBLIOGRAPHIE

- Andersons Center. (2010). *A detailed economic assessment of anaerobic digestion technology and its suitability to uk farming and waste systems: 2nd edition*. Tiré de http://www.organics-recycling.org.uk/uploads/category1060/10-010%20FINAL_Andersons_NNFCC_AD2010.pdf
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and Potential of the Anaerobic Digestion of Waste-Activated Sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34, 755-781. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Banks, C. J., Zhang, Y., Jiang, Y., & Heaven, S. (2012). Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentrations. *Bioresource Technology*, 104 (Supplement C), 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.068>
- 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, 492-503. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2009.05.003>
- Baudot J-Y., (2018) *Coefficient de détermination*. Tiré de http://www.jybaudot.fr/Correl_regress/coeffdeterm.html
- Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2002). RDF production plants: II Economics and profitability. *Applied Thermal Engineering*, 22 (4), 439-448. [https://doi.org/10.1016/S1359-4311\(01\)00101-6](https://doi.org/10.1016/S1359-4311(01)00101-6)
- Chang, N.-B., & Wang, S. F. (1995). The development of material recovery facilities in the United States: status and cost structure analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 13 (2), 115-128. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)00041-3](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)00041-3)
- Chang, N.-B., & Wang, S. F. (1997). A fuzzy goal programming approach for the optimal planning of metropolitan solid waste management systems. *European Journal of Operational Research*, 99 (2), 303-321. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(96\)00024-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(96)00024-0)
- Chatain, V., Ohannessian, A., & Germain, P. (2008). Chapitre 15 : Valorisation du biogaz et traitements épuratoires (p. 463-481). *La méthanisation*. Lavoisier Tec et Doc.
- Chiumenti, A., Chiumenti, R., Diaz, L., M. Savage, G., L. Eggerth, L., & Goldstein, N. (2005). *Modern Composting Technologies*. JG Press Inc.

- Clarke, E. H. (1971). Multipart pricing of public goods. *Public Choice*, 11(1), 17-33.
<https://doi.org/10.1007/BF01726210>
- Communauté métropolitaine de Montréal. (2007). *L'herbicyclage. Profitez de l'été, herbicycliez !*
 Tiré de
http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/pmgmr_doc/fiches/babeb4d51b245a303bd381efc614b7e0.pdf
- Conseil canadien du compostage. (2018). *Composting processing technologies*. Tiré de
http://www.compost.org/pdf/compost_proc_tech_eng.pdf
- De Silguy, C. (2009). *Histoire des hommes et de leurs ordures : du Moyen Âge à nos jours*.
 Paris : Le Cherche midi
- Dysert, Larry R. and Peter Christensen (2003). Cost Estimate Classification. Association for the
 Advancement of Cost Engineering, *Recommended Practice No. 17R-97*, Morgantown,
 West Virginia, 2003
- Éco Entreprises Québec. (2008). *Les bonnes pratiques de collecte sélective*. Tiré de
<http://www.eeq.ca/wp-content/uploads/Bonnes-pratiques-de-collecte-selective-VFF.pdf>
- Eisenhauer Joseph G. (2003). Regression through the Origin. *Teaching Statistics*, 25 (3), 76-80.
<https://doi.org/10.1111/1467-9639.00136>
- Eiselt, H. A., & Marianov, V. (2014). Location modeling for municipal solid waste facilities.
Computers & Operations Research, 62. <https://doi.org/10.1016/j.cor.2014.05.003>
- European Commission, (2001). *Costs for Municipal Waste Management in the EU*. Tiré de
<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/eucostwaste.pdf>
- Filippova, E., & Guérin-Pace, F. (2013). Le recensement : miroir ou prescripteur ? La force
 performative des catégorisations ethniques dans la vague de recensements des
 années 2010. *Socio. La nouvelle revue des sciences sociales*, (2), 229-272.
<https://doi.org/10.4000/socio.470>
- Forney, L. J., Huang, A. J.-F., Drew, S., Czuprenski, M., Lindeberg, J. D., & Reddy, C. A.
 (1996). Effects of Turning Frequency, Leaves to Grass Mix Ratio and Windrow vs. Pile
 Configuration on the Composting of Yard Trimmings. *Compost Science & Utilization*,
 4(1), 26-43. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1996.10701816>
- Gaz Métro., (2011). *La valorisation du biogaz comme combustible et carburant propres*. Tiré de
<http://www.cremtl.qc.ca/sites/default/files/upload/documents/publications/presentationfrikorian190411.pdf>

- Ghafoori, E., & Flynn, P. (2007). *Optimizing the Size of Anaerobic Digesters* (Vol. 50).
<https://doi.org/10.13031/2013.23143>
- Guendouz, J., Buffière, P., Cacho, J., Carrère, M., & Delgenes, J.-P. (2010). Dry anaerobic digestion in batch mode: Design and operation of a laboratory-scale, completely mixed reactor. *Waste Management*, 30 (10), 1768-1771.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.12.024>
- Hickman, J., Hassel, D., Joumard, R., Samaras, Z., & Sorenson, S. (1999). Methodology for calculating transport emissions and energy consumption. Tiré de
<https://trid.trb.org/view/707881>
- Hutchinson M., (2004). *Déterminants de la participation des citoyens aux différents services de récupération des matières recyclages*. Tiré de http://recycinfo.recyc-quebec.gouv.qc.ca/T/OFSYS/H/317413/gilHwH/4_Determinants.pdf
- Jenkins, R. R. (1991). *Municipal demand for solid-waste-disposal services: The impact of user fees*. College Park, MD (US); Univ. of Maryland. Consulté à l'adresse
<https://www.osti.gov/biblio/5483491>
- Joly, E. (2011). *Comparison of home-composting and largescale composting for organic waste management in Québec, Canada*. TRITA LWR Degree Project 11:25. KTH.
- Karadimas, N. V., & Loumos, V. G. (2008). GIS-based modelling for the estimation of municipal solid waste generation and collection. *Waste Management & Research*, 26 (4), 337-346. <https://doi.org/10.1177/0734242X07081484>
- Kim, J. K., Oh, B. R., Chun, Y. N., & Kim, S. W. (2006). Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 102 (4), 328-332. <https://doi.org/10.1263/jbb.102.328>
- Komemoto, K., Lim, Y. G., Nagao, N., Onoue, Y., Niwa, C., & Toda, T. (2009). Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*, 29 (12), 2950-2955. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.07.011>
- Kothari, R., Pandey, D. A., Kumar, S., Tyagi, V., & Tyagi, S. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174–195. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>
- Krinkels, M. (2004). Biogas production gains ground. *Manure Matters, Summer*: 14–16.

- Kumar, J. S., & Subbaiah, K. V. (2011). Prediction of Municipal Solid Waste with RBF Net Work- A Case Study of Eluru, A.P, India. *International Journal of Innovation*, 2 (3), 6.
- Labeyrie, P. (2007). Le biogaz. Les biocarburants. In Sabonnadière, J.-C., *Nouvelles technologies de l'énergie* 3 (chap. 3, p. 169-198). Paris, Lavoisier.
- Lachiche, N. (2018). *SIG : définition*. Tiré de http://dpt-info.u-strasbg.fr/~nicolas.lachiche/OTG_BDEC/SIG%20definition.pdf
- Larsen, A., Vrgoc, M., Christensen, T., & Lieberknecht, P. (2009). Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 27, 652-659. <https://doi.org/10.1177/0734242X08097636>
- Lefebvre, M.-A. B. (2010). *Le compostage communautaire, est-ce une alternative avantageuse pour la ville de Gatineau ?* (Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Tiré de https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2010/Blackburn-L_MA.pdf
- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15 (1), 821-826. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>
- Lindner, R. (2012). *Evaluating evaluation: Exploring evaluation methods to assist WWF-UK programme management*. Tiré de <https://www.iccs.org.uk/wp-content/thesis/consci/2012/Lindner.pdf>
- McDavid, J. C. (1985). The Canadian Experience with Privatizing Residential Solid Waste Collection Services. *Public Administration Review*, 45 (5), 602-608. <https://doi.org/10.2307/3109936>
- Milke, M., (2006). The Alchemist's dream resource. *Waste Management* 26, 1203–1204.
- Montréal, Ville de. (2005). *Le transbordement des matières résiduelles sur l'île de Montréal*. Tiré de https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENTS/15.transbordement_mat_residuelles_1.PDF

