PolyPublie
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Cadre méthodologique pour le développement d'un outil d'aide à la prise de décision appliqué à l'optimisation du système de gestion des résidus de CRD au Québec
Auteur: Author:	Méghane Audet
Date:	2020
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Audet, M. (2020). Cadre méthodologique pour le développement d'un outil d'aide à la prise de décision appliqué à l'optimisation du système de gestion des résidus de CRD au Québec [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/5203/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/5203/
Directeurs de recherche: Advisors:	Robert Legros, & Martin Héroux
Programme: Program:	Génie chimique

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cadre méthodologique pour le développement d'un outil d'aide à la prise de décision appliqué à l'optimisation du système de gestion des résidus de CRD au Québec

MÉGHANE AUDET

Département de génie chimique

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie chimique

Mars 2020

© Méghane Audet, 2020.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Cadre méthodologique pour le développement d'un outil d'aide à la prise de décision appliqué à l'optimisation du système de gestion des résidus de CRD au Québec

présenté par **Méghane AUDET**

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

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

Louise DESCHÊNES, présidente
Robert LEGROS, membre et directeur de recherche
Martin HÉROUX, membre et codirecteur de recherche
Jean-Marc FRAYRET, membre

DÉDICACE

À ma conjointe, Adeline, et à ma tante, Monik

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche, Robert Legros, pour m'avoir proposé les résidus de CRD comme sujet de maîtrise. Aussi étrange que cela puisse paraître, je me suis découvert une affinité pour ce type de déchets et ils se sont révélés être le sujet parfait pour développer de nouvelles connaissances en me basant sur mes expériences passées.

Il est très important pour moi de remercier Laurent Spreutels, le Wizard de mon projet de recherche, celui qui a su faire apparaître des outils en python sur ma route pour m'aider à relever les défis, celui dont les conseils et les commentaires arrivaient toujours à point pour m'éviter de tomber dans des pièges, celui dont l'arsenal de trucs et astuces m'ont permis de gagner quelques tours de sablier de plus... Tu as joué un rôle essentiel dans le succès et la qualité de ce projet.

J'aimerais remercier mon co-directeur, Martin Héroux, ainsi que toute l'équipe de la DGMR à la Ville de Montréal avec qui j'ai eu la chance de collaborer. Je leur suis reconnaissante d'avoir pris un temps précieux pour m'expliquer les dessus et les dessous de la gestion des résidus de CRD à Montréal. Je tiens aussi à remercier les nombreux acteurs du milieu qui ont collaboré à l'élaboration du portrait des résidus de CRD présenté dans ce mémoire de par leurs connaissances approfondies de l'industrie et de l'état actuel de la gestion de ces résidus au Québec.

Je voudrais souligner l'importance de la collaboration de l'équipe du centre de tri de Valoris. Sans eux, ce projet de recherche n'aurait pas eu la même envergure ni la même représentativité des lignes de tri de résidus de CRD. Une mention spéciale à François Thibault pour ses insights sur le système de gestion, les enjeux du milieu, les défis qui restent à relever, mais aussi pour sa disponibilité, son ouverture et sa confiance.

Ce projet a été rendu possible grâce au soutien financier des partenaires de la Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles (CRVMR), qui sont les villes de Montréal, Laval et Gatineau ainsi que RECYC-QUÉBEC, et à une bourse d'étude de la Banque Royale du Canada.

Un merci tout spécial à Adeline pour avoir su me transformer en machine de guerre dans les moments où ma motivation me faisait défaut et pour m'avoir écouté déblatérer durant de longues heures sur mon modèle et les montagnes à l'horizon.

RÉSUMÉ

Au Québec, la génération des résidus de construction, rénovation et démolition (CRD) est estimée à plus de 4 millions de tonnes par année (Luc Vachon et al., 2009). On note cependant un faible taux de valorisation pour les résidus de CRD provenant du segment bâtiment. Plusieurs personnes sont à pied d'œuvre afin d'optimiser le système de gestion de ces matières résiduelles. Toutefois, les décideurs qui s'emploient à améliorer cette situation font face à de nombreuses variables qui interagissent entre elles de façon complexe et ne disposent souvent pas de toutes les informations nécessaires pour choisir la solution optimale.

L'objectif général du mémoire est donc de développer un outil d'aide à la prise de décision spécifique à la gestion des résidus de CRD au Québec. Cet outil permet de rassembler et de combiner un grand nombre de variables en deux indicateurs, l'un économique et l'autre sur le taux de récupération. Préalablement au développement de l'outil, un portrait de l'état actuel de la génération et de la gestion des résidus de CRD au Québec a été brossé en recensant une cinquantaine de sources en lien avec le sujet. Par la suite, dans le cadre du développement de l'outil, le système de gestion utilisé dans la province a été modélisé. Ce modèle comprend les systèmes de collecte, les écocentres, les centres de tri, les recycleurs et les lieux d'élimination de la matière. Cette modélisation a nécessité la génération de nouveaux coefficients de séparation propres au tri des résidus de CRD. Pour ce faire, une ligne de tri de la région de Sherbrooke a été étudiée en utilisant une toute nouvelle méthodologie de caractérisation par imagerie. Cette dernière a été développée dans le but de caractériser de façon sécuritaire les flux de matière de la ligne de tri. Finalement, les résultats du portrait préalablement brossé ont été utilisés pour compléter les données entrantes nécessaires à l'utilisation de l'outil d'aide à la prise de décision.

L'élaboration du portrait a permis d'avoir une vue d'ensemble sur la gestion des résidus de CRD au Québec et de comparer celle-ci à la hiérarchie des 3R-VE. Les résultats montrent que le recyclage constitue le débouché principal de ces matières résiduelles, mais qu'elles devraient être davantage réutilisées afin de respecter la hiérarchie des modes de gestion. Le portrait a aussi permis d'estimer la composition du flux de bois de CRD résiduel ainsi que sa répartition dans les différents débouchés de cette matière. La quantité de matières résiduelles acheminées directement au recycleur, c'est-à-dire qui ne passent pas par le centre de tri ou les écocentres, a aussi pu être estimée dans le cas des résidus d'agrégats, de sols et de métaux.

Lors du développement de l'outil d'aide à la prise de décision, une nouvelle méthodologie de caractérisation par imagerie a été développée. Cette méthodologie simple en trois étapes permet de caractériser des flux de matière en utilisant des photos et vidéos, contrairement à la méthode conventionnelle qui nécessite le tri et la pesée de nombreux échantillons. Cette nouvelle méthodologie permet de caractériser des flux de matière situés au centre de la ligne de tri sans interrompre les opérations. Elle permet aussi de caractériser des flux à distance, réduisant ainsi les besoins en déplacement et en transport. De plus, elle est davantage sécuritaire et ergonomique que la méthode conventionnelle. L'application de cette méthodologie de caractérisation dans l'étude d'une ligne de tri a permis la génération de 120 nouveaux coefficients de séparation spécifiques au tri des résidus de CRD.

L'outil a été mis en application en évaluant diverses modifications au mode de gestion actuel des résidus de CRD dans les écocentres montréalais. Les résultats révèlent qu'une gestion alternative du bois permettrait de diminuer les frais de transport et déplacement des résidus de CRD en écocentre de 25% tout en augmentant considérable les revenus du centre de tri recevant ces résidus. Le tri à la source du gypse en écocentre a aussi été évalué. Il s'accompagnerait d'une augmentation de 10% des frais de transport et déplacement des résidus de CRD en écocentre, mais permettrait d'augmenter le taux de récupération global des résidus de CRD montréalais de 4% tout en diminuant notablement les frais d'élimination de la matière encourus par le centre de tri.

Finalement, l'outil a été utilisé dans l'évaluation de quatre scénarios proposant des changements au centre de tri qui reçoit les résidus de CRD municipaux de la Ville de Montréal. Ces scénarios visent à mettre en application trois fonctionnalités de l'outil, soit de : (1) déterminer, dans un contexte donné et pour une matière donnée, quelle option de tri manuel, mécanique ou automatique est la mieux adaptée aux besoins d'une ligne de tri ; (2) évaluer la rentabilité de changements potentiels sur une ligne de tri ainsi que leur impact sur les taux de récupération ; (3) déterminer le prix de vente ou le coût de traitement limite auquel il devient plus rentable de récupérer une matière plutôt que de l'enfouir. L'étude de cas du centre de tri étudié a permis de démontrer que l'ajout de stations de tri destinées à la récupération des métaux et du bois non-recyclable en vue de le valoriser énergétiquement est rentable et avantageux pour le taux de récupération.

ABSTRACT

In the province of Québec, the generation of construction, renovation and demolition (CRD) waste is estimated at more than 4 million tons per year (Luc Vachon et al., 2009). Despite this amount, the recovery rate of the debris originating from building projects is not very high. Many actors are working to optimize CRD waste management systems. However, decision makers working on this situation are facing large numbers of variables that interact with each other and they rarely have all the information needed to make an optimal choice.

The aim of this research project is to develop a decision-making tool specific to CRD waste management in Québec. This tool enables the collection and combination of many variables into two indicators, one of economical nature and the other about the recovery rates. Prior to the development of the tool itself, about fifty different studies were surveyed to build a portrait of the generation and management of the CRD waste in Québec. Then, as part of the development of the decision-making tool, the management system for these debris in Québec was modeled. This model includes the collection systems, the écocentres, the sorting plants, the material recyclers and the elimination sites. As part of this process, new separation coefficients specific to CRD waste were developed. To that end, a sorting plant near Sherbrooke was studied using a novel material characterisation methodology based on image analysis. This methodology was developed in order to make the characterisation process safer. Finally, the results of the portrait built earlier were used to complete the input data needed by the tool.

The elaboration of the portrait allowed to gain an overview of the CRD waste management in Québec and to compare it with the 3R-VE principle. The results show that recycling is the most frequent end of life treatment for the CRD waste. However, these debris should be reused in a greater proportion in order to respect the 3R-VE principle. The portrait also gave an estimation of the composition of the waste wood generated and how it spreads among its end of life treatment options. Finally, the quantity of CRD waste send directly to the recyclers, those which do not transit through the sorting plants and écocentres, was estimated for the waste aggregates, soils and metals.

During the development of the decision-making tool, a new material characterisation methodology was developed. This simple three-step methodology enables material characterisation based on photos and videos, while the conventional approach requires the sorting and weighting of many samples. This new methodology makes possible the characterisation of material flows located in

the middle of a sorting line without interrupting its operation. It also enables remote characterisation, thus reducing needs for traveling. In addition, it is safer and more ergonomic than the conventional approach. The application of the novel characterisation methodology to the study of a sorting plant resulted in the generation of 120 new separation coefficients specific to the sorting of CRD waste.

The decision-making tool was applied to the evaluation of various modifications to the current management practices used with the CRD waste in Montréal's écocentres. The results show that changes the management of wood waste would allow a reduction of 25% of the CRD waste transportation fees encountered by the écocentres while increasing the revenues of the sorting plant which would receive this wood. The source separation of gypsum in the écocentres was also evaluated. The analysis revealed that it would result in an increase of 10% of the CRD waste transportation fees for the écocentres. However, it would increase the recovery rate of Montréal' CRD waste by about 4% and decrease the elimination fees paid by the sorting plant.

Finally, the tool was used in the evaluation of four scenarios suggesting changes to the CRD waste sorting plant which receives the municipal CRD waste of Montreal. The aim of these scenarios is to demonstrate three functionalities of the model: (1) determining, in a given context with a given material, which option of manual, mechanical or automatic sorting is best suited for the sorting line needs; (2) evaluating the profitability of potential changes on the sorting line and its impact on the recovery rates; (3) determining the range of selling prices (or treatment costs) for which it is more profitable to recover a given material rather than landfilling it. The case study demonstrated that all the studied scenarios that led to an increase in the recovery rate of metals are profitable. It has also shown that sorting non-recyclable wood for energy recovery is complementary to sorting wood for recycling and that it is profitable for the sorting plant.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VII

TABLE DES MATIÈRES IX

LISTE DES TABLEAUX XIII

LISTE DES FIGURES XVI

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XIX

LISTE DES ANNEXES XX

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 3

2.1 Les gisements des résidus de CRD 3

2.1.1 Les agrégats 4

2.1.2 La terre 4

2.1.3 Les matériaux asphaltés 5

2.1.4 Le bois 5

2.1.5 Le panneau de gypse 6

2.1.6 Les métaux 6

2.1.7 Les papiers et cartons 7

2.1.8 Les plastiques 7

2.1.9 Le verre 7

2.1.10 Les encombrants 7

2.1.11 Les tapis 8

2.1.12 Autres matières 8
2.1.13 La fraction fine 8
2.1.14 La variabilité du gisement 9
2.2 Les débouchés pour les résidus de CRD 10
2.2.1 Réutilisation 12
2.2.2 Fabrication de nouveaux produits 13
2.2.3 Production d'enrobé bitumineux 14
2.2.4 Production de béton 15
2.2.5 Recyclage avec la collecte sélective 16
2.2.6 Utilisation agricole et revêtement du sol 17
2.2.7 Utilisation comme absorbant 18
2.2.8 Remblais et remplissage 18
2.2.9 Valorisation énergétique 19
2.2.10 Utilisation dans un LET 20
2.2.11 Autres 21
2.3 Synthèse critique de la littérature sur les gisements et les débouchés 22
2.4 Les systèmes de gestion des résidus de CRD 23
2.4.1 Dans la province de Québec 23
2.4.2 Dans l'agglomération de Montréal 28
2.5 La recherche sur l'optimisation de la gestion des résidus 29
2.5.1 Résidus de CRD 30
2.5.2 Autres matières résiduelles 33
2.6 La modélisation des systèmes de gestion des matières résiduelles 36
2.6.1 Modélisation des flux de masse dans un centre de tri de matière résiduelle 36

2.6.2 Étude économique des centres de tri 40
2.7 Synthèse critique de la littérature sur les systèmes de gestion des matières résiduelles 40
CHAPITRE 3 OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE 42
3.1 Objectifs et questions de recherche 42
3.2 Méthodologie du portrait 43
3.2.1 Définir les gisements et les débouchés 44
3.2.2 Quantifier les gisements et les débouchés 45
3.2.3 Validation du portrait 52
3.3 Méthodologie du développement de l'outil d'aide à la prise de décision 52
CHAPITRE 4 DÉVELOPPEMENT ET VALIDATION DE L'OUTIL 54
4.1 Modélisation des flux massiques 54
4.1.1 Modélisation de la chaîne de tri 56
4.1.2 Sélection des coefficients de séparation trouvés dans la littérature 56
4.1.3 Génération de nouveaux coefficients de séparation 58
4.1.4 Transposition à une autre chaîne de tri 60
4.1.5 La matière entrante et le système de collecte 62
4.2 Modélisation des flux économiques 64
4.2.1 Centre de tri 65
4.2.2 Écocentres 73
CHAPITRE 5 RÉSULTATS DU PORTRAIT ET DISCUSSION 79
5.1 Portrait global 79
5.1.1 Prévisions 2020 81
5.2 Fraction fine 82
5.2.1 Prévisions 2020 83