- Montréal, Ville de. (2009). *Plan directeur de gestion des matières résiduelles de l'agglomération de Montréal 2010-2014*. Montréal : Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement.
- Moriarty, K. (2013). *Feasibility Study of Anaerobic Digestion of Food Waste in St. Bernard, Louisiana*. Tiré de <https://www.nrel.gov/docs/fy13osti/57082.pdf>
- Murphy, J.D., McKeogh, E. (2004). Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. *Renewable Energy*, 29, 1043–1057.
- Nguyen-Trong, K., Nguyen-Thi-Ngoc, A., Nguyen-Ngoc, D., & Dinh-Thi-Hai, V. (2017). Optimization of municipal solid waste transportation by integrating GIS analysis, equation-based, and agent-based model. *Waste Management*, 59 (Supplement C), 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.048>
- Palmer, K., & Walls, M. (1997). Optimal policies for solid waste disposal Taxes, subsidies, and standards. *Journal of Public Economics*, 65 (2), 193-205. [https://doi.org/10.1016/S0047-2727\(97\)00028-5](https://doi.org/10.1016/S0047-2727(97)00028-5)
- Pantaleo, A., Gennaro, B. D., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.068>
- Park, W. R. (1984). *Cost Engineering Analysis: A Guide to Economic Evaluation of Engineering Projects*. New York, N.Y.: Wiley.
- Parthan, S. R., Milke, M. W., Wilson, D. C., & Cocks, J. H. (2012). Cost estimation for solid waste management in industrialising regions—Precedents, problems and prospects. *Waste Management*, 32 (3), 584-594. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.004>
- Peters, M. S., & Timmerhaus, K. D. (1991). *Plant design and economics for chemical engineers* (4. ed). New York: McGraw-Hill.
- Purcell, M., & Magette, W. L. (2009). Prediction of household and commercial BMW generation according to socio-economic and other factors for the Dublin region. *Waste Management*, 29(4), 1237-1250. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.011>
- Quintus, F. (2007). *Les enjeux de l'enfouissement des déchets : quelle place aux perceptions des risques dans la procédure québécoise d'évaluation environnementale ?* Tiré de <https://archipel.uqam.ca/705/1/M9932.pdf>

- Rajagopal, R., Bellavance, D., & Rahaman, M. S. (2017). Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. *Process Safety and Environmental Protection*, 105, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.10.014>
- RECYC-QUÉBEC, Éco Entreprises Québec. (2009). *Rapport Synthèse : Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel et des lieux publics au Québec 2006-2009*. Tiré de http://www.eeq.ca/wp-content/uploads/RapportSynthese_Caracterisation_matières_residuelles_residentiel_2006-2009.pdf
- RECYC-QUÉBEC, Éco Entreprises Québec. (2014). *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2010*. Tiré de <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/carac-residentielle-2010.pdf>
- RECYC-QUÉBEC, Éco Entreprises Québec. (2015). *Rapport synthèse : Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2012-2013*. Tiré de <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/carac-2012-2013-rapport-synthese.pdf>
- RECYC-QUÉBEC, SOLINOV. (2016). *Analyse des facteurs de participation à la collecte des matières organiques dans les multilogements*. Tiré de <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/participation-collecte-mo-multilogements.pdf>
- Sanchez Hernandez, E., Borja, R., Weiland, P., Travieso, L., & Martín, A. (2001). Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. *Process Biochemistry*, 37, 483-489. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00240-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00240-0)
- Sultana, A., & Kumar, A. (2012). Optimal siting and size of bioenergy facilities using geographic information system. *Applied Energy*, 94, 192-201. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.01.052>
- 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*, 64 (Supplement C), 386-396. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.027>
- Theisen, H., (2002). Collection of solid waste. Dans Kreith, F., & Tchobanoglous, G., *Handbook of Solid Waste Management* (2^eéd., p. 203-229).

- Tsilemou, K., & Panagiotakopoulos, D. (2006). Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management & Research*, 24 (4), 310-322.
<https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>
- Ullah, M. A. (2017). *Techno-economic Assessment of Utilization of Food Processing Waste for Production of Energy and Chemicals*. (Mémoire de maîtrise, Université d'Alberta, Edmonton). Tiré de https://era.library.ualberta.ca/items/b236f877-758b-4641-b414-08c125aa676e/view/268cec80-20b5-4f9c-ba13-60f55fd73c7a/Ullah_Mohammad_201701_MSc.pdf
- Vaillant, J. (2016). *Principe des tests statistiques*. Tiré de <http://monnano.weebly.com/uploads/1/6/6/3/1663287/prcrit.pdf>
- Weiland, P. (2006). Biomass Digestion in Agriculture: A Successful Pathway for the Energy Production and Waste Treatment in Germany. *Engineering in Life Sciences*, 6 (3), 302-309. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620128>
- Wellinger, A., Jares, J., & Pesta, G. (2015). *Production de Biogaz à Partir des Biodéchets de l'Industrie Alimentaire*, 20. Tiré de http://www.fabbiogas.eu/fileadmin/user_upload/Project_Results/fabhandbook_franz1.pdf
- Williams, P.T. (2005). *Waste Treatment and Disposal Second Edition*. WILEY
- Zhang, C., Su, H., & Tan, T. (2013). Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. *Bioresource Technology*, 145 (Supplement C), 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.030>

ANNEXES

ANNEXE A – MODES DE GESTION DES MRO

Les modes de gestion des MRO introduits dans la revue de littérature sont détaillés dans cette partie.

Réduction à la source

L’objectif de la réduction à la source est de prévenir et d’éviter la génération de résidus lors de la conception, fabrication, distribution et utilisation d’un produit ou d’un service. Elle a pour but de diminuer les impacts environnementaux liés à l’extraction, les transformation et utilisation des ressources afin de les préserver.

Les matières organiques venant principalement de notre alimentation, la réduction à la source passe par la lutte contre le gaspillage alimentaire. Selon un sondage réalisé en 2015 par Cube Recherche pour IGA et le Jour de la Terre Québec, 81 % des Québécois trouvent important de réduire le gaspillage alimentaire. Cependant, 78 % d’entre eux pensent que la majorité de ce gaspillage vient des restaurants alors qu’en réalité près de 47 % des aliments jetés le sont par les citoyens.

Il est essentiel de faire évoluer cette perception afin de modifier la pensée du citoyen en l’informant de sa responsabilité dans ce gaspillage dans le but de changer son comportement.

Une autre manière de réduire la présence de matière organique dans les matières résiduelles est de redistribuer les surplus alimentaires et les produits invendus dans les supermarchés québécois à des banques alimentaires.

Pour aller dans ce sens, Moisson Québec, unique banque alimentaire de la région de la Capitale-Nationale, a pu obtenir une aide de plus de 350 000 \$ de la part de RECYC-QUÉBEC afin de mettre en place le Programme de récupération en supermarché (PRS) à la fin du mois de Juin 2017.

Enfin, des méthodes, comme l’herbicyclage et le compostage domestique ou communautaire, qui réduisent la quantité de matière organique putrescible à gérer, sont fortement encouragées par le gouvernement quand cela est pertinent (Gazette Officielle du Québec, 2011).

Réemploi

Le réemploi des matières organiques issues des matières résiduelles peut se faire en transformant, ou non, les résidus alimentaires en alimentation animale afin de nourrir les animaux domestiques ou d'élevage.

Recyclage

L'un des objectifs avec la mise en place de système de recyclage des matières organiques est, par exemple, de réduire les émissions de GES, en séquestrant le carbone dans le compost ou en utilisant le biogaz produit lors de la décomposition anaérobique de la matière comme énergie ou combustible substitut des carburants fossiles.

En recyclant la matière organique, les émissions de gaz à effet de serre sont réduites. À titre d'exemple, le recyclage d'une tonne de résidus alimentaire par compostage ou biométhanisation permet d'éviter la génération de 0,8 t d'équivalents CO₂ par rapport l'enfouissement et de stocker 0,24 t d'équivalents CO₂ dans le sol (Environnement Canada et Ressources naturelles Canada, 2005). De plus, le détournement de la matière organique permet d'étendre la durée de vie des lieux d'enfouissement.