5.3 Agrégats et terre 84
5.3.1 Prévisions 2020 86
5.4 Matériaux asphaltés 87
5.4.1 Prévisions 2020 88
5.5 Bois 89
5.5.1 Prévisions 2020 92
5.6 Gypse 92
5.7 Métal, papier et carton, plastique et verre 94
5.8 Autres matières 96
5.9 Limitations du portrait 97
CHAPITRE 6 RÉSULTATS DE L'APPLICATION DE L'OUTIL D'AIDE À LA PRISE DE DÉCISION ET DISCUSSION 99
6.1 Écocentres 99
6.1.1 Scénarios 1 à 6 : les scénarios de base 100
6.1.2 Résultats des scénarios 1 à 6 et discussion 101
6.1.3 Scénarios 7 à 9 : les scénarios avancés 115
6.1.4 Résultats des scénarios 7 à 9 et discussion 116
6.2 Centre de tri 122
6.2.1 Scénarios C1 à C4 : tester les fonctionnalités de l'outil 123
6.2.2 Résultats des scénarios C1 à C4 et discussion 124
6.3 Limitations de l'outil 134
CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 135
RÉFÉRENCES 138
ANNEXES 148

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Types de transport pour les matières des écocentres....76

Tableau 5.1 Composition du flux de bois dans ses différents débouchés au Québec....90

Tableau 6.1 Liste des conteneurs dans les écocentres montréalais....99

Tableau 6.2 Taux de récupération combinés pour les scénarios 1 à 6....108

Tableau 6.3 Composition du gisement de bois de CRD issus du secteur résidentiel....109

Tableau 6.4 Concentration limite des divers types de bois en vue du recyclage....109

Tableau 6.5 Indice de frais de gestion du scénario 3 en fonction de différents prix de vente des métaux non-ferreux ($/t)....111

Tableau 6.6 Valeurs limites des « tipping fees » pour la rentabilité des scénarios de base....114

Tableau 6.7 Taux de récupération du combiné pour les scénarios 7 à 9....121

Tableau A.1 Hypothèses utilisées dans le portrait....148

Tableau A.2 Hypothèses utilisées dans la modélisation des flux de masse....151

Tableau A.3 Hypothèses utilisées dans la modélisation des flux économiques....153

Tableau C.4 Estimation de la quantité globale annuelle de résidus de CRD générés par le segment bâtiment au Québec....162

Tableau D.5 Liste des flux entrants et sortants de la chaîne de tri de Valoris....167

Tableau D.6 Liste des équipements de la chaîne de Valoris....167

Tableau D.7 Description des niveaux de confiances utilisés pour décrire les photos de Valoris 175

Tableau D.8 Paramètres de conversion obtenus par régression....177

Tableau D.9 Paramètres de conversion obtenus par régression et ajustés....179

Tableau D.10 Liste bonifiée des flux de la chaîne de tri de Valoris pour utilisation dans le calcul des coefficients de séparation....182

Tableau D.11 Formules et hypothèses utilisées dans les calculs de composition et de quantité des flux caractérisés....184

Tableau D.12 Tableau d'exemple pour le calcul de la composition 185

Tableau D.13 Formules utilisées dans les calculs de composition et quantité des flux intermédiaires 186

Tableau D.14 Formules utilisées dans les calculs de coefficients de séparation 189

Tableau D.15 Coefficients de séparation : résultats intermédiaires bruts 191

Tableau D.16 Coefficients de séparation de cribles rotatifs (cible : matières de petite taille).....192

Tableau D.17 Coefficients de séparation de séparateurs balistiques (cible : fraction « lourd ») .194

Tableau D.18 Coefficients de séparation de classificateurs à air (cible : fraction « moyen ») 196

Tableau D.19 Coefficients de séparation de trieurs optiques (cible : bois).....198

Tableau D.20 Coefficients de séparation d'aimants principaux (taille : 2.5-8po) (cible : ferreux) 199

Tableau D.21 Coefficients de séparation d'aimants à ferraille (taille : <2.5 po) (cible : ferreux) 200

Tableau D.22 Coefficients de séparation des tris manuels positifs des métaux.....202

Tableau D.23 Coefficients de séparation de tris manuels négatifs du bois (cible : bois).....203

Tableau E.24 Liste des flux entrants et sortants de la chaîne de tri du Centre de tri 205

Tableau E.25 Liste des équipements de la chaîne de tri du Centre de tri.....205

Tableau F.26 Coefficients de séparation : résultats finaux ajustés et corrigés.....211

Tableau F.27 Coefficients de séparation dérivés de la littérature 212

Tableau F.28 Sources utilisées pour les coefficients qui ont été dérivées de la littérature 212

Tableau G.29 Puissance maximale des équipements de la chaîne de tri étudiée 213

Tableau G.30 Données pour le calcul du coût de la consommation en électricité.....213

Tableau G.31 Données pour le calcul du coût de la consommation en diesel 213

Tableau H.32 Liste des sources utilisées dans le portrait.....214

Tableau H.33 Résultats détaillés du portrait - Gisements 215

Tableau H.34 Résultats détaillés du portrait - Débouchés 218

Tableau J.35 Indice de frais de gestion pour les scénarios 1 à 6 ($/t).....235

Tableau J.36 Indice de frais de gestion pour les scénarios 1 à 6 ($/an) 236

Tableau J.37 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 ($/t).....237

Tableau J.38 Indice de frais de gestion pour les scénarios 7 à 9 ($/t).....238

Tableau J.39 Indice de frais de gestion pour les scénarios 7 à 9 ($/an) 238

Tableau J.40 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 ($/t).....239

Tableau J.41 Indice de frais de gestion pour les scénarios C1 à C4 ($/t).....240

Tableau J.42 Indice de frais de gestion pour les scénarios C1 à C4 ($/an).....240

Tableau J.43 Coûts marginaux pour les scénarios C1 à C4 ($/t) 240

Tableau K.44 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du portrait.....241

Tableau K.45 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du modèle de flux de masses 242

Tableau K.46 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du modèle de flux économiques.....243

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Système de gestion des CRD au Québec 26

Figure 2.2 Camions de transport utilisés par les écocentres de Montréal 29

Figure 3.1 Méthodologie du portrait 43

Figure 3.2 Méthodologie du portrait — « La composition du flux de bois » 48

Figure 3.3 Méthodologie du portrait — « Compléter avec des estimations » 50

Figure 4.1 Schéma du modèle du système de gestion des résidus de CRD au Québec 54

Figure 4.2 Méthodologie de la modélisation des flux massiques 55

Figure 4.3 Méthodologie de la génération de nouveaux coefficients de séparation 58

Figure 4.4 Schéma de la chaîne de tri du Centre de tri 60

Figure 4.5 Les générateurs et leur système de collecte respectif 63

Figure 4.6 Diagramme de l'indice de frais de gestion d'un centre de tri 65

Figure 4.7 Diagramme de l'indice de frais de gestion des écocentres 73

Figure 5.1 Portrait global de la génération et de la gestion des résidus de CRD 80

Figure 5.2 Portrait global de la génération et de la gestion des résidus de CRD — Prévisions 2020 82

Figure 5.3 Portrait de la fraction fine 82

Figure 5.4 Portrait de la fraction fine — Prévisions 2020 83

Figure 5.5 Portrait des résidus d'agrégats et de terre 84

Figure 5.6 Portrait des résidus d'agrégats et de terre — Prévisions 2020 86

Figure 5.7 Portrait des résidus de matériaux asphaltés 87

Figure 5.8 Portrait des résidus de matériaux asphaltés — Prévisions 2020 88

Figure 5.9 Répartition des sept types de bois dans le gisement de bois de CRD 89

Figure 5.10 Portrait des résidus de bois de CRD 89

Figure 5.11 Portrait des résidus de bois de CRD — Prévisions 2020.....92

Figure 5.12 Portrait des résidus de gypse.....93

Figure 5.13 Portrait des résidus de métal, papier et carton, plastique et verre de CRD.....94

Figure 5.14 Portrait des autres résidus de CRD 96

Figure 6.1 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 1 à 6 — Centre de tri.....102

Figure 6.2 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 — Centre de tri.....102

Figure 6.3 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 1 à 6 — Écocentres 104

Figure 6.4 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 — Écocentres 104

Figure 6.5 Indice de frais de gestion annuels pour les scénarios 1 à 6 – Combiné 106

Figure 6.6 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6.....107

Figure 6.7 Sensibilité du scénario 3 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux.....112

Figure 6.8 Sensibilité des scénarios de base à la variation du « tipping fee ».....113

Figure 6.9 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 7 à 9 — Centre de tri.....117

Figure 6.10 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 — Centre de tri.....118

Figure 6.11 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 7 à 9 - Écocentres.....119

Figure 6.12 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 — Écocentres 120

Figure 6.13 Indice de frais de gestion annuels pour les scénarios 7 à 9 — Combiné.....120

Figure 6.14 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C1.....125

Figure 6.15 Pureté du flux sortant de métaux non-ferreux dans les scénarios 0 et C1 126

Figure 6.16 Sensibilité du scénario C1 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux.126

Figure 6.17 Sensibilité du scénario C1 au coefficient de séparation du tri manuel positif des métaux non-ferreux 127

Figure 6.18 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C2.....129

Figure 6.19 Sensibilité du scénario C2 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux.130

Figure 6.20 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C3.....131

Figure 6.21 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C4.....133

Figure D.1 Méthodologie de la génération de nouveaux coefficients de séparation (répétée) 165

Figure D.2 Schéma de la chaîne de tri de Valoris 166

Figure D.3 Photos de flux sortants prises lors de la collecte de données chez Valoris.....171

Figure D.4 Processus de collecte d'échantillons effectué chez Valoris 171

Figure D.5 Prétraitement des images 172

Figure D.6 Caractérisation surfacique par coloration intégrale des images.....173

Figure D.7 Exemple de caractérisation surfacique par grille d'un flux de matière 173

Figure D.8 Pourcentages massiques réels vs prédits par la régression 176

Figure D.9 Exemple de graphiques résultats de l'analyse d'une chaîne de tri.....180

Figure D.10 Identification et numérotation des flux caractérisés sur la chaîne de tri de Valoris 181

Figure D.11 Schéma d'exemple pour le calcul de la composition.....185

Figure D.12 Schéma générique d'une unité de tri.....187

Figure D.13 Schéma utilisé dans le calcul des coefficients de séparation des trieurs optiques...188

Figure D.14 Impact de l'hypothèse MM10 et de la prise en compte de la ferraille sur le coefficient de séparation des ferreux dans l'aimant principal 201

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse de cycle de vie
CRD	Construction, rénovation et démolition
CRVMR	Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles
CS	Collecte sélective
EPDM	Éthylène-propylène-diène monomère
FRC	Facteur de recouvrement du capital
GES	Gaz à effets de serre
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICI	Industries, commerces et institutions
LEDCD	Lieu d'enfouissement de débris de construction et démolition
LET	Lieu d'enfouissement technique
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MPCPV	Métal, papier et carton, plastique et verre
MSW	« Municipal solid waste » (Matières résiduelles solides municipales)
PVC	Polychlorure de vinyle
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RDD	Résidus domestiques dangereux
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles
REP	Responsabilité élargie du producteur
RENA	Registre des entreprises non admissibles aux contrats publics
SWOLF	« Solid waste optimization life-cycle framework »
Tipping fees	Tarification sur la matière entrante
TPO	Thermoplastique polyolefin

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Hypothèses 148

Annexe B Données fournies par des experts 155

Annexe C Détails de la méthodologie du portrait 158

Annexe D Génération de nouveaux coefficients de séparation pour les résidus de CRD 165

Annexe E Dérivation de coefficients de séparation à partir de la littérature 205

Annexe F Nouveaux coefficients de séparation pour les résidus de CRD 211

Annexe G Données des équations économiques du modèle 213

Annexe H Résultats détaillés du portrait 214

Annexe I Détails des scénarios analysés 232

Annexe J Résultats détaillés de l'application de l'outil au contexte montréalais 235

Annexe K Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses 241

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Au Québec, la génération des résidus de construction, rénovation et démolition (CRD) est estimée à plus de 4 millions de tonnes par année (Luc Vachon et al., 2009). Ces débris sont constitués d'une grande variété de matériaux, dont le béton, le bois, le gypse et les métaux. Les formes, les densités et les propriétés physico-chimiques de ces matériaux varient beaucoup de l'un à l'autre. Les résidus sont majoritairement générés par le secteur de la CRD, mais le secteur municipal et celui des industries, commerces et institutions (ICI) produisent eux aussi ce type de matière résiduelle.

Au Québec, on distingue deux segments dans lesquels sont catégorisés les divers projets de CRD, soit le segment infrastructure et le segment bâtiment. Le segment infrastructure inclut les routes, les viaducs, les ponts, les barrages et autres constructions connexes. Ces constructions sont majoritairement composées d'agrégats, d'enrobé bitumineux et de métaux, trois matières plutôt faciles à trier à la source et à recycler. Le segment bâtiment comprend les constructions résidentielles et commerciales, ainsi que les usines, les entrepôts et tout autre type de bâtiment. Les matériaux issus de ce segment sont variés et relativement difficiles à trier à la source (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). De façon générale, les résidus du segment infrastructure sont plus faciles à récupérer que ceux du segment bâtiment et font l'objet de nombreuses études ainsi que d'une norme encadrant leur récupération (NQ 2560-600) (Bureau de normalisation du Québec, 2002).

La Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 2011-2015 reconnaît la particularité des débris issus des deux segments mentionnés ci-haut et comprend deux objectifs. Le premier consiste à « recycler ou valoriser 80 % des résidus de béton, de brique et d'asphalte » (Gouvernement du Québec, 2011). Le deuxième est de « trier à la source ou acheminer vers un centre de tri 70 % des résidus de construction, de rénovation et de démolition du segment bâtiment » (Gouvernement du Québec, 2011). En 2015, ces deux objectifs étaient atteints. Néanmoins, le tri à la source et l'acheminement aux centres de tri étant de 71.5 % pour le segment bâtiment, beaucoup d'efforts sont encore nécessaires afin de maintenir ces résultats (Bellerose, 2019; RECYC-QUÉBEC, 2017).

Dans le but d'assurer le tri et la récupération des résidus issus du segment bâtiment, un système de gestion a été implanté au Québec au cours des dernières décennies. Ce système comprend plusieurs sous-systèmes, dont approximativement 50 centres de tri de résidus de CRD et environ

260 écocentres (RECYC-QUÉBEC, 2017). Ces sous-systèmes sont interreliés et ont un impact mesurable sur l'ensemble des services et des activités. Plusieurs acteurs sont à pied d'œuvre afin d'optimiser ce système de gestion. Un des plus importants défis auxquels ceux-ci font face consiste à prendre des décisions dans un contexte où moult variables interagissent de façons complexes et où les options parmi lesquelles choisir se font nombreuses. Des outils d'aide à la prise de décision basés sur la modélisation des systèmes de gestion en place pourraient se révéler fort utiles dans cette situation. Ces outils permettraient de rassembler en un seul et même endroit une grande quantité d'information et de les analyser de façon à les combiner en un plus petit nombre de variables. Ainsi, ils faciliteraient le processus de prise de décision et permettraient d'évaluer et de comparer diverses options. De tels outils nécessitent néanmoins une connaissance approfondie du système de gestion à optimiser, mais aussi des résidus de CRD dont il est question. Dans le but de répondre à ce besoin, la définition détaillée des résidus de CRD au Québec ainsi que le développement d'un outil d'aide à la prise de décision font l'objet de ce projet de recherche.