Dans le cas du compostage, le recyclage de la matière organique permet d'obtenir un amendement organique qui peut être utilisé en agriculture ou pour l'aménagement du paysage. Que ce soit dans le cas d'un sol sablonneux, où il permet une meilleure rétention de l'eau, ou pour un sol argileux, où il améliore le drainage, le compost est utile pour améliorer les caractéristiques d'un sol à faibles coûts. L'utilisation de compost permet aussi de réduire les besoins en engrais chimiques et d'améliorer la fertilité des sols.

Ainsi, recycler la matière organique permet de réduire la quantité de lixiviat présent dans les sites d'enfouissement, d'améliorer les caractéristiques d'un sol ou encore de produire de l'énergie propre.

Côté social, en réduisant l'émission de gaz à effet de serre, les techniques de recyclage de la matière organique permettent de préserver la santé humaine et les écosystèmes naturels. De plus, en réduisant la proportion de matière organique enfouie, il y a une atténuation du risque d'explosion potentielle de poche de gaz d'enfouissement (Environnement Canada, 2013). Les possibles nuisances olfactives issues d'un lieu d'enfouissement peuvent aussi être réduites avec ce type d'initiative.

La création de nouveaux centres de recyclage permet de créer des emplois et de nouveaux marchés. De plus, des produits, tels que le compost, peuvent être de très bons vecteurs pédagogiques pour informer et éduquer les citoyens. Enfin, en permettant l'utilisation de compost comme engrais, ce type d'initiative est bénéfique pour augmenter la production alimentaire (RECYC-QUÉBEC, 2006).

Enfin, le détournement des matières organiques de l'enfouissement permet de faire d'éventuelles économies sur le coût de la collecte, du transport et du recyclage, principalement quand le centre de recyclage est plus proche que le site d'enfouissement. De plus, la vente des produits valorisés issus du recyclage de la matière organique, comme le compost ou le biogaz, peut générer des sources de revenus. Enfin, ce type d'initiative permet d'encourager l'économie locale et circulaire (RECYC-QUÉBEC, 2006).

ANNEXE B – TECHNOLOGIES DE BIOMÉTHANISATION DISPONIBLES SUR LE MARCHÉ

Les principales technologies disponibles sont listées ci-dessous :

Zero Waste Energy : Développée en Allemagne, la technologie proposée par ZWE concerne la digestion anaérobie en voie sèche. Elle permet l'utilisation d'intrants jusqu'à 50 % en TS dans un réacteur batch en conditions thermophiles avec un temps de séjour de 21 jours. Elle ne nécessite pas de prétraitement et le digestat est collecté à l'aide d'un chargeur, composté puis vendu. Le percolat est collecté, conservé puis redistribué au système. S'il est présent en excès, il est ajouté au compost. L'installation est équipée de biofiltres afin d'éviter l'émission d'odeurs et pour contrôler les rejets dans l'air. Il permet de traiter de 4 000 à 100 000 tonnes par an en ajoutant des digesteurs en parallèle (ZWE, 2015).

CleanWorld : La technologie de CleanWorld s'effectue en régime continu, en conditions thermophiles et en trois étapes. Elle comprend un réacteur d'hydrolyse, un second réacteur pour la biogazification et un dernier pour la stabilisation. Elle nécessite un temps de séjour de 20 à 30 jours ainsi qu'une taille des matières résiduelles inférieure à 50 mm et débarrassée de la présence de plastiques. De l'eau est ajoutée si la teneur en TS est supérieure à 10 %. Le mélange est ensuite envoyé dans le digesteur à l'aide de pompes. Ce système entraîne un excès de percolat qui peut être directement comme fertilisant, mais le plus souvent requiert un traitement supplémentaire. La portion solide du digestat est compostée. Cette technologie a une capacité de traitement allant de 8 000 à plus de 70 000 tonnes par an. (CleanWorld, 2015a ; CleanWorld 2015b ; Zhang, Su & Tan, 2013)

Valorga : Le réacteur développé par Valorga est un cylindre vertical permettant d'être utilisé comme un réacteur piston. À l'intérieur du réacteur, il y a paroi médiane qui mesure $\frac{2}{3}$ du diamètre du cylindre. Ainsi, la matière est introduite d'un côté de cette paroi puis extraite par l'autre ouverture. Ce système permet d'augmenter la surface sur laquelle la fermentation a lieu en forçant les matières résiduelles à contourner ce mur. Afin de mélanger plus efficacement, du biogaz est introduit par le bas du réacteur augmentant enfin l'efficacité du procédé (Valorga, 2017).

Orbit Energy : Fonctionnant en conditions thermophiles, régime continu et en une étape, le système Orbit Energy (développé par le département américain des énergies renouvelables) accepte des intrants pouvant aller jusqu'à 45 % en TS. Le système est à l'intérieur et ne forme pas d'excès de percolat. Elle utilise des micro-organismes permettant de supporter de hauts taux de chargement organique diminuant ainsi le temps de séjour et permettant une faible perte d'énergie. La chaux est ajoutée aux intrants afin de permettre l'ajustement du pH. Le digestat est séché en utilisant la chaleur produite par le système de cogénération.

BioFerm Energy Systems : BIOFerm, entreprise allemande, a développé plusieurs technologies, BioFerm Dry Fermentation, EUCO, EUCOline et COCCUS. La première est sous conditions mésophiles, batch et s'effectue en une seule étape. Elle peut traiter des matières résiduelles ayant une teneur en TS comprise entre 25 et 35 %. Le temps de séjour est de 28 jours. Elle ne nécessite pas de prétraitement et le percolat est recyclé au sein de l'installation. Des biofiltres sont utilisés contre les odeurs et la pollution atmosphérique. La demande énergétique parasite se situe autour des 10 % tout en ayant une capacité allant de 8 000 à plus de 70 000 tonnes par an.

La technologie EUCO est en continu, avec un réacteur piston et est souvent couplé avec une unité BIOFerm utilisant la voie humide.

Le système EUCOline est un système « plug-and-play » permettant de traiter des flux de matières résiduelles à petite échelle. Il permet de traiter des flux allant de 1 000 à 6 500 tonnes par an. Il est assez flexible concernant les intrants (matières résiduelles alimentaires, biosolides, ordures et les résidus verts).

COCCUS est un système de biométhanisation en voie humide permettant de traiter des matières résiduelles ayant une teneur comprise entre 8-12 % en TS. Cette technologie est disponible en plusieurs dimensions et consiste en un tank équipé de mélangeurs et d'un mur chauffant à sa base. Un système de désulfuration est installé entre le stockage du gaz et le digesteur afin de retirer la majeure partie du H₂S présent. (BIOFerm, 2017)

Bekon : Le système de biométhanisation par voie sèche, BEKON, fonctionne en batch sous conditions mésophiles et nécessite un temps de rétention compris entre 4 et 5 semaines. Afin d'obtenir un flux constant de biogaz, les réacteurs sont souvent utilisés en parallèle.

Organic Waste Systems (OWS) : La technologie DRANCO (Dry Anaerobic Composting) développée en Belgique par OWS est une technologie en une étape qui utilise des réacteurs

verticaux utilisant la gravité. Le digestat créé est mélangé aux matières résiduelles entrantes (ratio 6/1) puis traverse une grille laissant passer les matières résiduelles ayant une taille inférieure à 40 mm. Ils sont ensuite pompés puis envoyés au réacteur sans ajout d'eau. Le temps de séjour est de 20 jours. Le digestat restant est séché puis composté. L'excès de percolat est ajouté au compost ou parfois traité. Le système permet de traiter de 3 300 à 60 000 tonnes par an (OWS, 2017).