Ce mémoire est divisé en sept chapitres, incluant celui-ci. Le chapitre 2 contient une revue de la littérature portant sur les résidus de CRD au Québec, mais aussi sur l'optimisation et la modélisation des systèmes de gestion de matières résiduelles. Le chapitre 3 présente les objectifs de ce mémoire ainsi que la méthodologie ayant permis de brosser le portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD au Québec. Le chapitre suivant détaille le développement de l'outil d'aide à la prise de décision. Le chapitre 5 présente les résultats en lien avec le portrait des résidus de CRD dans la province. Le chapitre 6 traite d'une étude de cas ayant permis d'appliquer l'outil d'aide à la prise de décision au contexte montréalais. Finalement, le chapitre 7 vient conclure ce mémoire.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue de la littérature sur laquelle ce projet de recherche prend assise. Cette dernière est séparée en deux parties. Lors de la première partie, la littérature entourant les résidus de CRD dans le monde est explorée. Parmi les thèmes abordés, on retrouve la définition, la caractérisation et la quantification de chacune des matières contenues dans ces résidus. Cette partie porte aussi sur les différentes filières de valorisation qui peuvent être utilisées dans le traitement de fin de vie de ces matières résiduelles. Les requis de qualité et les risques environnementaux en lien avec cesdites filières sont également explorés, de même que les quantités de résidus qu'elles permettent de traiter annuellement au Québec. Une synthèse critique vient conclure cette première partie en identifiant divers manques qui restent à compléter.

Lors de la deuxième partie, le thème de la gestion des matières résiduelles est exploré en profondeur. Les systèmes de gestion des résidus de CRD actuellement en place au Québec et à Montréal sont d'abord étudiés afin de bien définir chacune de leurs composantes. Par la suite, les études menées par diverses équipes de recherche sur l'optimisation des systèmes de gestion de résidus de CRD et d'autres matières résiduelles sont examinées dans le but d'identifier la limite de la connaissance dans le domaine. Puis, la modélisation des systèmes de gestion, souvent utilisée dans l'étude de ces derniers, est abordée en décortiquant les méthodes utilisées dans la modélisation des flux de matières et des flux économiques. Finalement, le contenu de cette deuxième partie est soumis à une synthèse critique qui recense certaines des questions qui restent sans réponse.

2.1 Les gisements des résidus de CRD

Les résidus de CRD sont constitués d'une variété de matières dont les formes et les propriétés varient considérablement d'une matière à l'autre et au sein d'une même matière. Ces dernières peuvent être classées en 12 grandes catégories : les agrégats, la terre, les matériaux asphaltés, le bois, le gypse, les métaux, les papiers et cartons, les plastiques, le verre, les encombrants, les tapis et une catégorie « autres » (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 1999).

La nature des matières constituant les résidus de CRD est bien connue. Toutefois, la quantité de résidus de CRD générés au Québec reste incertaine. Le défi est d'autant plus grand quand on tente de séparer ces résidus par catégories de matière. En effet, bien que certains auteurs aient tenté l'exercice (Luc Vachon et al., 2009; RECYC-QUÉBEC, 2009; Tacquet, 2009), il est difficile

d'obtenir la quantité de matière résiduelle générée puisqu'elles proviennent de trop de sources et de chantiers différents. Certains chiffres sont néanmoins disponibles. Par exemple, les lieux d'enfouissement techniques sont tenus de divulguer au gouvernement du Québec les quantités de matières qu'ils enfouissent annuellement ainsi que la provenance de ces matières. De plus, RECYC-QUÉBEC, un organisme gouvernemental dont la mission est d'aider le Québec à gérer ses matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire, sonde régulièrement les centres de tri de CRD pour obtenir une estimation des tonnages de matière qu'ils traitent. Néanmoins, aucune loi ou réglementation au Québec n'oblige les entrepreneurs à déclarer les quantités de résidus qu'ils génèrent. Ainsi, toute matière ne passant pas par un centre de tri ou n'étant pas acheminée directement à l'enfouissement n'est pas comptabilisée. Par ailleurs, les matières sont souvent générées pêle-mêle ; il est donc difficile d'attribuer une quantité à chacune d'entre elles. Des caractérisations sont souvent nécessaires pour estimer les proportions de chaque matière dans les résidus de CRD. Il existe cependant des études portant sur certaines matières pour, entre autres, quantifier et caractériser le flux. C'est le cas pour le gypse et la fraction fine.

Les sous-sections qui suivent exposent ce qui est actuellement connu sur chacune des 12 catégories de résidus de CRD. Diverses études traitant de ces catégories de matière y sont aussi présentées.

2.1.1 **Les agrégats**

Les agrégats sont des matières minérales inertes. Elles sont plus denses que la moyenne des résidus de CRD. Cette catégorie de résidus regroupe la céramique, la porcelaine, la brique, le sable, le gravier, la pierre et le béton (Jeffrey, 2011). Dans un bâtiment, le sable, le gravier, la pierre et le béton sont généralement retrouvés dans la fondation, dans le plancher entre les différents paliers d'une construction de plus de trois étages ainsi que dans les poutres et les colonnes. On retrouve aussi ces quatre matériaux dans l'aménagement paysager. La brique est davantage utilisée dans le recouvrement extérieur des murs. La céramique et la porcelaine, quant à elles, sont utilisées dans les baignoires et lavabos et dans le revêtement des planchers et des comptoirs (RECYC-QUÉBEC, 1999).

2.1.2 **La terre**

La terre est une matière meuble. Elle inclut autant les sols contaminés que ceux non contaminés (Jeffrey, 2011). Elle est souvent issue des travaux d'excavation.

2.1.3 Les matériaux asphaltés

Les matériaux asphaltés comprennent les bardeaux d'asphalte et l'enrobé bitumineux (RECYC-QUÉBEC, 1999). Le bardeau d'asphalte, une large feuille de papier enduite de bitume et couverte de petits agrégats, est beaucoup utilisé dans le recouvrement et l'imperméabilisation des toitures en pente. Sa composition varie d'un fabricant à l'autre, mais il est constitué en moyenne de 25 % à 35 % massique de bitume, de 40 % à 60 % de petits agrégats, aussi appelés granulats, et de 10 % à 15 % de papier (3R MCDQ, 2015; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000; Foo, Hanson, & Lynn, 1999; Malo, 2013; Noël, 2006). Une fois installée sur une toiture, ces derniers sont remplacés en moyenne tous les 20 à 30 ans (Malo, 2013). La quantité de résidus de bardeau d'asphalte au Québec était estimée à 200 000 t annuellement en 1999 (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000). En ce qui concerne l'utilisation de l'enrobé bitumineux dans le segment bâtiment, elle se limite au pavage des entrées de cour. Ce matériau est composé à 5 % de bitume et à 95 % de granulats (3R MCDQ, 2015; Bitume Québec, 2010).

2.1.4 Le bois

Le bois est une composante majeure dans les constructions au Québec. Il est utilisé dans les charpentes, les revêtements de sol et de mur, les meubles et armoires, les escaliers et les rampes, la construction des terrasses, des clôtures, et beaucoup d'autres encore (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2011a; RECYC-QUÉBEC, 1999). Dans les résidus de CRD, on le retrouve sous sept formes différentes :

1. Le bois déconstruit, qui inclut les pièces de bois architectural ;
2. Le bois vierge, qui comprend les branches, les troncs d'arbres, les madriers et tout autre bois n'étant ni traité, ni peint, ni contaminé de quelque façon que ce soit ;
3. Le bois peint, teint, verni ou huilé ;
4. Le bois enduit de colle, comme les panneaux, les lamellés-collés et les contreplaqués ;
5. Le bois contaminé par d'autres matériaux, tels que du plastique, du métal, du verre ou des matières de revêtement ;
6. Le bois traité ;

7. Le bois pourri ou en décomposition(Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Jeffrey, 2011).

Le bois traité est constitué de pièces de bois ayant été imprégnées d'additifs comme de la créosote, du cuivre alcalin quaternaire ou autres composés contenant du cuivre, dans le but d'accroître sa résistance aux champignons, aux insectes, à la moisissure et aux conditions climatiques (Coudert, 2013; Su, Laux, & Townsend, 2018). En raison de ces additifs, il présente un haut niveau de toxicité (Gouvernement du Canada, Environnement Canada, & Santé Canada, 1993; Ministère du Développement durable, 2011). Il est estimé que 90 % du gisement de bois traité provient du secteur résidentiel (Bellerose, 2019).

En 2011, il était estimé que la quantité de bois dans les résidus de CRD de la province, tous types confondus, se situait entre 500 000 et 1 million de tonnes (SECOR & 3R MCDQ, 2011).

2.1.5 **Le panneau de gypse**

Le panneau de gypse est une matière fréquemment utilisée dans la finition des murs et plafonds intérieurs (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2011b; Deloitte, 2018). Les panneaux sont constitués d'une couche de sulfate de calcium hydraté (du gypse) prise entre deux larges feuilles de papier. Le gypse représente environ 93 % de la masse du panneau et le papier environ 7 % (Ndukwe & Yuan, 2016). L'une des deux couches de papier présentes dans les panneaux se retrouve presque systématiquement recouverte de plusieurs couches de peinture. De plus, le panneau lui-même peut être contaminé par la présence de clous, d'agrafes, de bouts de plastiques, de colle, etc. Les panneaux de gypse sont friables et faciles à casser. En 2018, il a été estimé qu'environ 204 000 t de gypse résiduel était produites annuellement au Québec (Deloitte, 2018).

2.1.6 **Les métaux**

Les métaux se divisent en deux catégories : les métaux ferreux et les métaux non-ferreux. Parmi les métaux ferreux, on retrouve l'acier qui est beaucoup utilisé dans le béton armé et les clous. Les métaux non-ferreux sont majoritairement composés de cuivre, présent dans les filages électriques, et d'aluminium, présent entre autres dans les composantes des portes et fenêtres et dans les revêtements extérieurs de maison. Les métaux sont aussi présents dans la tuyauterie, les gouttières,

les radiateurs, les rampes, etc. Ils sont parmi les matériaux ayant la plus haute valeur monétaire dans les résidus de CRD (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 1999).

2.1.7 Les papiers et cartons

Les papiers et les cartons ondulés sont utilisés dans les emballages et pour le transport de différents matériaux de construction. Du ruban adhésif, de la colle et des agrafes, utilisés pour refermer les emballages, contaminent les résidus de papier et carton (RECYC-QUÉBEC, 1999). On retrouve aussi dans les résidus de CRD de la fibre de papier sous forme d'isolant en cellulose de papier. Cet isolant est souvent lui-même fait de matière recyclée (Jeffrey, 2011).

2.1.8 Les plastiques

Les plastiques sont présents dans les résidus de CRD sous diverses formes. Il y a du plastique rigide (ex. tuyaux, revêtement extérieur, vinyle, mélamine, cadrages de portes et fenêtres), de la pellicule plastique (pare-vapeur, emballage des matériaux de construction) et de l'isolant (panneaux de polystyrène ou de polyuréthane) (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 1999). Il est estimé que les plastiques représentent environ 1 % des résidus de CRD. Le PVC forme environ la moitié de cette quantité et les isolants presque 20 % (Jeffrey, 2011).

2.1.9 Le verre

Le verre plat est utilisé en construction dans les fenêtres, les miroirs, et les panneaux solaires (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 1999). La distinction doit être faite entre le verre plat et le verre creux, utilisé dans la fabrication de bouteilles, car leurs procédés de fabrication diffèrent. Il s'agit de deux matières distinctes, autant du point de vue de l'utilisation que du recyclage (L'élémentarium, n.d.).

2.1.10 Les encombrants

Les encombrants sont divisés en deux catégories : les encombrants valorisables et les encombrants non-valorisables, aussi appelés « objets volumineux rembourrés ». Les encombrants valorisables sont définis comme étant de « gros objets d'origine résidentielle, faits de bois, de métal, de plastique ou de tout autre matériau recyclable » (p.14)(Ville de Montréal, 2016). Ils incluent les électroménagers, bureaux, tables, chaises, baignoires, classeurs, toilettes, etc. Les objets

volumineux rembourrés quant à eux comprennent tout « mobilier dont la structure ou une partie de la structure est rembourrée ou recouverte de tissu, de cuir ou de tout autre matériel de recouvrement, tels les sofas, fauteuils, chaises, matelas, sommiers et autres objets assimilables » (p.1)(Ville de Montréal, 2016).

2.1.11 Les tapis

Les tapis sont largement utilisés par les ICI dans le recouvrement des sols dans les espaces de bureau (Jeffrey, 2011). Autrefois, ils étaient aussi utilisés dans le revêtement des murs intérieurs pour des raisons d'esthétique ou d'insonorisation. Ils sont faits de laine, d'acrylique, de polyester, de polypropylène, et bien d'autres matières (AlloTapis, n.d.).

2.1.12 Autres matières

Il existe d'autres matières dans les résidus de CRD qui s'y retrouvent en plus petite quantité et qui ne peuvent être intégrées aux autres grandes catégories. Il s'agit des tuiles acoustiques, du recouvrement de toiture plate, des matières organiques et de la laine minérale (Jeffrey, 2011). Les tuiles acoustiques, aussi appelées plafond suspendu, sont présentes dans plusieurs ICI. Elles sont composées de fibres minérales, de fibres de bois, d'acrylique, ou autres matériaux aux propriétés isolantes (Rona, n.d.). En ce qui concerne les recouvrements de toiture plate, les matériaux utilisés diffèrent du bardeau d'asphalte. Il peut s'agir de feutres bitumés, de membranes de bitume élastomère ou de membranes synthétiques faites de TPO, de PVC ou encore d'EPDM (CAA-Québec, n.d.-b). Les matières organiques, quant à elles, sont parfois retrouvées dans les résidus de CRD sous forme de végétaux ou de plante, notamment. Finalement, la laine minérale, aussi appelée laine de verre ou laine isolante, est un isolant en fibres de verre fréquemment utilisé dans les constructions au Québec (Écohabitation, 2012).

2.1.13 La fraction fine

La fraction fine n'est pas une matière comme les autres ; il ne s'agit pas d'un matériau de construction à proprement dit. Elle est créée par les activités de démolition, de transport et de broyage qui surviennent dans le système de gestion des résidus de CRD. Ces activités réduisent les débris en petits morceaux dont la taille est d'environ 20 mm et moins. L'ensemble de ces petits débris est appelé « fraction fine ». Celle-ci se compose donc des mêmes matières que l'on retrouve

dans les résidus de CRD, mais avec une granulométrie plus fine et des proportions différentes. Elle contient ainsi un peu tous les contaminants retrouvés dans les autres résidus de CRD. En 2017, la fraction fine représentait un peu plus du quart des matières sortant des centres de tri de résidus de CRD (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017).

2.1.14 La variabilité du gisement

Les quantités et la nature des résidus de CRD générés varient selon plusieurs facteurs. Le type de chantier (construction, rénovation ou démolition), la localisation géographique, l'âge du bâtiment et la saison sont tous des facteurs à l'origine de ces variations.

Lors des activités de construction, des matériaux sont achetés et assemblés de façon durable sous la forme d'un bâtiment. Ainsi, cette activité génère moins de résidus (en kg/m^2 de plancher) que la rénovation et la démolition (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014; RECYC-QUÉBEC, 1999; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2003). Ces résidus sont majoritairement composés d'excédents, de retailles de coupe et d'emballages (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). Il s'agit de matériaux neufs, généralement peu souillés et peu contaminés, qui sont relativement faciles à trier.

Les activités de démolitions peuvent être vues comme un dé-entreposage des matériaux qui avaient été utilisés dans la construction du bâtiment. Parmi les trois sous-activités de la CRD, c'est celle qui génère la plus grande quantité de matière par surface de plancher (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014; RECYC-QUÉBEC, 1999; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2003). Les matières qu'elle génère sont souillées et contaminées par plusieurs années d'utilisation et elles contiennent potentiellement des résidus dangereux. Elles sont généralement pêle-mêle (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014; RECYC-QUÉBEC, 1999) et bien souvent collées, clouées ou vissées ensemble. La technique de démolition aura toutefois un impact considérable sur le format de ces résidus. En effet, une démolition en plusieurs étapes, aussi appelée déconstruction, produira des résidus plus faciles à valoriser. De plus, contrairement aux résidus de construction, les matériaux retrouvés dans les résidus de démolitions sont des matériaux utilisés il y a 50-70 ans. Dans certains cas, les propriétés physico-chimiques de ces vieux matériaux peuvent

être différentes de celles de leurs homologues plus récents. Par conséquent, les filières de recyclage et de valorisation peuvent varier entre ces deux versions d'un même matériau.

Les activités de rénovation sont un mélange entre celles de construction et de démolition parce qu'elle nécessite habituellement un certain niveau de démolition suivie d'activités de constructions. Les quantités de matières résiduelles générées lors de la rénovation sont donc plus élevées que pour la construction, mais moindres que pour la démolition (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014; RECYC-QUÉBEC, 1999; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2003). De plus, les matières seront une combinaison de matériaux souillés et de matériaux neufs. Ces résidus peuvent néanmoins être homogènes dans le cadre de certains projets de rénovation comme la réfection d'une toiture, par exemple (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014).

La composition et la taille du gisement peuvent aussi fluctuer en fonction de la localisation du bâtiment. Les techniques de construction et les besoins en isolation, notamment, diffèrent d'une région à l'autre, tout comme l'espace de plancher par personne dans une habitation en ville ou à la campagne. D'une région à l'autre, le style de construction, en hauteur ou de plain-pied, variera pour une même catégorie de bâtiment. Le gisement est aussi impacté par la fonction du bâtiment. Ainsi, une tour à logement et une tour de bureaux auront des compositions de débris différentes. Le premier contiendra plus de gypse alors que le deuxième est susceptible de contenir plus de tapis et de tuiles acoustiques. L'âge du bâtiment joue aussi un rôle dans la nature des résidus de CRD puisque certains matériaux, comme l'amiante, et certaines techniques de construction, comme l'utilisation des panneaux de gypse en remplacement du plâtre, ont beaucoup évolué au cours des dernières décennies (Dumont, 2016; RECYC-QUÉBEC, 1999). Finalement, les résidus de CRD peuvent évoluer d'une saison à l'autre, suivant les fluctuations du marché de la construction et les ralentissements lors de la saison hivernale (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014).

2.2 Les débouchés pour les résidus de CRD

Les résidus de CRD ont longtemps été considérés comme inoffensifs lorsqu'enfouis. Ils étaient appelés « matériaux secs » au Québec, en référence à cette apparente innocuité (RECYC-QUÉBEC, 2004). Toutefois, les plus récentes recherches démontrent que l'enfouissement de ces

matériaux n'est pas sans danger pour l'environnement. En effet, ces matières, très hétérogènes, contiennent plusieurs contaminants tels que la créosote, le vernis, la peinture, des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui se retrouvent dans l'environnement par lixiviation (RECYC-QUÉBEC, 1999, 2004; Su et al., 2018). Au-delà de leur composition chimique, ces matières résiduelles sont généralement enfouies en d'importantes quantités, ce qui contribue à la déplétion des ressources naturelles. De plus, enfouir les résidus de CRD et générer de nouvelles matières vierges résulte en la production de GES et autres impacts sur l'environnement et la santé. Plusieurs études menées sur les différentes matières constituant les résidus de CRD appuient ce fait. Par exemple, deux études espagnoles ont conclu que le recyclage du gypse utilise considérablement moins d'énergie que la production de matière vierge et qu'augmenter le taux de recyclage de cette matière diminue les émissions de GES (Jiménez Rivero, Sathre, & García Navarro, 2016; Suárez, Roca, & Gasso, 2016). Une étude sur les enrobés bitumineux arrive aux mêmes conclusions en plus de celle que le recyclage de l'asphalte permet aussi de réduire le transport (Bitume Québec, 2010). De façon générale, les activités de transport, de génération d'électricité et de production de matières sont responsables d'une importante fraction des émissions totales de GES, comme c'est le cas aux États-Unis par exemple (Raymond, 2017). C'est pourquoi il est important de trouver des alternatifs à l'enfouissement pour les résidus de CRD.

La présente section a pour but de faire l'état des différents débouchés qui s'offrent à chaque matière contenue dans les résidus de CRD. Les débouchés désignent les options de traitement de fin de vie des matières au sens large du terme. Il inclut autant les différentes voies de recyclage ou de valorisation d'une matière que ses options d'élimination. Dans le texte qui suit, quatre qualificatifs seront utilisés pour décrire le niveau auquel un débouché est bien établi dans le marché québécois. Il s'agit de :

1. Réel : désigne un débouché fonctionnel et bien implanté dont la capacité annuelle est suffisante pour répondre à la quantité de matière présente dans le gisement ;
2. Marginal : désigne un débouché fonctionnel dont la capacité annuelle est relativement faible face à la quantité de matière présente dans le gisement ;
3. Théorique : désigne un débouché dont la technologie n'est pas encore prête à faire son entrée sur le marché ;

4. D’ailleurs : désigne un débouché qui est « réel » ailleurs dans le monde, mais qui n’est pas présent sur le marché québécois.

Un débouché retrouvé ailleurs dans le monde peut être introduit au Québec, mais il est aussi possible que la différence de contexte entre le Québec et le lieu où se trouve ce débouché rende cette introduction impossible.

Cette section fait aussi appelle à la hiérarchie des 3R-VE pour décrire les débouchés. La hiérarchie des 3R-VE appelle à prioriser, dans cet ordre, la réduction à la source, la réutilisation, le recyclage, la valorisation énergétique et l’élimination afin de minimiser l’impact environnemental des matières et matériaux utilisés. Selon l’article 53.4.1 de la Loi sur la qualité de l’environnement (LQE), il n’est possible de déroger à cette hiérarchie que lorsqu’une analyse de type ACV en démontre la justification ("Loi sur la qualité de l'environnement, RLRQ c Q-2, art 53.4.1," 2019). Le troisième élément de la hiérarchie est le recyclage. Il peut se faire en boucle fermée ou en boucle ouverte. Le recyclage en boucle fermée consiste à recycler un bien dans une utilisation similaire ou équivalente à sa fonction d’origine, par exemple utiliser des résidus de panneaux de bois pour la fabrication de nouveaux panneaux de bois. Le recyclage en boucle ouverte, parfois appelé « valorisation-matière » ou « downcycling », consiste à produire un bien dont la nature est différente de celle du résidu d’origine, par exemple utiliser des résidus de madrier dans la fabrication de panneaux de bois. Dans certains cas, il est impossible de recycler une matière en bouche fermée. Pour reprendre l’exemple du madrier, cette pièce continue et uniforme de bois peut seulement être réutilisée ou recyclée en boucle ouverte (St-Laurent Samuel, Deshaies, Richard, & Escafit, 2017).

Il existe plusieurs grandes catégories de débouchés, chacune présentant de nombreuses ramifications. Chaque catégorie de débouchés est applicable à une liste finie de matière. Ces dernières doivent satisfaire à divers requis de qualité basés sur les réglementations en place ou sur des limitations techniques du débouché. Les sous-sections qui suivent présentent les différentes catégories de débouchés propres aux résidus de CRD.

2.2.1 **Réutilisation**

La réutilisation occupe le deuxième rang de la hiérarchie des 3R-VE. Tout matériel en bon état issu de la déconstruction est un candidat pour la réutilisation, qu’il s’agisse de portes et fenêtres,

d'éviers, de baignoires, de tapis ou de pièces de bois architectural (Jeffrey, 2011; Luc Vachon et al., 2009). Ces derniers sont généralement apportés au centre de réemploi local pour être vendus et intégrés à une nouvelle construction. Une fois extraits d'un bâtiment, les matériaux peuvent subir un traitement mineur comme un nettoyage ou un rafraîchissement de la peinture, avant d'être réutilisés. En 2009, il était estimé que 1 800 tonnes de matières prenaient le chemin du réemploi chaque année au Québec (Luc Vachon et al., 2009). Pour la plupart des matières, il s'agit d'un débouché marginal étant donné les volumes acheminés vers leurs autres débouchés. Dans la famille du réemploi, il est aussi possible d'inclure le recyclage sur place (voir la section sur 2.4) ainsi que la décontamination des sols pour permettre leur réutilisation (Chamard, 2018).

2.2.2 Fabrication de nouveaux produits

Il est possible d'utiliser les résidus de CRD pour fabriquer de nouveaux produits. Il s'agit là de procédés de recyclage étant donné que la matière subit des opérations de transformation majeure. Il existe plusieurs débouchés appartenant à cette catégorie.

Deux de ces débouchés sont la fabrication de nouveaux tapis et de nouvelles tuiles acoustiques à partir de résidus de tapis et de tuiles acoustiques, respectivement (Jeffrey, 2011). Il s'agit de procédés de recyclage en boucle fermée. Ces débouchés sont davantage pratiqués ailleurs qu'au Québec, notamment en Ontario (Viking Recycling, n.d.). Leur intégration au Québec nécessiterait le tri à la source de ces matériaux.

La fabrication de nouvel isolant à partir de matière isolante résiduelle est possible pour les isolants en cellulose de papier, en fibre de verre ou en polystyrène. En boucle ouverte de recyclage, des tuiles acoustiques ou des copeaux de bois peuvent aussi être utilisés dans la fabrication d'isolants (Jeffrey, 2011). La production d'isolant en fibres de bois recyclées est un débouché d'ailleurs. Il a connu une forte croissance en Europe autour de 2010. Des efforts ont été déployés pour intégrer ce débouché au Québec puisqu'il pourrait représenter un produit compétitif sur le marché des isolants étant donné la présence de l'industrie forestière locale (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011).

Les résidus de verre plat présents dans les débris de CRD peuvent être recyclés en boucle fermée dans la fabrication de nouvelles fenêtres ou en boucle ouverte dans la fabrication de deux produits, soit les comptoirs en composite de verre et la peinture réfléchissante appliquée sur les chaussées

(Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2011c; Bellerose, 2019; Jeffrey, 2011). Ces débouchés sont plutôt marginaux et nécessitent le tri en amont de ces matières lors de la réception en vrac des résidus de CRD au centre de tri, sans quoi elles aboutissent dans la fraction fine et peuvent difficilement être récupérées (Bellerose, 2019).

Le recyclage en boucle fermée du gypse résiduel pour produire de nouveaux panneaux de gypse est un procédé bien installé dans la région de Vancouver avec la compagnie New West Gypsum. Ce débouché est toutefois beaucoup moins répandu au Québec où seulement 0,09 % du gypse résiduel, soit 200 t, est ainsi recyclé annuellement. Le contexte réglementaire dans la région de Vancouver, comprenant notamment un bannissement de l'enfouissement du gypse imposé en 1984, et les infrastructures de gestion du gypse résiduel établies par les gouvernements contribuent au haut taux de recyclage en boucle fermé du gypse dans cette région. L'opportunité de recyclage est toutefois présente au Québec avec deux producteurs de panneaux de gypse dans la province (Deloitte, 2018).

Il y a plusieurs produits de bois qui peuvent être fabriqués à partir du bois que l'on retrouve dans les résidus de CRD. Le débouché le plus important au Québec parmi ceux-ci est la production de panneaux de bois à partir de résidus de bois de CRD. Le procédé de recyclage consiste à déchiqueter la matière en copeaux, puis à réassembler ces derniers en panneaux, ou autre pièce, par l'ajout de colle. Le taux de colle dans les résidus de CRD ainsi recyclés est limité en raison de la présence de formaldéhyde dans celle-ci. Le formaldéhyde est un composé entraînant des risques pour la santé (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017). Selon les derniers chiffres de RECYC-QUÉBEC, la quantité de bois ainsi recyclé s'élèverait à 165 000 t en 2015 (RECYC-QUÉBEC, 2017). Les produits en bois-plastique, en bois-ciment ou en bois-gypse, les matériaux composites, le béton léger et les objets moulés à partir de matelas fibreux post-moulables sont d'autres alternatives pour le recyclage du bois de CRD, mais ils sont davantage produits ailleurs qu'au Québec (Bellerose, 2019; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011).

2.2.3 **Production d'enrobé bitumineux**

Comme mentionné dans la section sur les gisements, l'enrobé bitumineux est composé à 5 % de bitume et à 95 % de granulats. Il présente donc 2 opportunités de recyclage, soit le remplacement du bitume vierge ou celui des granulats vierges.

Le recyclage sur place, à chaud ou à froid, de l'enrobé bitumineux est utilisé uniquement pour la réhabilitation de la chaussée. Ces techniques peuvent prendre comme intrant de l'enrobé bitumineux résiduel, créant ainsi une boucle de recyclage fermée (3R MCDQ, 2015; Bitume Québec, 2010). Elles sont cependant davantage utilisées dans le segment infrastructure que dans le segment bâtiment.

Le recyclage en centrale, quant à lui, permet une plus grande variété d'intrants, en plus des résidus d'enrobé bitumineux. Il est possible de remplacer les granulats vierges par des agrégats ou du verre de petite taille (3R MCDQ, 2015; Jeffrey, 2011; Tacquet, 2009). L'utilisation du verre dans ce débouché est connue comme étant marginale, mais la quantité d'agrégats ainsi utilisés demeure inconnue. Il est techniquement possible d'utiliser le bitume et les granulats contenus dans les bardeaux d'asphalte résiduels dans ce type de recyclage (Malo, 2013; Noël, 2006), mais la législation environnementale au Québec ne le permet pas en raison des possibles émissions à l'atmosphère lors du recyclage. En effet, bien que ce débouché soit utilisé depuis plusieurs années dans d'autres provinces du Canada et aux États-Unis, et malgré les efforts du 3R MCDQ en ce sens depuis 2004, il est toujours interdit pour les usines québécoises d'enrobé bitumineux d'utiliser des résidus de bardeau d'asphalte comme matière première (3R MCDQ, 2018; Tacquet, 2009). La fraction fine peut aussi être utilisée pour remplacer les granulats vierges nécessaires à la production de l'enrobé bitumineux, mais selon une étude, plus de recherche et une modification réglementaire seraient nécessaires (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017).

2.2.4 **Production de béton**

Le béton est une matière composée à 45 % de pierres concassées, à 40 % de sable et à 15 % de ciment, une matière réagissant au contact de l'eau pour permettre la cohésion du béton (3R MCDQ, 2015). Ce produit offre donc deux catégories de débouché, soit le remplacement des pierres et du sable vierge, ou le remplacement de certains des ingrédients nécessaires à la préparation du ciment.