Harvest Power : La technologie proposée par Harvest Power se nomme GICON et a été développée en Allemagne. Elle fonctionne par batch en deux étapes et en conditions thermophiles. La première étape, où les matières résiduelles sont entreposées dans un garage, permet d'obtenir les acides après l'hydrolyse puis dans un second temps la méthanisation, effectuée dans un réacteur « tank », permettant de produire le biogaz. Elle nécessite un temps de séjour de 14 jours et a une capacité allant jusqu'à 100 000 tonnes par an. (Harvest Power, 2017)

Eisenmann Corporation : La technologie d'Eisenmann permet de traiter les matières résiduelles ayant jusqu'à 45 % de TS sans nécessiter de dilution. Elle est continue, thermophile et se présente sous la forme d'un réacteur piston horizontal. (Eisenmann, 2017)

EcoCorp : La technologie peut traiter des matières résiduelles ayant une teneur en TS comprise entre 35-40 %. Elle est continue, thermophile et en une étape. Tout d'abord, les matières résiduelles sont disposées sur un tapis roulant vers une déchiqueteuse et ressortent avec une taille maximale de 40 mm. Des pompes à déplacement positif déplacent ensuite le flux de matière vers un mélangeur où les matières résiduelles sont mélangées au digestat (rapport 1/1 à 1/10). Le digestat est séché, le percolat est réutilisé dans le procédé en partie puis traité par centrifugation et composté. Le système est clos et les émissions sont traitées par l'utilisation de biofiltres. La capacité varie entre 20 000 et 100 000 tonnes par an (EcoCorp, 2017).

Turning Earth : La technologie développée au Danemark par Aikan est une digestion anaérobie en voie sèche, conditions thermophiles, batch et se déroule en trois étapes. Tout d'abord, l'hydrolyse, où le percolat issu du digesteur est pulvérisé sur les matières résiduelles permettant la formation plus rapide des bactéries et la lixiviation des acides gras puis on sépare les fractions liquide et solide. La fraction liquide est transférée cette fois-ci dans le réacteur où a lieu la méthanisation jusqu'à ce que le percolat n'est plus de potentiel pour produire du biogaz. Lorsque cela arrive, l'aération est ouverte afin de composter les matières résiduelles solides. La chaleur

produite est utilisée pour le séchage et l'évaporation de l'excès d'humidité. Cette technologie nécessite un temps de séjour de 21 jours pour la méthanisation et 14 jours pour le compostage (Aikan, 2017).

ANNEXE C – MARCHÉS DU COMPOST

Le compost est un produit de valorisation pouvant être utilisé dans plusieurs secteurs. Le but de son utilisation ainsi que ses avantages en fonction du secteur sont détaillés dans les lignes suivantes.

Agriculture

Le marché de l'agriculture est complexe pour le compost. L'une des problématiques est le manque de confiance des agriculteurs dans le produit. Même si le compost pourrait être très utile sur des terres où les sols sont sablonneux ou sur des cultures à fort rapport économique, les engrais chimiques sont encore privilégiés par les exploitants pour plusieurs raisons.

Tout d'abord, les engrais chimiques permettent d'obtenir des résultats quasi immédiats alors que le compost améliore la santé et la productivité des sols sur le long terme. De plus, les engrais chimiques ayant une teneur plus élevée en azote sont plus rentables si on compare le coût au kilogramme d'azote par rapport au compost. Enfin à l'heure actuelle et même si de nouvelles technologies se développent, il est plus simple d'épandre ces engrais plutôt que le compost.

Gazon

Il existe plusieurs avantages à utiliser le compost pour le gazon. En effet, le compost permet d'améliorer sa croissance, réduit les maladies et limite les besoins d'irrigation en améliorant la rétention d'eau (Enviros RIS, 2001). Il est aussi de plus en plus utilisé en tant que fumure de couverture pour des espaces gazonnés dédiés à la pratique sportive ou sur des zones commerciales (Environnement Canada, 2013).

Certains golfs peuvent aussi être la cible de ce marché, afin de concurrencer l'emploi de la tourbe, utilisée actuellement. Cependant, Matteau (2011) a pu remarquer, à la suite d'entrevues, que les exploitants exigent une excellente qualité de compost et des garanties sur l'efficacité de ce produit avant de modifier leurs pratiques.

Pépinière/Serres

Lorsqu'il est utilisé en culture en pépinière ou en serre, le compost peut être épandu au champ ou utilisé en mélange avec la terre pour en faire un terreau pour enrichir le sol. De plus, il est très utile comme terre d'empotage pour la transplantation ou le démarrage des plantes.

Remise en état

Le compost peut être utile dans le cas de site où les sols sont endommagés ou de faibles qualités. Sa capacité à améliorer les caractéristiques physiques, biologiques et chimiques d'un sol, en réinstallant les cycles du carbone et de l'azote, est très intéressante d'un point de vue économique, avec son faible coût, et environnemental, en permettant un traitement « in situ ». Ce type d'application nécessite un compost mature, stable et riche en matière organique (Environnement Canada, 2013).

Commerce de détail

Le compost peut être ensaché afin d'être vendu en grandes surfaces, des jardineries ou encore des centres de rénovation pour du jardinage amateur. Il peut être utile pour entretenir les plates-bandes, la pelouse ou encore la transplantation de plants d'intérieurs.

Aménagement paysager

L'aménagement paysager est un secteur où le compost bénéficie d'une bonne image. En effet, le produit est considéré par les paysagistes comme étant polyvalent et efficace (Matteau, 2011). Il est principalement utilisé en tant qu'amendement, mais aussi comme terreautage où son bas coût rivalise avec la tourbe ou la terre végétale. Une couche de 25 à 50 mm est appliquée pour les planches de jardin, puis il est incorporé au sol à une profondeur allant de 150 à 200 mm (Environnement Canada, 2013). Cependant, des appréhensions existent toujours concernant la matière première utilisée pour faire le compost et des gages de qualité sont nécessaires (Matteau, 2011).

ANNEXE D – PRÉDICTION DE LA GÉNÉRATION EN FONCTION DE FACTEURS SOCIAUX-DÉMOGRAPHIQUES

La méthodologie développée pour déterminer et valider les coefficients de génération α est détaillée.

Régression linéaire multiple

L'objectif d'un modèle de régression multiple est de permettre la description de la liaison entre une variable dépendante y et un ensemble de variables explicatives $x_1, x_2, \dots, x_i$. Ce modèle, d'une façon générale, prend la forme suivante :

$$y = \alpha_0 + \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2 + \alpha_j x_j + \dots + \alpha_k x_k + \varepsilon$$

où y_i est la variable dépendante dont les valeurs dépendent des valeurs des variables explicatives $x_1, x_2, \dots, x_k$ et la partie aléatoire ε , non observable. Les paramètres du modèle $\alpha_0, \alpha_1, \dots, \alpha_k$ sont considérés comme des grandeurs certaines et ε représentent la fluctuation aléatoire non observable venant d'autres facteurs non pris en compte dans le modèle.

Une fois identifiés, ces paramètres doivent être examinés afin d'évaluer s'ils apportent une réelle contribution à la régression.

Détermination de l'équation de régression empirique

De la même façon que cela serait fait pour une régression linéaire simple, les premières estimations des paramètres du modèle de régression multiple sont obtenues à l'aide de la méthode des moindres carrés.

Soit un modèle à 2 variables explicatives :

$$y = \alpha_0 + \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2 + \varepsilon$$

Avec $\delta_i = \alpha_0 + \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2$ et $Var(y) = \sigma^2$

L'estimation de δ_i est obtenue avec l'équation :

$$\hat{y} = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2$$

Pour obtenir les valeurs des paramètres, la somme des carrés résiduelle $\sum (y_i - \hat{y}_i)^2$ est minimisée en résolvant le système d'équations normales suivant :

$$\begin{aligned}
na_0 + a_1 \sum x_1 + a_2 \sum x_2 &= \sum y \\
a_0 \sum x_1 + a_1 \sum x_1^2 + a_2 \sum x_1 x_2 &= \sum x_1 y \\
a_0 \sum x_2 + a_1 \sum x_1 x_2 + a_2 \sum x_2^2 &= \sum x_2 y
\end{aligned}$$

Une fois a_1 et a_2 trouvés, il suffit de diviser la première équation par n pour obtenir a_0

$$a_0 = \bar{y} - a_1 \bar{x}_1 + a_2 \bar{x}_2$$

Pour un système avec 3 paramètres à estimer (a_0, a_1, a_2), cela prend donc la forme d'un système à 3 inconnues, 3 équations.

Analyse de variance

L'analyse de variance est utilisée pour déterminer si les variables explicatives ont un effet significatif sur la variable dépendante, estimer la variance des erreurs du modèle de régression et calculer le coefficient de détermination multiple R^2 .