Il est possible de remplacer une certaine fraction des pierres et du sable vierge par des résidus de CRD comme le béton, le verre et la fraction fine (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Jeffrey, 2011; Tacquet, 2009). Ce débouché de recyclage nécessite que la matière de remplacement ait une granulométrie adéquate et qu'elle présente peu de contaminants. Ce débouché est plutôt marginal pour le verre et la fraction fine parce que le verre est rarement trié en centre de tri et que certaines études seraient nécessaires pour confirmer la conformité de la fraction

fine aux requis (Chamard, 2018; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017). Pour ce qui est des résidus d'agrégats, leur utilisation dans ce débouché est facilitée depuis 2002 par la norme NQ 2560-600 du Bureau de Normalisation du Québec (BNQ) (Bureau de normalisation du Québec, 2002). La quantité d'agrégats ainsi recyclée en boucle fermée demeure toutefois inconnue.

En ce qui a trait à l'intégration de certains résidus de CRD à la recette du ciment, il s'agit de recyclage en boucle ouverte. En effet, l'objectif est de fournir du calcium au mélange par le remplacement du gypse vierge utilisé dans la préparation du ciment. Il est donc nécessaire pour la matière de remplacement d'avoir une forte teneur en calcium et d'être totalement exempt de contaminants. La fraction fine et le Gypse résiduel sont deux matières qui contiennent du calcium. La fraction fine n'est actuellement pas utilisée pour la fabrication du ciment au Québec en raison de tests qui doivent encore être faits (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017). En ce qui a trait au gypse, seulement 1 430 t est annuellement utilisée dans ce débouché, puisque la matière est souvent contaminée (Deloitte, 2018).

2.2.5 Recyclage avec la collecte sélective

Certaines matières sont envoyées dans les mêmes filières de recyclages que les matières issues de la collecte sélective (CS). Il s'agit du papier et carton, des métaux, des encombrants valorisables métalliques et de certains plastiques (Bellerose, 2019; Jeffrey, 2011; Tacquet, 2009; Tam & Tam, 2006). Les résidus de papier et carton sont généralement recyclés en boucle fermée dans la production de nouveau papier et carton (Tacquet, 2009). En 2015, environ 12 000 tonnes de papier et carton issus des résidus de CRD auraient été recyclées à l'échelle de la province (RECYC-QUÉBEC, 2017). Les métaux et les encombrants métalliques sont généralement recyclés par des ferrailleurs et des fonderies (Bellerose, 2019; Jeffrey, 2011; Tacquet, 2009; Tam & Tam, 2006). En 2015, environ 60 000 tonnes de métaux ont été acheminées à ce débouché après leur passage par les centres de tri (RECYC-QUÉBEC, 2017). Ce tonnage sous-estime la quantité totale de métaux de CRD ainsi recyclé, car il ne prend en compte que les tonnages qui ont transigé par les centres de tri. Les pratiques de tri à la source de cette matière et de collectes itinérantes par les ferrailleurs rendent la comptabilisation du tonnage recyclé difficile. En ce qui a trait aux encombrants métalliques, ils sont souvent collectés en bord de rue par des ferrailleurs et acheminés directement aux recycleurs (Bellerose, 2019). Règle générale, le recyclage de métaux est moins énergivore que leur production à partir de matière vierge (RECYC-QUÉBEC, 1999). Les

plastiques, quant à eux, sont recyclés par des procédés mécaniques ou chimiques dans la formation de nouveaux produits en plastique (Jeffrey, 2011). Comme expliqué dans la section gisement, le verre plat et le verre creux sont deux matériaux différents. Ainsi, le verre plat ne peut suivre les mêmes voies de valorisation que le verre creux retrouvé dans la collecte sélective (L'élémentarium, n.d.; Syndicat Intercommunal du Segréen pour le Traitement des Ordures (SISTO), 2018).

2.2.6 Utilisation agricole et revêtement du sol

Les utilisations agricoles et le revêtement du sol offrent plusieurs débouchés pour les résidus de CRD. Il s'agit là de recyclage en boucle ouverte. Le premier débouché de cette catégorie est le compostage. L'utilisation de bois de CRD, du gypse résiduel ou de fraction fine dans ce procédé a pour objectif d'offrir un agent structurant au procédé et d'assurer un ratio carbone-azote approprié. Le bois permet aussi d'absorber l'excédent d'humidité. Étant donné le risque de présence de contaminants ou de produits toxiques dans les résidus de CRD, le composte ainsi produit est davantage utilisé à des fins non agricoles. Ce débouché est cependant marginal au Québec (California Integrated Waste Management Board, 2001; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Deloitte, 2018; Ndukwe & Yuan, 2016; St-Laurent Samuel et al., 2017).

Le deuxième débouché est l'amendement au sol. Il s'agit d'épandre la matière au sol, sans passer par un procédé de compostage ou autres. Encore une fois, les matières candidates parmi les résidus de CRD sont le bois, le gypse et la fraction fine. Le gypse est une matière recherchée en raison de sa haute teneur en soufre et en calcium. L'utilisation du bois et de la fraction fine est possible si ces derniers contiennent certains éléments recherchés. Il est estimé qu'environ 12 800 tonnes de gypse sont utilisées dans ce débouché annuellement dans la province, mais il reste marginal pour les deux autres matières concernées (California Integrated Waste Management Board, 2001; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Deloitte, 2018; Ndukwe & Yuan, 2016; Townsend, Laux, Su, & Anshassi, 2018). Étant donné son utilisation sur les terres agricoles, il est important que la matière d'amendement soit exempte de corps étrangers et de pathogènes (Hébert, 2015).

Les autres débouchés en lien avec le revêtement du sol peuvent être utilisés pour écouler le bois de CRD, mais ils sont marginaux (Bellerose, 2019). Il s'agit de l'ensemencement hydraulique des bords de routes et autoroutes, du paillis horticole, du revêtement de surfaces extérieures comme les

terrains de golf et de jeu ou encore l'utilisation comme fondation de chemins forestiers et de pistes de ski alpin. Le but de ces applications est de contrôler l'érosion ou de limiter la croissance des végétaux (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Jeffrey, 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017). Le verre aussi peut être utilisé en remplacement du sable dans les terrains de golf et les terrains de jeu (Jeffrey, 2011).

2.2.7 Utilisation comme absorbant

Parmi les résidus de CRD, certaines matières sont relativement sèches et ont une importante capacité absorbante. C'est le cas du bois, du papier contenu dans les panneaux de gypse et de la fraction fine. Ces matières peuvent donc être utilisées dans la fabrication de litière animale ou d'absorbant industriel (California Integrated Waste Management Board, 2001; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Deloitte, 2018; Ndukwe & Yuan, 2016; St-Laurent Samuel et al., 2017; Tacquet, 2009). Les panneaux de gypse et la fraction fine agissent aussi comme désodorisant en raison des propriétés du gypse qu'ils contiennent. La matière utilisée doit être exempte de contaminant présentant un danger pour la santé puisqu'elle entre en contact avec les animaux (Deloitte, 2018). Ce débouché de recyclage en boucle ouverte reste toutefois marginal au Québec (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Deloitte, 2018).

2.2.8 Remblais et remplissage

Les résidus de CRD peuvent être utilisés dans les remblais et dans le remplissage de carrières et de sablières. Les agrégats, l'enrobé bitumineux et les sols propres ou faiblement contaminés (A ou B) peuvent être utilisés dans les remblais, lors de projets d'empierrement ou dans la fondation des chaussées (Développement durable, 2009; Tacquet, 2009). Les matériaux utilisés ne doivent pas nuire au drainage des précipitations ni contenir des contaminants comme le plomb, l'arsenic et les HAP, pour ne nommer qu'eux. Le but est d'éviter les risques de contamination des eaux souterraines (Jeffrey, 2011; Su et al., 2018; Tacquet, 2009; Tam & Tam, 2006). L'utilisation de ces matières dans les remblais est fréquente, mais les quantités ainsi recyclées sont inconnues.

En ce qui concerne le remplissage de carrières et de sablières, l'objectif est de niveler les fosses. Les matières utilisées doivent faciliter l'infiltration de l'eau et servir d'amendement au sol de surface. Les agrégats, les sols propres ou faiblement contaminés (A ou B) et la fraction fine

conviennent à cette application (3R MCDQ, 2015; Chamard, 2018; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Jeffrey, 2011; Townsend et al., 2018). Pour les sols, il s'agit d'un débouché de recyclage en boucle fermée alors que pour les deux autres matières c'est du recyclage en boucle ouverte. La fraction fine n'est actuellement pas utilisée dans le remplissage de carrières (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017). Les agrégats et les sols, quant à eux, sont couramment utilisés, mais les quantités annuelles sont inconnues.

2.2.9 **Valorisation énergétique**

Ce regroupement réunit les débouchés dont le but est de produire de la chaleur ou de l'énergie à partir d'une combustion ou encore de produire un composé qui servira ultérieurement à produire de la chaleur ou de l'énergie. La combustion de matière entraîne la libération dans l'air de particules potentiellement nocives pour la santé et l'environnement (RECYC-QUÉBEC, 1999). Divers règlements encadrent donc cette pratique.

La production de chaleur s'effectue, entre autres, à l'aide d'une chaudière. Cette activité peut prendre comme intrant du bois de CRD. Toutefois, le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) au Québec est tel qu'il est interdit de brûler tout type de bois autre que le bois vierge dans une chaudière de moins de 3 MW de puissance. Pour les chaudières de 3 MW ou plus, il est possible de brûler du bois vierge, mais aussi du bois enduit de colle, comme les panneaux (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Jeffrey, 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017). Le bois de CRD peut aussi servir de combustible dans les procédés de cogénération ou dans les chaudières des cimenteries. La cogénération vise la production conjointe d'énergie et de chaleur alors que les chaudières des cimenteries ont pour objectif de générer de la chaleur. Étant donné les équipements utilisés dans ces installations, il est possible de valoriser énergétiquement une plus grande variété de bois, mais aussi des tapis et la partie fibreuse des bardeaux d'asphalte (3R MCDQ, 2015, 2018; Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; Jeffrey, 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017). En 2015, un total d'environ 277 000 tonnes de bois de CRD avaient été envoyées dans les différents débouchés de valorisation énergétique après leur passage par les centres de tri (RECYC-QUÉBEC, 2017). Ce chiffre a augmenté au cours des dernières années (Bellerose, Annie, & Lafrance, 2019). En ce qui concerne le bardeau d'asphalte, sa valorisation énergétique produit beaucoup de cendre, en raison de sa composition importante en granulats, ce qui n'est pas désirable. Ainsi, la séparation de ce matériau avant sa valorisation

énergétique est nécessaire. Cela produit deux fractions. La première fraction est la partie fibreuse du bardeau, laquelle est enduite de bitume et peut être valorisée énergétiquement. La deuxième fraction est les granulats pour lesquels il n'existe actuellement pas de débouché viable au Québec. Du à l'absence de débouché pour les granulats de bardeaux d'asphalte, la valorisation énergétique de ce produit est marginale dans la province (3R MCDQ, 2018; Bernardin, 2018).

Les résidus de bois de CRD peuvent aussi être transformés en produits destinés à la production de chaleur ou d'énergie. Il s'agit, entre autres, de la densification de la matière sous forme de granules, de bûche ou de briquettes (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017). Ces produits peuvent ensuite être utilisés dans des équipements de chauffage résidentiel. À l'heure actuelle, relativement peu de bois de CRD est utilisé dans ce débouché.

La gazéification et la pyrolyse sont deux procédés en voie de développement au Québec. Il s'agit donc de débouchés théoriques pour les résidus de CRD. La gazéification consiste à transformer la matière entrante en un gaz de synthèse (syngas) utilisé dans la production d'alcool, d'éthers et d'hydrocarbures. La pyrolyse, quant à elle, chauffe la matière avec un apport restreint d'oxygène dans le but de la transformer en trois produits : un gaz combustible, de l'huile de pyrolyse et un résidu solide. Ces deux procédés pourraient théoriquement prendre du bois de CRD comme intrant (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011; St-Laurent Samuel et al., 2017).

2.2.10 Utilisation dans un LET

Un lieu d'enfouissement technique (LET) est l'endroit où les matières résiduelles sont enfouies. Ces installations sont soumises à des réglementations strictes pour minimiser les impacts environnementaux de cette activité. Ainsi, les eaux de lixiviation et les gaz s'échappant de ces derniers doivent être traités avant d'être libérés dans l'environnement. De plus, parmi les exigences liées à l'enfouissement, on retrouve celle de couvrir les déchets quotidiennement à l'aide d'une matière de recouvrement journalier dans le but de réduire l'envolement des déchets et pour les rendre moins accessibles aux animaux ("Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, RLRQ c Q-2, r. 19," 2019). Le recouvrement journalier est une forme de recyclage en boucle ouverte qui peut se faire à l'aide de sols propres ou faiblement contaminés, de verre, ou de fraction fine (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 2017; Tacquet, 2009; Townsend et al., 2018). En 2015, presque 1,4 million de tonnes de sols avaient été utilisées comme recouvrement journalier à l'échelle de la province

(RECYC-QUÉBEC, 2017). Il n'est toutefois pas possible de connaître la fraction de ce tonnage propre au segment bâtiment. Concernant la fraction fine, plus de 460 000 tonnes avaient été utilisées en recouvrement journalier en 2017 (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017). Cette quantité a toutefois drastiquement diminué au cours des deux dernières années puisque cette utilisation est actuellement rarement autorisée par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) en raison de problèmes de dégagement d'odeurs, en l'absence d'oxygène, par le gypse contenu dans la fraction fine (Bellerose et al., 2019). L'utilisation du verre issu des résidus de CRD, quant à elle, est plutôt marginale puisque ce produit est rarement trié par les centres de tri (Chamard, 2018).

Certains LET installent des chemins temporaires pour permettre aux camions d'accéder au front d'enfouissement pour y déverser leur contenu. Entre 2013 et 2018, le MELCC a octroyé onze certificats d'autorisations à des LET pour utiliser le bardeau d'asphalte comme matière de recouvrement ou de travaux d'infrastructure (chemins temporaires). En 2016, 88 000 tonnes de bardeaux d'asphalte avaient été utilisées comme recouvrement journalier et chemins temporaires dans les LET du Québec, tonnage dont la tendance a dû être à l'augmentation depuis la délivrance de ces certificats (3R MCDQ, 2018; Valoris, 2018).

Finalement, il y a l'enfouissement lui-même des résidus de CRD. À la connaissance de l'auteure, une certaine proportion de chaque matière dans ces résidus est acheminée vers l'enfouissement ; aucune matière n'est parfaitement détournée de l'élimination. Il existe différentes études et caractérisations permettant de quantifier les tonnages enfouis pour chaque matière. Il s'agit entre autres d'une étude de caractérisation à l'élimination menée de 2010 à 2011 présentée dans le bilan 2011 de RECYC-QUÉBEC. Ces résultats estiment notamment les quantités de résidus de CRD enfouis et leur composition (RECYC-QUÉBEC, 2013). Plus récemment, RECYC-QUÉBEC a publié la section du bilan 2018 portant sur l'élimination. Cette dernière présente les quantités de résidus de CRD éliminé dans cette même année (RECYC-QUÉBEC, 2019).

2.2.11 **Autres**

Il existe d'autres débouchés qui, étant très spécifiques, ne pouvaient être classés dans les catégories précédentes. Le premier d'entre eux, est la production de charbon activé à partir résidus de bois. Le charbon activé est utilisé en métallurgie, en chimie, en agriculture, dans les applications de filtration ou comme combustible. La carbonisation du bois, nécessaire à la production du charbon

activé, représente toutefois une source de pollution étant donné qu'il génère de grandes quantités de CO_2, CO, H_2, CH_4 et de goudron. Un autre débouché pour le bois est la production de farine de bois, utilisée notamment dans le polissage du métal, le nettoyage des fourrures et le tannage du cuir. Ce débouché se limite néanmoins à des essences de bois très précises (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011). Les résidus de verre peuvent être utilisés en remplacement du sable dans des systèmes de filtration de l'eau ou comme agent abrasif lors du nettoyage de tuiles ou de briques (Jeffrey, 2011). Certains autres débouchés existent aussi pour la fraction fine, comme l'utilisation en tant qu'abrasif de voirie l'hiver, la captation à la source du SO_2 et du phosphore dans les effluents gazeux ou aqueux, comme matière de charge pour modifier les propriétés de certains produits ou dans la séquestration du CO_2 émis par un procédé quelconque. Il s'agit de débouchés marginaux (Bellerose, 2019; Chamard, 2018; Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017).

Chacune des catégories de débouchés présentées jusqu'à maintenant est sujette à des variabilités en ce qui a trait à sa demande en matières. Ces variabilités peuvent être saisonnières, comme c'est le cas pour la demande en bois de chauffage. De plus, étant donné que les résidus sont rarement transportés sur de longues distances, la demande pour un débouché varie aussi d'une région à une autre en fonction des industries locales (Valoris, 2018).

2.3 Synthèse critique de la littérature sur les gisements et les débouchés

Les sections précédentes traitent des gisements de matière retrouvés dans les résidus de CRD et des options de traitement de fin de vie de ces derniers. La documentation entourant les résidus de CRD au Québec est répartie en plusieurs études qui ont été effectuées depuis la fin des années 90 jusqu'à ce jour. Cette documentation ne présente pas un portrait complet et détaillé des résidus de CRD générés au Québec et de ce qui advient exactement avec ces matières résiduelles.

En effet, parmi les études traitant des résidus de CRD, les bilans de RECYC-QUÉBEC présentent une vue d'ensemble sur les résidus de CRD et le taux de récupération de ses matières (RECYC-QUÉBEC, 2017). Toutefois, ces bilans n'ont pas pour but d'aller dans les détails pour chaque type de résidus de CRD ni de faire l'état des débouchés utilisés pour écouler la matière sortant des centres de tri. D'autres études, comme celles sur le gypse ou sur la fraction fine (Chamard stratégies

environnementales & CTTÉI, 2017; Deloitte, 2018), abordent ce niveau de détail, mais elles sont limitées à une seule matière et ne permettent ainsi pas une vue d'ensemble des résidus de CRD. De plus, à la connaissance de l'auteure, aucun document ne réunit toutes ces études pour les mettre en perspectives les unes avec les autres afin d'avoir une image globale et détaillée des résidus de CRD et de bien comprendre les enjeux liés avec ces matières résiduelles.

Le présent mémoire vise à améliorer la connaissance des résidus de CRD au Québec en produisant un portrait qui réunit, à un seul et même endroit, les différentes études menées sur ces résidus jusqu'à maintenant et en produisant des estimations afin de combler les données manquantes.

2.4 Les systèmes de gestion des résidus de CRD

Bien qu'il existe une correspondance entre les matières disponibles dans les résidus de CRD et celles demandées par les débouchés, un lien direct entre les deux est rarement possible. Il est nécessaire d'avoir un intermédiaire qui sépare les différentes matières et qui les conditionne pour qu'elles répondent aux exigences des débouchés. C'est là le rôle du système de gestion des résidus de CRD. La présente section détaille les différents éléments constituant le système de gestion des résidus de CRD actuellement en place au Québec. Elle explore aussi les particularités de ce système dans la grande région de Montréal.

2.4.1 Dans la province de Québec

Au Québec, le système de gestion des résidus de CRD comprend la collecte, le tri de la matière et son acheminement vers les débouchés. On distingue trois générateurs de résidus de CRD : les entreprises de la CRD, le secteur des industries, commerces et institutions (ICI) et le secteur résidentiel. Ces générateurs produisent des quantités et des types de matières différentes. Par exemple, une entreprise de la CRD aura en moyenne une plus grande proportion de béton dans ses matières résiduelles que ce que l'on retrouve dans les résidus de CRD des citoyens. Les entreprises de la CRD génèrent aussi, de façon globale, une plus grande quantité de débris que le secteur résidentiel et celui des ICI (RECYC-QUÉBEC, 2017).

2.4.1.1 La collecte des résidus de CRD

La première étape dans la gestion des résidus de CRD est la collecte, au sens large du terme. Cette collecte peut prendre diverses formes en fonction de quel type de générateur qui est desservi. Pour

les entreprises de la CRD, la collecte se résume souvent à un transport des matières vers le lieu de traitement. Les matières sont parfois placées dans un conteneur sur le chantier, puis ce dernier est ramassé par un camion-conteneur, aussi appelé camion « roll-off », et transporté jusqu'au lieu de traitement. D'autres fois, une semi-remorque à fond poussant est utilisée pour le transport de plus grands volumes de matières, lors de projets de démolition par exemple. Le secteur des ICI utilise des transports privés de nature variée.

Les résidus de CRD générés par le secteur résidentiel sont collectés de trois façons différentes : la collecte en bord de rue, l'apport volontaire en écocentre par les citoyens et le dépôt en cours de voirie par les employés municipaux. Le premier type de collecte s'apparente à la collecte des ordures ménagères ou des matières recyclables ; un camion muni d'une benne à ordure ménagère passe de porte en porte pour collecter les matières résiduelles. Ces dernières sont compactées au fur et à mesure de la collecte, puis transportées jusqu'au lieu de traitement (Desjardins, 2018).

La deuxième option de collecte s'offrant aux citoyens est l'apport volontaire aux écocentres. Les écocentres sont des lieux de réception des apports volontaires des matières résiduelles mis à la disposition des citoyens. Ils sont utilisés dans la collecte des résidus de CRD, mais aussi pour celles des résidus domestiques dangereux (RDD), de certains produits soumis au programme de la responsabilité élargie des producteurs (REP), des appareils électriques, etc. Certains écocentres présentent des projets pilotes comme la récupération de matières comme la mousse de polystyrène et les textiles ou encore la tenue d'un centre de réemploi. Selon les derniers chiffres, il y aurait plus de 260 écocentres sur le territoire québécois (RECYC-QUÉBEC, 2017). Dans la majorité des écocentres, on retrouve une plateforme surélevée autour de laquelle sont disposés les conteneurs où sont placées les matières. Chaque écocentre présente ses subtilités au niveau du fonctionnement. Dans plusieurs cas, les citoyens peuvent y apporter leurs résidus gratuitement jusqu'à concurrence d'une quantité limite après laquelle ils doivent payer des frais. De plus, seulement la moitié des écocentres acceptent les matières provenant des ICI ou de petits entrepreneurs de la construction, toutefois ces derniers n'ont généralement pas accès à la gratuité du service (Kachanova, 2014). Le transport des résidus de CRD de l'écocentre au lieu de traitement peut se faire par camion-conteneur, par semi-remorque ou autres, en fonction du type d'équipement utilisé par l'écocentre pour entreposer les matières reçues ainsi que de l'espace disponible sur le site pour circuler (Demers, 2019).

La troisième option de collecte pour les générateurs résidentiels est la cour de voirie. Cette voie de collecte est plus limitée que les deux précédentes, car seuls les employés municipaux de la voirie y ont accès. On y retrouve les matières issues de dépôts sauvages qui ont été ramassées par les cols bleus. Les cours de voirie servent aussi à entreposer temporairement les débris générés lors de réparations effectuées par les employés de voirie, comme le remplacement d'une borne-fontaine ou la réparation d'une dalle de trottoir, jusqu'à leur transport vers le lieu de traitement (Desjardins, 2018).

2.4.1.2 Le tri des résidus de CRD et leur valorisation

La deuxième étape dans la gestion des résidus de CRD est le tri des débris et leur valorisation. Il existe quatre voies de traitement : (1) l'élimination ; (2) le recyclage sur place ; (3) l'acheminement direct à un recycleur ; (4) l'acheminement à un centre de tri de résidus de CRD (Figure 2.1)

L'élimination, comme son nom l'indique, se limite à se débarrasser des matières résiduelles tout en respectant les réglementations environnementales locales en vigueur. Il existe différentes formes d'élimination. Il y a l'enfouissement, qui consiste à enterrer les résidus dans une fosse étanche. Les eaux de lixiviation et les gaz s'échappant des lieux d'enfouissement techniques sont captés et traités de façon à limiter leur impact environnemental. L'incinération est une autre technique utilisée pour l'élimination des matières résiduelles. Ce procédé de combustion des résidus se fait de façon contrôlée et tout gaz s'échappant de celle-ci est traité. Dans le contexte québécois, l'enfouissement est la forme d'élimination la plus souvent utilisée, bien qu'il y ait quatre incinérateurs dans la province (RECYC-QUÉBEC, 2019). Étant donné leur forte composition en matières inertes telles que les agrégats, les métaux et la terre, les débris de CRD non-triés font un piètre candidat pour l'incinération et sont donc habituellement enfouis plutôt qu'incinérés. Le terme « enfouissement » sera donc utilisé dans le reste de ce mémoire pour désigner l'élimination.

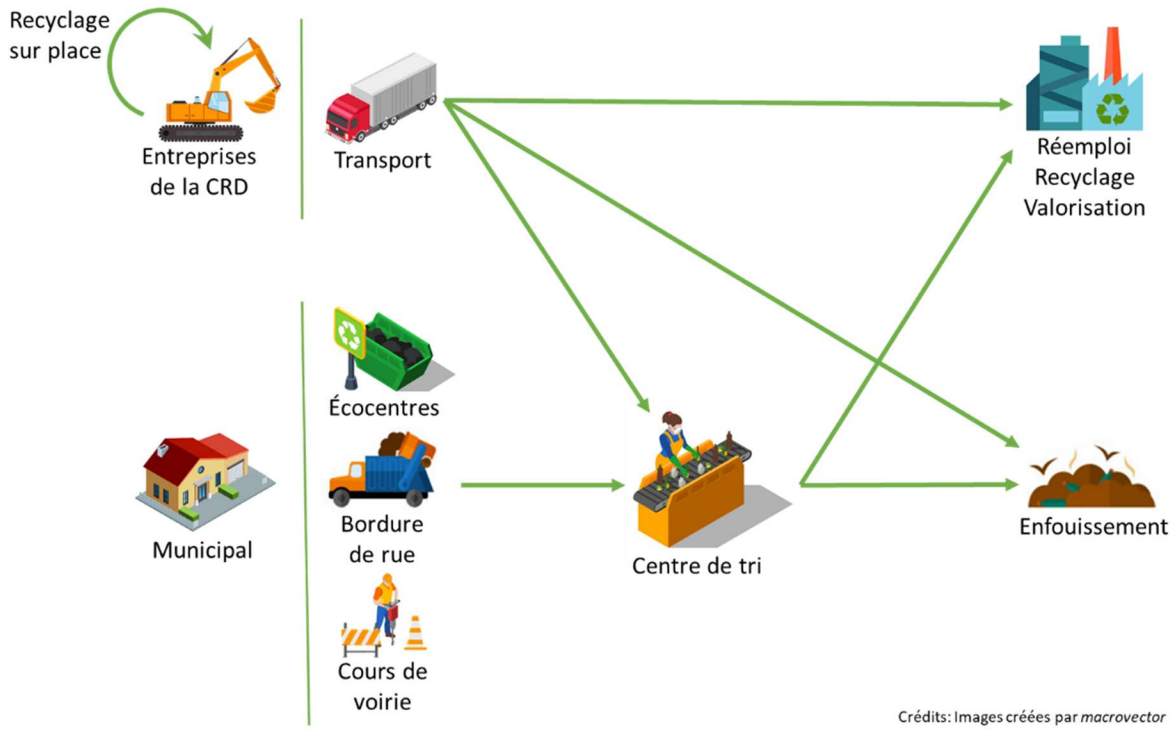


Figure 2.1 Système de gestion des CRD au Québec

La deuxième option de traitement des résidus de CRD est le recyclage sur place, aussi appelée recyclage in situ. Il s'agit de prendre les résidus et de les réutiliser sur le même chantier de construction, comme les résidus d'excavation réintégrés dans l'aménagement paysager. Cette réutilisation peut se faire avec ou sans procédé de transformation de la matière. Par exemple, les résidus d'excavation pourraient être tamisés pour en retirer les gros débris ou bien utilisés comme tels.

Les résidus de CRD peuvent aussi être acheminés directement au réutilisateur, recycleur ou valorisateur de la matière. Cette troisième option peut être utilisée dans les cas où la matière est dans un état adéquat pour la réutilisation, le recyclage ou la valorisation et ne requiert pas, ou très peu, de prétraitement. C'est le cas, par exemple, des matières issues d'une déconstruction ou encore triées à la source ; elles ne nécessitent pas d'opération de tri supplémentaire. Le métal est une matière qui est fréquemment triée à la source et acheminée directement au recycleur. Cette voie de gestion est majoritairement utilisée pour les matières résiduelles qui ont une valeur monétaire intéressante sur le marché.

La quatrième et dernière voie de gestion pour les résidus de CRD au Québec est l'acheminement à un centre de tri. Il y a au Québec environ 48 centres de tri (RECYC-QUÉBEC, 2017). Ces derniers font office d'intermédiaires entre les générateurs de matières résiduelles et les recycleurs. Les résidus de CRD placés pêle-mêle dans un conteneur ou un camion sont généralement transportés vers un centre de tri puisqu'ils nécessitent d'être triés avant d'être acheminés vers le recycleur ou valorisateur. Une fois transportés au centre de tri, ils sont ensuite triés pour séparer les matières en différentes catégories. Ces catégories diffèrent d'un centre de tri à l'autre, en fonction des équipements dont ils disposent pour effectuer le tri, des débouchés auxquels ils ont accès localement ainsi que des exigences imposées par les recycleurs et valorisateurs (Valoris, 2018). Certains centres de tri sont plus rudimentaires et effectuent le tri à même le sol, sur une dalle de béton, à l'aide d'une pelle mécanique. D'autres sont plus sophistiqués et font passer les matières au travers une chaîne de tri constituée de convoyeurs, d'équipements de tri mécanisés et robotisés et de tables de tri plus ergonomiques et sécuritaires pour les employés (Luc Vachon et al., 2009).

Les quatre voies de gestion détaillées dans les paragraphes qui précèdent ne sont pas toutes applicables à chaque catégorie de générateur. En effet, chaque générateur utilise une combinaison de voies de gestion qui lui est propre. Dans l'ensemble, les entreprises de la CRD utilisent une combinaison des quatre. Il y a certaines matières qui, générées en quantité importante et faciles à recycler, sont recyclées sur place. Lorsque l'espace sur le chantier le permet, les matières qui ont une bonne valeur économique sont habituellement séparées à la source et acheminées directement au recycleur ou valorisateur. Puis, le reste des résidus générés par les grandes entreprises sont soit envoyés au centre de tri, soit à l'enfouissement. En ce qui a trait au secteur des ICI, ils sont susceptibles d'utiliser eux aussi une combinaison des quatre voies de gestions en fonction des projets de CRD qu'ils effectuent. En ce qui concerne le secteur résidentiel, les résidus de CRD collectés en bordure de rue sont généralement acheminés à un centre de tri. Ceux qui ont été apportés à l'écocentre ou dans une cour de voirie subissent un premier tri sommaire, ce qui permet d'acheminer une certaine proportion de matières directement vers les recycleurs et l'enfouissement. Le reste est acheminé à un centre de tri. Ainsi, le système de gestion des résidus de CRD dans son ensemble permet de valoriser les débris provenant de chaque catégorie de générateur.