Le coefficient de détermination est utilisé afin de calculer la proportion de la variation des Y_i autour de la moyenne $\bar{Y}$ venant des variables explicatives significatives dans l'équation de régression. Il prend dans la majorité des cas la forme du rapport entre la variabilité expliquée et la variabilité totale.

$$R^2 = \frac{\sum(\hat{Y}_i - \bar{Y})^2}{\sum(Y_i - \bar{Y})^2}$$

On le définit aussi de la manière équivalente :

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum(Y_i - \bar{Y})^2}$$

Le principal problème avec ce coefficient vient du fait qu'il augmente avec le nombre de variables explicatives introduites dans la régression. Néanmoins, l'abondance de variables explicative nuit à sa robustesse, la capacité du modèle à être stable face à des perturbations externes. Afin de prendre en compte ce phénomène, il est recommandé d'utiliser le coefficient ajusté (Baudot, 2018) :

$$R_{ajusté}^2 = 1 - \frac{(1 - R^2)(n - 1)}{n - k - 1}$$

Avec n le nombre d'observations, k le nombre de degrés de liberté

Il est rare qu'une prédiction soit parfaite. Les écarts entre les points observés et la droite de régression sont appelés résidus. Ainsi, plus la dispersion des résidus autour de la droite sera faible par rapport à la dispersion globale, plus la prévision sera intéressante. Si la valeur prédite et la valeur observée sont parfaitement dépendantes, il n'y aura pas de variance des résidus et ce ratio, R^2 , sera égal à 0. Au contraire, en absence de relation entre ces deux valeurs, le ratio prendra la valeur de 1. Le coefficient de détermination, obtenu en faisant 1 moins le ratio précédent, est un indicateur de la qualité d'ajustement du modèle aux données.

Comme pour la régression linéaire simple, la variation entre les observations et les prédictions peut se décomposer de la façon suivante :

$$\sum (Y_i - \bar{Y})^2 = \sum (Y_i - \hat{Y}_i)^2 + \sum (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2$$

Avec Y la variable à expliquer, $\hat{Y}$ la valeur estimée et i étant le nombre d'observations

Le premier terme représente la variabilité totale, le second la variabilité non expliquée et le troisième terme, la variabilité expliquée par le modèle.

Test de signification sur l'ensemble de la régression linéaire multiple

Pour savoir si la régression obtenue est significative, il faut effectuer un test d'hypothèse utilisant la méthode des carrés moyens en posant une hypothèse nulle (H_0) et une contre-hypothèse (H_1).

$$H_0: \alpha_1 = \alpha_2 = \dots = \alpha_k = 0$$

$$H_1: \text{au moins l'un des paramètres } \alpha_i \text{ est différent de zéro}$$

Il faut alors comparer le carré moyen venant de la régression avec le carré moyen résiduel :

$$F = \frac{CMR}{CM_{RES}} = \frac{SCR/k}{SC_{RES}/n - k - 1}$$

En supposant que F est distribuée selon la loi de Fisher avec k degrés de liberté et n nombre d'observation, la règle de décision du test revient à :

Rejeter H_0 si l'indice calculé F est supérieur à la valeur de $F_{\text{tabulée}}$ et favoriser H_1

De ce fait, si H_0 est rejetée, cela revient à dire que la contribution de l'ensemble des variables est significative, au seuil α , pour l'estimation de la variable dépendante y . Ainsi, au moins un des facteurs a un rôle significatif dans la prédiction de y .

À noter que pour une régression linéaire sans constante α_0 , le degré de liberté pour la somme des carrés de la régression est $n - k$ et non $n - k - 1$.

Test de signification sur chaque paramètre de la régression linéaire multiple

De la même façon que pour la régression dans son ensemble, il faut faire un test d'hypothèse sur chacun des paramètres afin de savoir si leur contribution est significative ou non. Il s'agit de savoir si l'ajout d'un nouveau paramètre permet d'améliorer significativement la prédiction sur la variabilité au sein de l'équation de régression.

Ce test se fait généralement avec la valeur p « p-value » en anglais, qui représente la probabilité d'obtenir pour un modèle statistique une valeur identique ou différente de celle observée (Vaillant, 2016) :

Rejeter H_0 si $p\text{-value} < \alpha$

Si on rejette H_0 , cela revient à conclure que la contribution marginale de la variable x_i est significative au seuil de signification α .

Dans le cas où H_0 n'est pas rejetée, cela revient à dire que la contribution marginale de la variable explicative x_i , lorsqu'elle est ajoutée à la suite d'autres variables explicatives, n'est pas significative. Cela revient à dire que l'ajout de cette variable dans ce système ne permet pas de réduire la variation non expliquée par les autres variables déjà présentes.

Il est important aussi de noter que lorsque le test est effectué sur plusieurs variables explicatives en même temps, il ne faut pas automatiquement retirer toutes les variables non significatives, mais débiter par la moins significative et effectuer le test de nouveau afin de voir si les nouveaux paramètres permettent d'obtenir une meilleure valeur du carré moyen résiduel.

Analyse des résidus

Enfin, la validation des résultats est possible en analysant les résidus. Principalement basée sur des méthodes graphiques, cette étape permet de vérifier la qualité de la régression pour chacune des données.

Droite de Henry

Le tracé de la droite de Henry est une méthode graphique qui permet de vérifier l'hypothèse de normalité en ayant recours à un graphique qui va comparer les quantiles des résidus estimés par rapport aux quantiles sous l'hypothèse de normalité. Si les résidus ne sont pas normalement distribués, ils vont s'écarter de la droite.

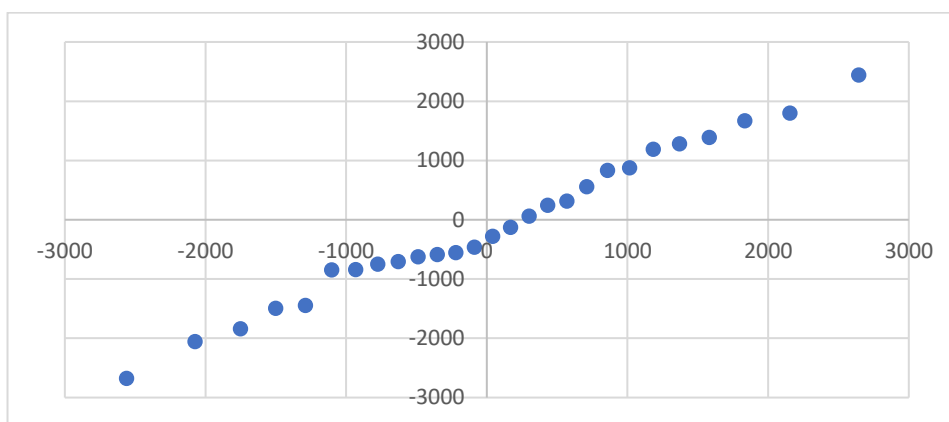


Figure 6-1 : Exemple d'allure d'une droite de Henry

Analyse de l'homoscédasticité

L'homoscédasticité est l'une des propriétés fondamentales du modèle de régression linéaire. Elle suppose que la dispersion des résidus est homogène sur l'étendue des valeurs du modèle. Il n'y a pas de méthode précise pour vérifier cette hypothèse, mais une tendance peut être obtenue en traçant les résidus en fonction des valeurs ajustées. La présence de structure, pouvant être de la forme d'un cône, d'une vague ou une tendance quelconque, invalide cette hypothèse.

Lorsque le résidu d'une observation est anormalement élevé, elle est supposée aberrante ou atypique. Si une observation de ce type est observée, il faut trouver la raison de ce résultat et cela peut entraîner la suppression de cette observation.

Pour chacune des voies de collecte, une analyse des résidus et une droite de Henry ont été réalisées (Annexe I et Annexe J).

ANNEXE E – CONSOMMATION DES CAMIONS DE COLLECTE (GÉOTAB)

Pour certains contrats, l'entrepreneur se doit de mettre à disposition des identifiants permettant d'avoir accès au logiciel de gestion de flotte, tel que GÉOTAB. En utilisant cet accès, des données ont été extraites du logiciel afin de connaître la distance et le nombre de litres de carburant utilisés des 13 camions de collecte répertoriés. À partir de ces valeurs, une moyenne est calculée et utilisée pour calculer les coûts de collecte et transport.