2.4.2 **Dans l'agglomération de Montréal**

L'agglomération de Montréal compte 2 millions d'habitants. Son territoire est divisé entre les 19 arrondissements de la ville de Montréal (Montréal en statistiques, Service du développement économique, & Ville de Montréal, 2018). Les services de collecte en bordure de rue des résidus de CRD et d'écocentre y sont offerts. Les cours de voiries y sont aussi présentes et accessibles pour les employés de la voirie.

La collecte en bordure de rue a débuté en 2009 dans l'agglomération de Montréal (Desjardins, 2018). Elle est présente dans chaque arrondissement et ville liée, généralement à raison d'une fois par semaine ou d'une fois par mois (Demers, 2019). Les matières acceptées dans cette collecte sont le plastique, le papier et le carton, le verre plat, le métal, le bois de construction, la mélamine, le gypse, les bardeaux d'asphalte, les agrégats, la terre et les encombrants non rembourrés (NI Corporation, 2017).

Il y a, en 2019, 7 écocentres sur le territoire de l'agglomération de Montréal. Il s'agit des écocentres La Salle, Saint-Laurent, Acadie, Côte-des-Neiges, La Petite-Patrie, Rivière-des-Prairies et Saint-Michel. Ils sont tous ouverts 12 mois par année. La liste des matières qui y sont acceptées est la même que celle pour la collecte en bordure de rue. Les écocentres montréalais acceptent les matières des citoyens et des entrepreneurs et travailleurs autonomes de la CRD. Les citoyens de l'agglomération de Montréal peuvent y apporter gratuitement jusqu'à de 12 m^3 de résidus de CRD par année. Chaque mètre cube supplémentaire est soumis à des frais de 25 $. Pour ce qui est des entrepreneurs, aucune gratuité n'est offerte et chaque chargement apporté est soumis à une tarification de 25 $/$m^3$ (Ville de Montréal, n.d.-a). Les résidus de CRD apportés à l'écocentre doivent être séparés entre sept différentes chutes :

1. Les métaux ferreux ;
2. Les métaux non-ferreux ;
3. Le bois ;
4. Les agrégats (ou « roc/béton ») ;
5. La terre ;
6. Les CRD recyclables non-triés, et ;
7. Les CRD non-recyclables.

Le conteneur à CRD recyclable non-trié reçoit tout résidu de CRD figurant sur la liste des matières acceptées, mais n'ayant pas de conteneur dédié (ex. le gypse, les bardeaux d'asphalte, le verre plat, etc.). Le but du conteneur de CRD non-recyclables est de regrouper tout résidu de CRD apporté à

l'écocentre, mais ne figurant pas sur la liste des matières acceptées (ex. encombrants rembourrés, tapis, isolants, etc.) (Demers, 2019).

Pour assurer leur bon fonctionnement, les écocentres emploient des préposés à la circulation et au déchargement. Leur fonction est notamment d'orienter les citoyens dans le déchargement de leurs résidus. En raison des variations dans la taille de leurs installations et de la population qu'ils desservent, chacun des écocentres emploie un nombre différent de préposés. Leur nombre varie aussi entre la saison d'été et celle d'hiver (Demers, 2019).

Jusqu'au début de 2019, les résidus apportés aux écocentres montréalais étaient placés dans des conteneurs, puis transportés par camion-conteneur, jusqu'au centre de tri. En janvier 2019, l'un des transporteurs des matières des écocentres a été inscrit au Registre des entreprises non admissibles aux contrats publics (RENA) en raison d'activités illégales (Blackburn, 2019). En raison de difficultés à remplacer le transporteur fautif, la Ville de Montréal a révisé les modes de transport de certaines matières. La manutention et le transport des matières apportées aux écocentres de La Salle et Saint-Laurent ont donc été modifiés, mais les cinq autres écocentres demeurent inchangés. À l'écocentre Saint-Laurent, deux types de transporteurs sont utilisés : le camion-conteneur (Figure 2.2a) et le camion 12-roues (Figure 2.2 b). L'écocentre La Salle, pour sa part, est plus spacieux ; il permet donc l'utilisation d'une troisième option de transport, soit la semi-remorque (Figure 2.2c), plus long que le camion-conteneur et le camion 12 roues. Dans les deux écocentres, chaque matière est transportée via un ou plusieurs des différents modes de transport disponibles (Demers, 2019).

(a) (b) (c)

Figure 2.2 Camions de transport utilisés par les écocentres de Montréal

2.5 La recherche sur l'optimisation de la gestion des résidus

À la lumière de la section précédente, il existe plusieurs approches différentes afin de faire le pont entre les résidus de CRD et leurs débouchés. De nombreuses études se penchent sur l'optimisation

de ces systèmes de gestion. Dans cette section sont présentés plusieurs de ces recherches, autant celles dédiées aux résidus de CRD que celles portant sur d'autres matières résiduelles.

2.5.1 **Résidus de CRD**

De l'étude de la correspondance entre les gisements et les débouchés à la conception des centres de tri, en passant par la hiérarchisation des débouchés basée sur des analyses de cycle de vie, l'optimisation de la gestion des résidus de CRD est abordée sous plusieurs angles différents dans la littérature. Cette sous-section présente une partie des travaux portant sur ces matières résiduelles.

Comme mentionné précédemment, pour qu'une matière puisse accéder à un débouché donné, il existe plusieurs requis de qualité qu'elle doit remplir. Quelques études sur les résidus de CRD visent ainsi à approfondir la connaissance des caractéristiques physiques et chimiques des flux sortants des centres de tri de CRD de façon à pouvoir identifier leur admissibilité à divers débouchés. C'est le cas entre autres de deux études dans lesquelles les auteurs analysent les flux sortants d'un centre de tri. Ils évaluent notamment la densité globale des flux, leur friabilité et leur granulométrie. Un des auteurs effectue aussi des tests de lixiviation sur les matières à la recherche de métaux lourds et d'indices témoignant de la présence de matières organiques. Il compare ensuite les résultats obtenus avec la composition de la croûte terrestre pour déterminer la stabilité des matières et les risques liés à leur enfouissement (Brunner & Stampfli, 1993; Huang, Lin, Chang, & Lin, 2002).

Ces études permettent d'identifier l'éventail de débouchés auxquels un flux sortant d'un centre de tri a accès. Elles peuvent aussi permettre d'identifier les traitements nécessaires pour que la matière puisse être utilisée dans des débouchés additionnels. Cependant, elles ne donnent pas d'indication concernant le débouché qui devrait être priorisé par rapport aux autres pour des raisons environnementales.

Il y a toutefois un certain nombre d'études qui se basent sur la méthodologie de l'ACV pour comparer les différents débouchés du point de vue environnemental. Une fraction de ces études se spécialisent dans une matière spécifique alors que les autres explorent les résidus de CRD de façon plus générale. Elles permettent de confirmer la hiérarchie des 3R-VE en ce qui concerne la gestion de fin de vie des résidus de CRD, notamment le fait que la valorisation énergétique du bois a des retombées moindres sur l'environnement que son enfouissement (Carpenter, Jambeck, Gardner, &

Weitz, 2013), mais que l'impact minimum est obtenu grâce à son recyclage (Morris, 2017). De façon à préciser la comparaison entre les débouchés, certaines études évaluent plusieurs options de recyclage (Levis, 2008). D'autres encore donnent le pouls du marché en ce qui a trait aux pratiques de recyclage des manufacturiers et de l'impact environnemental de l'augmentation du contenu recyclé pour divers matériaux de construction (Waste and Resources Action Programme (WRAP), 2007).

Ces études permettent de comparer les différents débouchés des résidus de CRD sur la base de leur impact environnemental. Elles produisent des données importantes pour orienter les prises de décision des dirigeants, mais elles omettent d'évaluer le long processus de collecte, de tri et de prétraitement des résidus de CRD qui précède leur utilisation dans ces débouchés.

Ce processus est le sujet de nombreuses autres ACV. Alors que quelques-unes limitent leur analyse au centre de tri, d'autres incluent aussi l'entreposage, le transport et la gestion de fin de vie pour une analyse plus complète de la gestion des résidus de CRD (Mercante, Bovea, Ibanez-Fores, & Arena, 2012). La plupart des ACV sur le tri des résidus de CRD incluent au minimum la consommation d'énergie (électricité et diesel), mais la construction de l'usine, la production des équipements de tri et les émissions liées au transport peuvent aussi être incluses dans ces analyses (Coelho & de Brito, 2013c). Certaines études vont aussi jusqu'à analyser l'impact de la variation de divers paramètres sur la performance environnementale, comme la capacité annuelle du centre de tri, le type de résidus de CRD entrant et le type d'énergie utilisé pour le transport (Coelho & de Brito, 2013d).

Connaître la performance environnementale des centres de tri permet de prendre conscience des étapes et éléments qui contribuent le plus à l'impact environnemental. Toutefois, malgré l'importance de cette performance, il existe d'autres variables qui entrent en jeu lors de la conception et de l'optimisation d'un centre de tri de CRD.

Ces variables sont au cœur de plusieurs études portant sur la conception des centres de tri ou l'analyse de centres de tri déjà existants. Une première variable récurrente est la localisation du centre de tri. L'objectif est de minimiser le transport, qui peut représenter jusqu'à 70 % des coûts annuels, en fonction de la quantité de matière résiduelle générée dans les municipalités environnantes, de la localisation des lieux d'enfouissement locaux et des recycleurs potentiels, tout

en tenant compte de l'espace nécessaire à l'installation d'une telle usine (Coelho & de Brito, 2013a; Ulubeyli, Kazaz, & Arslan, 2017).

Une deuxième variable fréquemment étudiée est la capacité annuelle. L'augmentation de la capacité d'une usine permet une économie d'échelle qui augmente son rendement et qui raccourcit ainsi sa période de remboursement (Oliveira Neto et al., 2017; Ulubeyli et al., 2017).

La nature des résidus de CRD acceptés par les centres de tri peut avoir un impact sur la performance économique et le taux de récupération de ce dernier. Certains centres de tri français se spécialisent dans le tri des agrégats et autres matières inertes alors que les autres acceptent tous résidus de CRD. Une étude pour l'ADEME compare le taux de récupération et la performance économique de ces différents types de centres de tri. L'étude révèle que la nature des matières reçues a un impact sur ces deux indicateurs de performances (Reize Developpement & Pöyry S.A.S., 2011) et doit donc être prise en compte dans la conception et l'analyse d'un centre de tri.

Cette même étude pour l'ADEME porte aussi sur le taux de mécanisation des centres de tri de résidus de CRD. Ses analyses démontrent que l'augmentation du taux de mécanisation (chaîne de tri mécanisé versus tri manuel) a un impact positif sur le taux de récupération des usines. En ce qui concerne l'impact du taux de mécanisation sur la performance économique des centres de tri, des conclusions sont toutefois difficiles à tirer étant donné la diversité des centres de tri étudiés, le nombre limité de catégories de classement utilisé et les nombreuses variables impactantes négligées dans le cadre de cette étude (Reize Developpement & Pöyry S.A.S., 2011).

Une autre variable parfois étudiée est le nombre de matières extraites des résidus de CRD et la nature de ces matières. Étant donné que l'extraction de chaque matière demande des équipements ou stations de tri additionnel, augmenter le nombre de matières récupérées représente des coûts additionnels. La vente des matières triées engendre des revenus, mais ces derniers varient considérablement en fonction de la matière. (Oliveira Neto et al., 2017) étudie notamment la relation entre ces différents paramètres ce qui permet d'optimiser le rendement financier en fonction du nombre de matières récupérées.

Un bon nombre d'études tentent de réunir plusieurs variables et de les mettre en relation les unes avec les autres dans le but d'obtenir une liste des conditions idéales d'opération pour les centres de tri de résidus de CRD. Ces variables peuvent être interne au centre de tri, comme la tarification sur la réception des matières, le type d'équipement utilisé, la capacité annuelle et la localisation de

l'usine, ou encore externe, comme les coûts d'enfouissement locaux, les prix de vente des matières triées et la diversité des débouchés, les politiques régionales et nationales de gestion des matières résiduelles (Coelho & de Brito, 2013a, 2013b; Gente Strategies Inc., 2015; Ulubeyli et al., 2017).

De façon globale, les études portant sur l'optimisation de la gestion des résidus de CRD contribuent à supporter les prises de décision, que ce soit pour la sélection des débouchés, pour réduire l'impact environnemental du système de gestion, pour la conception de centres de tri économiquement viables ou pour orienter les politiques locales en matière de gestion des résidus de CRD. Toutefois, quand elles abordent le taux de mécanisation du tri et ses impacts elles n'entrent pas dans les détails des chaînes de tri et des équipements utilisés, ne permettant pas d'identifier la source des améliorations observées ni d'optimiser ces chaînes de tri. De plus, les auteurs considèrent souvent les CRD comme un ensemble de matières et négligent le fait que chacune d'entre elles réagit différemment aux opérations de tri et qu'il est nécessaire d'étudier le taux de récupération de chacune d'elles et non seulement le taux de récupération global. Du même fait, lorsque ces études portent sur l'aspect économique de la performance des centres de tri, elles n'abordent pas la qualité de la matière sortante. Toutefois, comme le démontrent les premières études présentées dans cette section, les débouchés accessibles dépendent grandement de cette mesure de la qualité, de même que pour le prix de vente de la matière. C'est pourquoi il est nécessaire d'étendre la revue de littérature aux études portant sur l'optimisation de la gestion d'autres matières résiduelles.

2.5.2 **Autres matières résiduelles**

Les études portant sur d'autres matières résiduelles sont plus nombreuses que celles portant spécifiquement sur les résidus de CRD. Certains sujets abordés par ces études sont similaires entre elles, mais plusieurs sujets diffèrent. Cette section se concentre sur ces nouveaux angles d'approche dans l'optimisation de la gestion des matières résiduelles qui, bien que non abordés dans les études dédiées aux résidus de CRD, s'appliquent aussi à ces matières.

À l'instar des résidus de CRD, les autres matières sont aussi sujettes à une multitude d'options en ce qui a trait à leur traitement de fin de vie. Une étude en particulier porte sur l'optimisation du scénario de traitement de fin de vie en fonction de nombreux critères comme la quantité de matière résiduelle générée, la composition de ce flux de matière, ainsi que la distance entre le lieu de génération et le lieu de traitement (Lagneau, 2018). Contrairement aux ACV menées sur les débouchés de résidus de CRD, cette étude compare ces derniers sur un point de vue économique

plutôt qu'environnemental. Elle montre aussi que la performance des débouchés repose sur plusieurs variables et que le résultat peut varier grandement d'un scénario à l'autre.

La méthodologie de l'ACV est aussi utilisée pour évaluer la performance environnementale des systèmes de gestion d'autres matières résiduelles. Certaines d'entre elles se concentrent sur l'étude de la performance environnementale des centres de tri. C'est le cas entre autres de l'étude produite par Combs en 2012 (Combs, 2012), dans laquelle il évalue la performance environnementale d'un centre de tri pour en identifier les sources d'émission de GES.