Tableau 6-1 : Consommation carburant camions de collecte 2018 (Géotab)

Numéro Camion	Distance (km)	Carburant utilisé (L)	L/100km
1	3992	2991	74,9
2	3594	2289	63,7
3	13 446	9824	73,1
4	6224	3943	63,4
5	3045	2193	72,0
6	10 181	7778	76,4
7	6337	5013	79,1
8	5262	3977	75,6
9	7377	5852	79,3
10	9409	5879	62,5
11	6439	4722	73,3
12	3693	2486	67,3
13	8115	5788	71,3
MOYENNE			72,0

ANNEXE F – COÛT D’INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Pour permettre l’estimation du coût de traitement des MRO, les données d’installations existantes ont été répertoriées en fonction du lieu, de la capacité et de la technologie utilisée. Cette partie présente les données utilisées pour chacune des équations d’estimation des coûts développées dans le chapitre 2.

Biométhanisation

Investissements

Tableau 6-2 : Données de coût d’investissement d’usines de biométhanisation

Projet	Capacité (t/an)	Coût (CAD)	Référence
Horse	30	129 000	Chamard (2016)
Eucolino	500	1 600 000	Chamard (2016)
Mont-Saint-Hilaire	7560	11 933 700	MDDELCC (2018)
Sainte-Catherine	16 560	16 220 913	MDDELCC (2018)
Bas-Saint-Laurent	25 742	30 604 841	MDDELCC (2018)
w2E	48 000	30 000 000	Soberg (2011)
Toronto	55 000	46 136 160	Moriarty (2013)
Californie	100 000	52 641 075,2	RIS & MacViro, (2005)
Saint-Hyacinthe	206 850	80 560 181	MDDELCC (2018)
Cedar Grove Composting WA	280 000	87 000 000	Moriarty (2013)

Opérations et maintenance

Tableau 6-3 : Données de coûts O&M d'usines de biométhanisation de différentes capacités

Projet	Capacité	Coût O&M (CAD)	Référence
Dranco	5000	532 770	Murphy (2004)
East Bay Municipal Utility District	7500	627907,5	(Moriarty, 2013)
Dranco	10 000	776 322	Murphy (2004)
East Bay Municipal Utility District	15,000	913,320	(Moriarty, 2013)
Dranco	25 000	1 408 035	Murphy (2004)
Dranco	50 000	2 207 190	Murphy (2004)
Dranco	100 000	3 196 620	Murphy (2004)
Allemagne	2500	251 619	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Europe	10 000	590 613	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Europe	20 000	1 065 540	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Royaume-Uni	20 000	1 146 977	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Royaume-Uni	30 500	17 561	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Royaume-Uni	50 500	229 269	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)

Compostage ouvert

Investissements

Tableau 6-4 : Données de coûts d'investissement de centre de compostage

Projet	Capacité (t/an)	Investissement (CAD)	Référence
Limerick	950	939 360	EC (2000)
Tralee	500	293,360	EC (2000)
Cork	1000	63 124,08	EC (2000)
Bapaume	6000	5 016 000	EC (2000)
Nuoro	7000	4 833 600	Arno (2018)
Montejurra	10 000	6 080 000	EC (2000)
BRINCO-SANTHIA	36 000	15 200 000	Galanzino (2011)
Case Passerini	50 000	19 492 235	Région de Toscane (2007)
Grèce	30 000	14 668 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Finlande	10 000	5 092 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Italie	12 000	4 484 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
France	12 000	3 556 800	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
France	6000	2 280 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Finlande	20 000	8 694 400	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
France	22 000	10 351 200	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Grèce	45 000	16 872 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)

Rimouski	8117	5 513 620	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Coaticook	6983	4 094 537	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Chandler	4060	3 561 422	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Mont-Laurier	4430	4 123 484	MDDELCC (2018)

Opérations et maintenance

Tableau 6-5 : Données de coûts O&M d'installation de compostage

Lieu	Capacité (t/an)	O&M (CAD)	Référence
Limerick	950	23 225,6	EC (2006)
Cork	1000	32 088	EC (2006)
Baix Camp	4000	275 467,8	EC (2006)
Castle Morpeth	5000	156 772,8	EC (2006)
Bapaume	6000	357 552	EC (2006)
Niort	8500	396 134	EC (2006)
Royaume-Uni	18 000	712 353,6	EC (2006)
Allemagne	40 000	1 717 472	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Suède	3000	137 520	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
France	6000	256 704	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Italie	12 000	563 832	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
France	12 000	460 417	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Europe	50 000	2 292 000	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)
Europe	100 000	3 972 800	Tsilemou et Panagiotakopoulos (2006)

ANNEXE G – HEURES ANNUELLES D’UTILISATION POUR UN CAMION DE COLLECTE (FOCUS)

Pour certains contrats, l’entrepreneur se doit de mettre à disposition des identifiants permettant d’avoir accès au logiciel de gestion de flotte, comme FOCUS. À partir du logiciel, les heures annuelles d’utilisations de certains camions de collecte ont pu être obtenues.

Tableau 6-6 : Nombres d’heures d’utilisation d’un camion de collecte (FOCUS)

Camion	À l’arrêt (h)	Ralenti (h)	En déplacement (h)	Total (h)
1	719	216	1191	2127
2	772	279	875	1926
3	607	194	1029	1831
4	747	172	1028	1948
5	706	170	953	1829
6	736	213	1025	1975
7	678	356	1113	2147
8	615	183	1006	1805
9	754	417	946	2117
10	700	204	978	1882
11	760	189	952	1901
12	712	248	814	1774
13	693	237	977	1908
14	722	196	933	1852
15	674	182	964	1820
16	856	257	851	1965
17	857	205	960	2022
18	2457	401	733	3592

19	1860	569	981	3410
20	2335	479	993	3807
21	1831	90	348	2269
22	539	161	764	1464
23	642	117	732	1491
24	502	170	919	1592
25	375	191	999	1564
26	402	170	902	1474
27	569	147	960	1676
28	538	155	1043	1737
29	468	152	975	1596
30	429	146	953	1528

ANNEXE H – CALCUL DE LA VITESSE DE COLLECTE

Afin de déterminer un lien entre le temps de collecte et le cadre de bâti, les trajets de collecte disponibles sur les logiciels de gestion de flotte ont été répertoriés. Pour chaque mois, la durée de ces trajets a été calculée afin de définir un nombre annuel moyen d'heures de collecte pour un territoire donné. Ces valeurs ont ensuite été couplées aux types de logements présents sur le territoire afin d'identifier un lien entre les deux données.

Tableau 6-7 : Données utilisées pour le calcul du temps de collecte

	Nombre d'heures de collecte	Logements	Unifamilial	Duplex	Autres logements
Lachine 1	32,6	8145	2835	1015	4295
LaSalle 1	25	7200	1215	4060	1925
LaSalle 2	21,63	7135	770	4985	1380
LaSalle 3	24,12	8300	865	3205	4230
LaSalle 4	31,25	9420	1100	5250	3070
Montréal-Nord 1	25,2	8680	1115	1925	5640
Montréal-Nord 2	27	9425	1895	1395	6135
Montréal-Nord 3	15,5	7975	420	405	7150
St- Léonard 1-2	31	12 200	1970	690	9540
St-Léonard 3-4	26,11	13 580	535	2195	10 850
Sud-ouest 1	18,1	7765	375	2245	5145
Sud-ouest 2	20	6375	690	3335	2350

ANNEXE I – ANALYSE DES RÉSIDUS ISSUS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES

Pour chacune des voies de collectes, les résidus issus des régressions linéaires ont été portés en fonction de la quantité de MRO collectée sur le territoire afin de vérifier qu'ils se répartissent uniformément autour de 0.

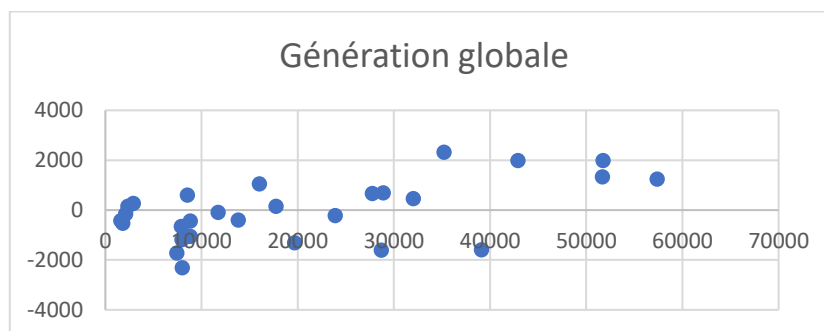


Figure 6-2 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Génération globale de matières résiduelles

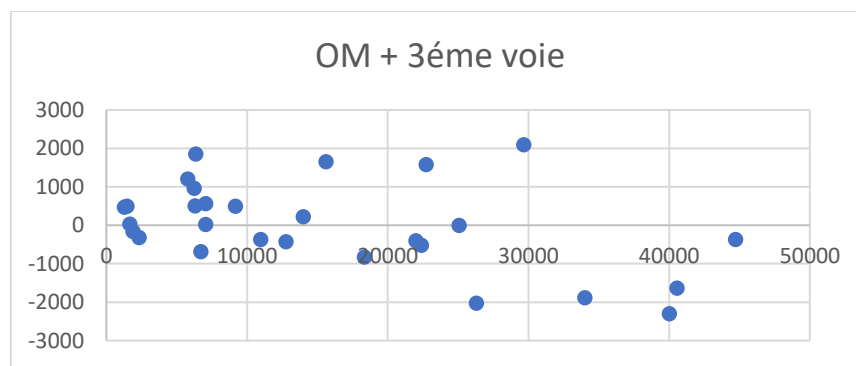


Figure 6-3 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Ordures ménagères et troisième voie

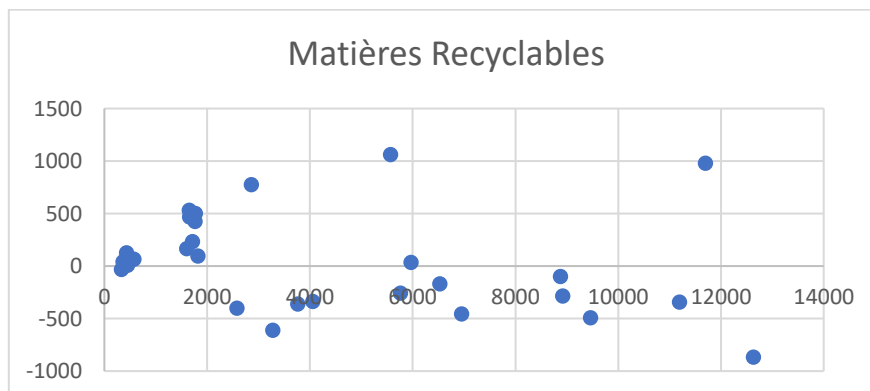


Figure 6-4 : Résidus obtenus pour la voie de collecte : Matières recyclables

ANNEXE J – TRACÉ DES DROITES DE HENRY POUR LES VOIES DE COLLECTE ANALYSÉES

De la même façon que pour les résidus, une droite de Henry a été tracée pour les trois voies de collecte.

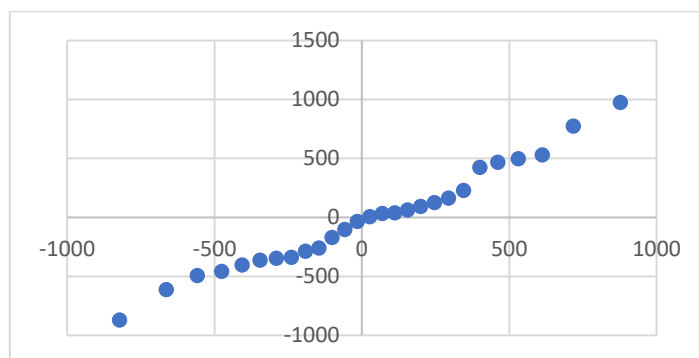


Figure 6-5 : Droite de Henry : Matières recyclables

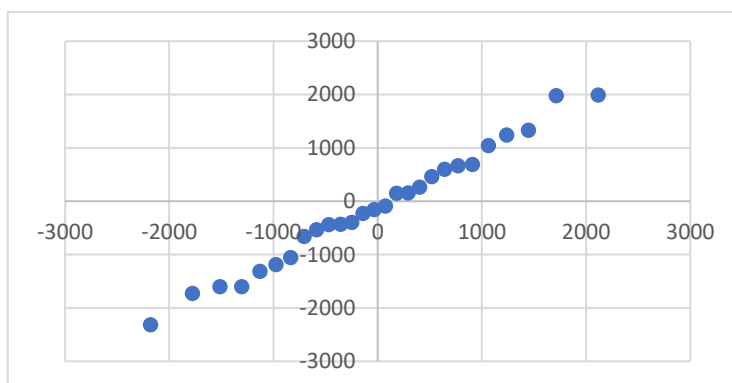


Figure 6-6 : Droite de Henry : Génération globale

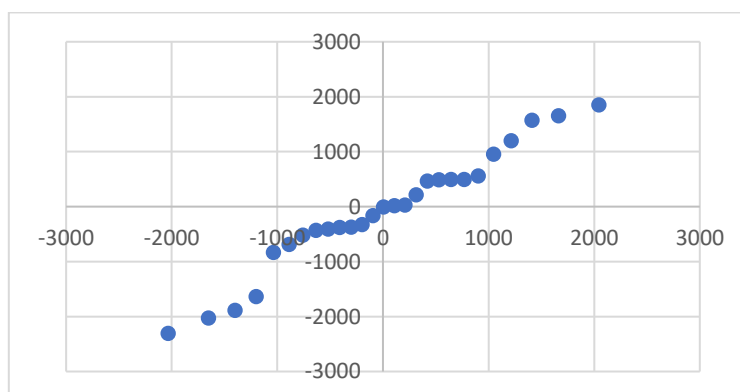
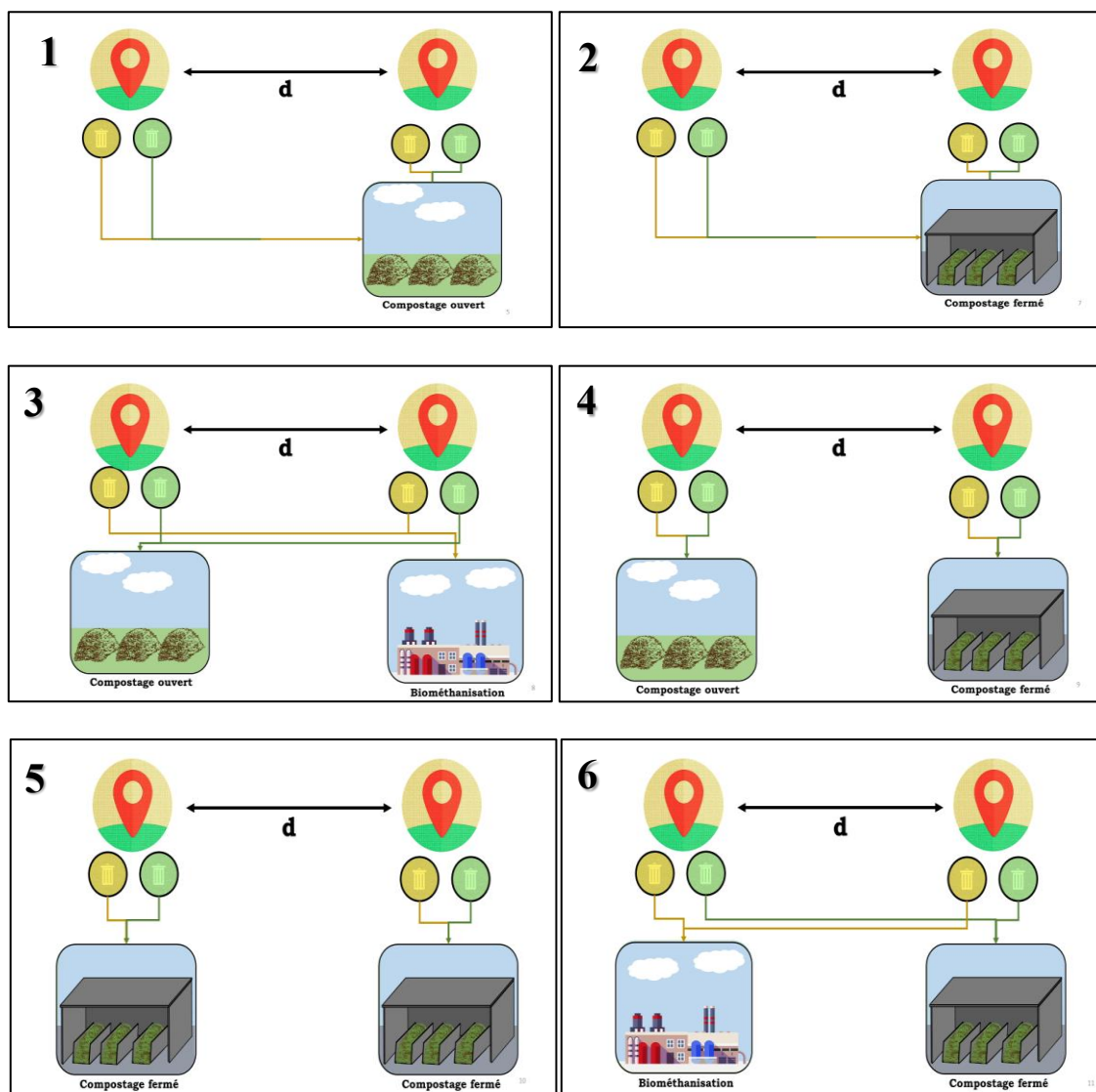


Figure 6-7 : Droite de Henry : Ordures ménagères & 3e voie

ANNEXE K – REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DES SCÉNARIOS UTILISÉS POUR L'ÉTUDE DE CAS

Les scénarios de traitement pris en compte dans l'étude de cas ont été représentés graphiquement afin de faciliter l'interprétation des résultats obtenus par le modèle.



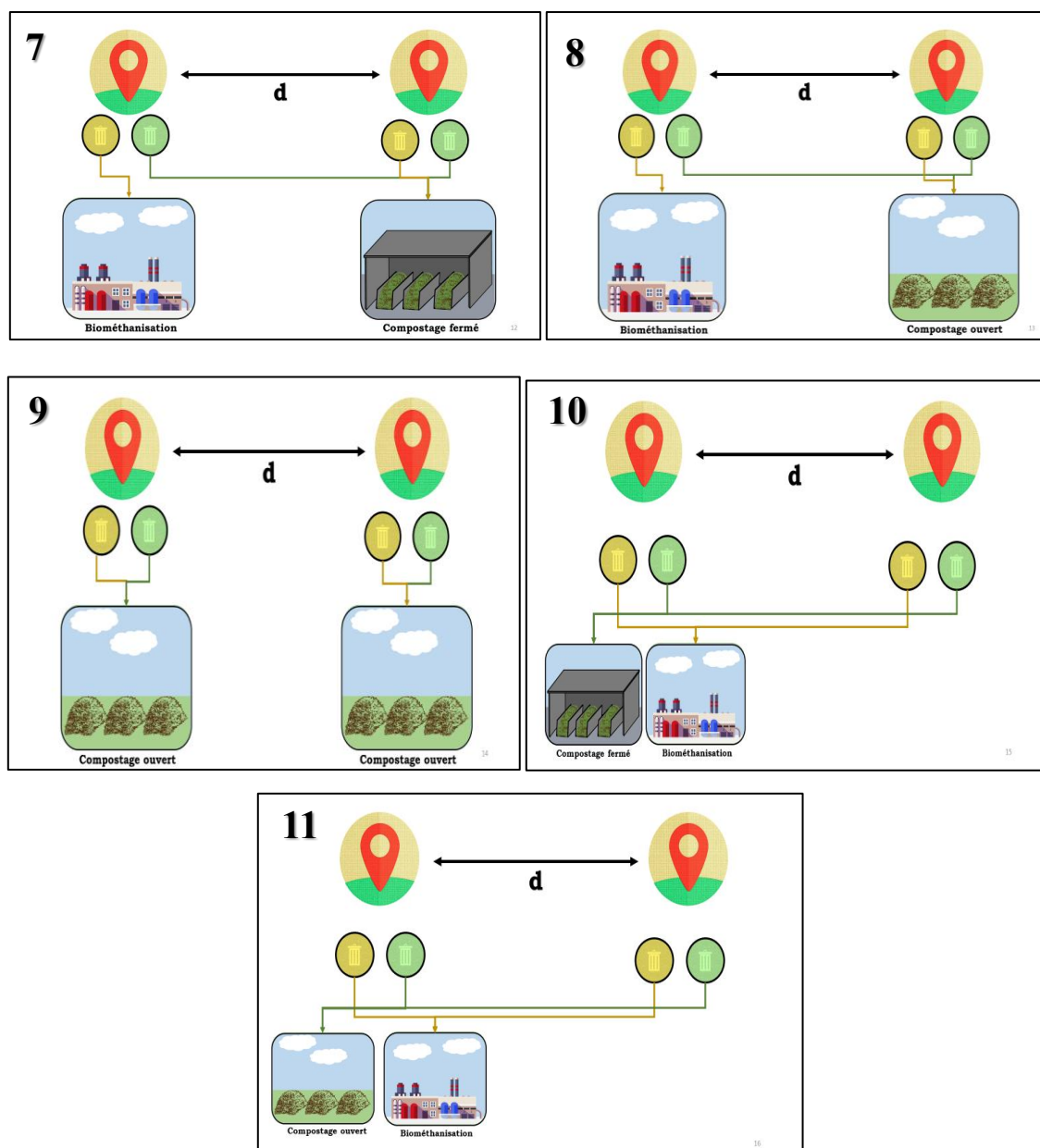


Figure 6-8 : Scénarios de gestion fictifs pris en compte pour l'étude de cas

ANNEXE L – COMPARAISON DES COÛTS DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE GESTION DES MRO POUR L'ÎLE DE MONTRÉAL

Scénario	Coût de collecte (\$ an ⁻¹)	Coût traitement sans PTMOBC (\$ an ⁻¹)	Total Scénario sans PTMOBC (\$ an ⁻¹)	Coût traitement avec PTMOBC (\$ an ⁻¹)	Total Scénario avec PTMOBC (\$ an ⁻¹)
1-A	1,44E+07	1,44E+07	2,88E+07	1,19E+07	2,63E+07
1-B	1,44E+07	1,51E+07	2,95E+07	1,26E+07	2,70E+07
2-A	1,44E+07	1,90E+07	3,34E+07	1,40E+07	2,84E+07
2-B	1,44E+07	1,97E+07	3,41E+07	1,47E+07	2,91E+07
3-A	2,32E+07	1,58E+07	3,90E+07	9,44E+06	3,26E+07
3-B	2,32E+07	1,56E+07	3,88E+07	9,19E+06	3,24E+07
4-A	1,44E+07	1,62E+07	3,06E+07	1,29E+07	2,73E+07
4-B	1,44E+07	1,74E+07	3,18E+07	1,32E+07	2,76E+07
5	1,44E+07	1,99E+07	3,43E+07	1,49E+07	2,93E+07
6-A	2,32E+07	1,86E+07	4,18E+07	1,12E+07	3,44E+07
6-B	2,32E+07	1,83E+07	4,15E+07	1,09E+07	3,41E+07
7-A	1,72E+07	1,96E+07	3,68E+07	1,39E+07	3,11E+07
7-B	2,04E+07	1,91E+07	3,95E+07	1,24E+07	3,28E+07
8-A	1,72E+07	1,55E+07	3,27E+07	1,18E+07	2,90E+07
8-B	2,04E+07	1,57E+07	3,61E+07	1,05E+07	3,09E+07
9	1,44E+07	1,38E+07	2,82E+07	1,12E+07	2,56E+07
10-A	2,32E+07	1,81E+07	4,13E+07	1,07E+07	3,39E+07
10-B	2,32E+07	1,88E+07	4,20E+07	1,14E+07	3,46E+07
11-A	2,32E+07	1,54E+07	3,86E+07	8,98E+06	3,22E+07
11-B	2,32E+07	1,61E+07	3,93E+07	9,66E+06	3,29E+07