D'autres études de type ACV sont toutefois plus inclusives et regardent le système de gestion des matières résiduelles dans son ensemble pour ensuite le combiner à un outil d'optimisation. C'est le cas des équipes de recherche SWOLF et CRVMR dont l'objectif est de créer un modèle d'optimisation pour soutenir les prises de décision concernant les futures infrastructures de gestion des matières résiduelles. En se basant sur la composition et la quantité de matière résiduelle générée, leurs outils estiment les coûts et les émissions associés avec chaque scénario. Cette approche permet d'avoir une vue d'ensemble sur le système de gestion, au-delà du centre de tri et du transport. Il permet ainsi un choix plus optimal des règlements et technologies à implanter (Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles (CRVMR), n.d.; Solid waste optimization life-cycle framework (SWOLF), n.d.).

Toujours en ce qui a trait aux études permettant une vision d'ensemble, l'une d'elles date de 2015 et porte sur l'impact que peut avoir le mode de collecte sur le centre de tri. Les différents modes de collecte des matières recyclables résidentielles, allant de la collecte générale unique aux collectes dédiées multiples, résultent chacun en un flux de matière distinct qui nécessite des opérations de tri différentes l'une de l'autre. L'auteur compare les centres de tri associés à ces différentes collectes en fonction de leur consommation en énergie, leur taux de récupération et une analyse détaillée de leurs coûts et revenus (Pressley, Levis, Damgaard, Barlaz, & DeCarolis, 2015).

Le mode de collecte occupe généralement peu de place dans les études traitant des résidus de CRD puisque ces derniers sont généralement transportés pêle-mêle vers le centre de tri, sans tri préalable. Pour ce qui est de l'auteur précédent, il se limite à l'étude de l'impact sur le centre de tri et ne tient pas compte de l'impact que le mode de collecte a sur le système de gestion dans son ensemble. De plus, il n'aborde pas l'aspect de l'impact environnemental et omet de parler de la qualité des matières sortantes.

En ce qui a trait aux études sur la conception et l'opération des centres de tri de matières résiduelles autres que les résidus de CRD, les sujets étudiés sont diversifiés. Certaines études se distinguent de celles portant sur les résidus de CRD puisqu'elles étudient des paramètres différents. Il s'agit entre autres d'études portant sur l'impact de la composition de la matière reçue par le centre de tri sur la qualité de la matière sortante pour un débouché précis (Caputo & Pelagagge, 2002; Edo-Alcón, Gallardo, & Colomer-Mendoza, 2016), aspect qui n'est habituellement pas abordé dans les études sur les résidus de CRD. D'autres études encore ajoutent un niveau de profondeur à cette analyse en évaluant l'efficacité de la chaîne de tri à séparer les matières entrantes et à isoler certains flux de matières. Deux approches distinctes sont utilisées. La première consiste à utiliser un bilan de masse. L'auteur caractérise donc les matières contenues dans chacun des flux sortants de la chaîne de tri étudiée et calcul l'efficacité de tri de chaque unité de tri à l'aide d'un bilan de masse :

$$M_{in} = M_{out-1} + M_{out-2} \tag{2.1}$$

$$C_{in} \cdot M_{in} = C_{out-1} \cdot M_{out-1} + C_{out-2} \cdot M_{out-2} \tag{2.2}$$

$$CSep = \frac{C_{out-2} \cdot M_{out-2}}{C_{out-1} \cdot M_{out-1}} \tag{2.3}$$

Où M est la masse de matière dans le flux, C la concentration d'une matière donnée et CSep l'efficacité de séparation de l'unité de tri (Feil, Pretz, Vitz, & Thoden van Velzen, 2017). L'autre approche a été développée par une équipe de chercheurs au MIT et repose sur le théorème de Bayes. Ils utilisent deux probabilités dans leur modèle, soit la probabilité *r* que l'unité de tri identifie correctement la matière ciblée et la probabilité *q* qu'elle identifie correctement la matière non ciblée. Par exemple, dans le cas d'un équipement dont le rôle est d'isoler le bois, la probabilité *r* serait la probabilité de correctement identifier le bois (matière ciblée) comme étant du bois, alors que la probabilité *q* serait la probabilité de correctement identifier les autres matières (matières non ciblées) comme n'étant pas du bois. Basée sur ce théorème, l'équipe de recherche a développé un cadre méthodologique permettant d'évaluer l'efficacité de tri des équipements à partir de la caractérisation des flux entrants et sortants. Cette méthodologie permet de prédire la quantité et la composition des sortants d'une chaîne de tri en fonction de la quantité et composition de ses entrants (Gutowski, Dahmus, Albino, & Branham, 2007; Testa, 2015; Wolf, 2011).

Les mêmes concepts de base sont repris par d'autres chercheurs, c'est-à-dire l'efficacité de tri des différents équipements, mais ces derniers adoptent une approche visant la conception plutôt que l'analyse des chaînes de tri. Dès le début des années 2000, des auteurs s'intéressent déjà à

l'optimisation de la séquence des opérations de tri dans une chaîne dans le but de maximiser les profits et le taux de récupération ainsi que des propriétés précises des flux sortants en vue de leur utilisation dans un débouché donné, par exemple, la maximisation du pouvoir calorifique d'un flux destiné à être utilisé comme combustible dérivé de déchets (CDD) (Caputo & Pelagagge, 2002; Palmer, 1999; Shih & Lee, 2007).

Plus récemment, une chercheuse de l'équipe du MIT précédemment mentionnée a développé une méthodologie qui permet d'automatiser ce processus d'optimisation. Elle consiste à utiliser un algorithme génétique pour générer un liste de configurations efficaces d'une chaîne de tri et les tester pour identifier celles qui répondent le mieux aux critères de sélections choisis (Testa, 2015).

Ces études portant sur l'efficacité des unités de tri et la séquence de tri amènent un niveau de détail supplémentaire qui n'est pas retrouvé dans les études sur le tri des résidus de CRD, lesquels se limitent souvent à une analyse plus globale des opérations de tri. Cette étude détaillée permet une meilleure compréhension des opérations de tri ainsi que l'optimisation du système de gestion afin d'obtenir certaines caractéristiques recherchées dans les flux sortants tout en augmentant le taux de récupération des matières résiduelles.

2.6 La modélisation des systèmes de gestion des matières résiduelles

La section précédente a permis de constater la diversité des études qui ont été faites en vue d'optimiser les systèmes de gestion des matières résiduelles. La plupart de ces études développent un modèle afin de répondre aux questions qu'elles abordent.

La présente section adresse donc le développement de ces modèles. Plusieurs aspects y seront abordés. Tout d'abord, la modélisation des flux de masse en explorant les différentes approches utilisées pour modéliser le tri d'une chaîne de tri dans son ensemble, puis les méthodes employées pour déterminer les efficacités de tri des divers équipements constituant une chaîne de tri. Seront ensuite adressées la modélisation des flux économiques et les approches utilisées à cette fin.

2.6.1 Modélisation des flux de masse dans un centre de tri de matière résiduelle

Plusieurs méthodes sont utilisées dans la littérature pour prédire la répartition des matières entre les différents flux sortants d'une chaîne de tri. Certaines approches sont plus détaillées que d'autres, mais toutes ont pour but d'évaluer le taux de récupération de la chaîne de tri.

Parmi les méthodes les plus simples, on retrouve celle utilisée par Cimpan dans son étude sur la rentabilité et les économies d'échelles des centres de tri. L'auteur utilise une efficacité de tri globale par usine de tri basée sur le niveau d'automatisation de la chaîne de tri (Cimpan, Maul, Wenzel, & Pretz, 2016). Bien que cette méthode ait l'avantage d'être simple et rapide à implanter, elle limite la capacité d'analyse de la performance d'une chaîne de tri. Cette méthode est donc appropriée à une étude macro, mais ne convient pas à une étude détaillée d'une chaîne de tri.

Pressley et Combs, à trois ans d'intervalle, utilisent une approche similaire afin de permettre une étude détaillée d'une chaîne de tri. Ils séparent la chaîne de tri en une série d'unités de séparation. Chacune de cette unité a deux sorties, une dédiée à sa matière cible et l'autre pour le reste de la matière. Les auteurs utilisent ensuite des efficacités de tri pour chacune des unités de tri. Ces efficacités décrivent l'habileté des unités à récupérer leur matière cible respective (Combs, 2012; Pressley et al., 2015). Cette méthode, bien qu'elle permette une analyse détaillée d'une chaîne de tri, ne permet toutefois pas de connaître le taux de contamination des matières triées puisque les efficacités de tri ne donnent pas d'information sur la sortie empruntée par les matières non ciblées dans les unités de tri.

Diaz, Savage et Golueke sont parmi les premiers à présenter des efficacités de séparation pour les différents équipements d'une chaîne de tri de matières résiduelles. Ces coefficients de séparation sont basés sur des bilans de masse entre les différentes sorties d'un équipement. Chaque unité de tri a son propre ensemble de coefficients. Dans cet ensemble, chacune des catégories de matière étudiées se voit attribuer un coefficient de séparation unique, ce qui permet de prédire la contamination des flux sortants (Diaz, Savage, & Golueke, 1982). La méthode et les coefficients développés par Diaz et al. ont beaucoup été réutilisés par d'autres auteurs en raison de leur capacité à permettre une analyse détaillée de la séparation des matières sur une chaîne de tri. Caputo utilise notamment ces derniers dans l'optimisation d'une chaîne de tri et de traitement de matières résiduelles afin d'obtenir un flux sortant avec certaines caractéristiques recherchées (Caputo & Pelagagge, 2002). Les coefficients de séparation de Diaz et al. ont aussi été employés dans des approches originales comme celle employée par Palmer en 1999. L'auteur combine ces derniers avec une série d'expressions conditionnelles sous la forme de « if–then–else » qui, lorsque satisfaites, mènent à une expression mathématique calculant la masse de matière récupérée (Palmer, 1999). Ces diverses techniques inspirées des travaux de l'équipe de Diaz sont toutefois limitées aux efficacités de tri retrouvées dans la littérature, ce qui peut introduire des incertitudes

considérables dans certains cas lorsque les caractéristiques de la chaîne de tri modélisée diffèrent du contexte de développement des coefficients de séparation.

Une équipe de recherche allemande a récemment publié un article dans lequel elle présente une méthode permettant de générer de nouveaux coefficients de séparation propres à la chaîne de tri étudiée. Ces coefficients sont calculés à partir de données empiriques de caractérisation des flux de matière. Elle utilise la masse et la composition du flux entrant ainsi que celles des flux sortants d'une unité de tri pour en calculer les différents coefficients de séparation (Feil et al., 2017). Cette approche nécessite toutefois la caractérisation de flux de matière au centre d'une chaîne de tri, lesquels sont souvent inaccessibles.

Au même moment, une équipe de recherche du MIT, développe un modèle et une méthode de calcul permettant de calculer les coefficients de séparation de chacune des unités de tri sur une chaîne en utilisant uniquement la caractérisation des flux entrants et sortants de cette dernière (Testa, 2015). Cette méthode de calcul permet d'éliminer la nécessité de caractériser des flux de matière au centre d'une chaîne de tri. Une autre chercheuse de la même équipe vient renforcer la compréhension des coefficients de séparation en étudiant les facteurs pouvant influencer la performance d'une unité de tri, et donc ses coefficients de séparation (Wolf, 2011).

2.6.1.1 L'efficacité des équipements de tri

Les différentes techniques de modélisation des chaînes de tri présentées dans la section précédente attribuent pour la plupart des efficacités de séparation aux différentes unités de la chaîne de tri étudiée. On retrouve dans la littérature plusieurs approches pour déterminer ces efficacités. Parmi ces dernières, trois sont plus fréquemment utilisées. La première d'entre elles est dite phénoménologique et est basée sur les propriétés physiques et chimiques des matières ainsi que sur les principes de fonctionnement des unités de tri. Les deux autres sont basées sur des coefficients de séparation. Dans un cas les coefficients proviennent de la littérature et dans l'autre ils proviennent de données empiriques. Chacune de ces méthodes comporte des avantages et des inconvénients. Elles sont toutes trois détaillées dans les paragraphes qui suivent.

La première méthode consiste à utiliser une modélisation phénoménologique des unités de tri. Cette modélisation, qui prend souvent la forme d'une série d'équations mathématiques, nécessite une connaissance approfondie de l'équipement et du processus de tri ayant cours au sein de l'équipement. Certains modèles plus détaillés permettent de prendre en compte la composition et

les caractéristiques de la matière entrante (ex. densité, granulométrie, etc.) ainsi que les conditions d'opération (ex. débit de matière, vitesse de l'air) spécifiques au cas étudié (Girard, 2018). Cependant, l'utilisation de ce type de modèle requiert d'avoir à disposition des informations détaillées sur la matière triée et sur les conditions d'opération. Il est aussi nécessaire d'avoir un modèle qui corresponde à l'équipement utilisé, par exemple l'utilisation d'un modèle de crible rotatif pour étudier un tamis vibrant à doigts est inadéquate, même si ces deux équipements visent à séparer la matière en fonction sa granulométrie. De plus, la capacité de cette méthode à prédire la séparation des résidus de façon fidèle tout en tenant compte des contaminants est conditionnelle à la capacité de du dit modèle de prendre en compte toutes les interactions entre la matière et l'équipement, mais aussi entre les matières elles-mêmes.

La deuxième méthode consiste à utiliser les coefficients de séparation tels que trouvés dans la littérature. Cette approche est rapide, simple et nécessite relativement peu de ressources. Toutefois, au meilleur de la connaissance de l'auteur au moment de la rédaction, il existe un nombre limité de publications présentant des coefficients de séparation, particulièrement pour certains équipements plus spécifiques ou rarement utilisés. Ce nombre limité de sources s'ajoute au fait que certains coefficients sont repris par divers auteurs au fils des ans, et ce, sans bonification aux données initiales. C'est le cas de plusieurs études (Caputo & Pelagagge, 2002; Palmer, 1999; Rhyner, Schwartz, Wenger, & Kohrell, 1995; UN Environment Programme & CalRecovery inc., 2005) qui utilisent, exclusivement ou en partie, un ensemble de données publiées à l'origine en 1982 par Diaz et al. (Diaz et al., 1982). De plus, lorsque de nouveaux coefficients sont présentés, il n'est pas toujours spécifié comment ils ont été produits (ex. jugement d'expert, à partir de données empiriques, etc.) ni dans quelles conditions. Il peut donc s'avérer difficile d'évaluer si l'utilisation de ces coefficients dans un contexte donné est appropriée ou non. Finalement, il est fréquent que les coefficients de séparation présents dans la littérature ne tiennent pas compte de la proportion de contaminants entraînés avec la matière cible, laissant ainsi transparaître que la matière extraite par l'équipement de tri est pure à 100 %, ce qui est rarement le cas.

La troisième méthode permet de pallier les inconvénients de la précédente en développant de nouveaux coefficients de séparation à partir de données provenant de la chaîne de tri étudiée ou d'une autre similaire. Cette méthode assure donc l'applicabilité des coefficients développés dans la modélisation de cette dernière. Le développement de ces coefficients peut se faire à partir de la caractérisation des flux sortants, comme expliqué par Testa de l'équipe de recherche du MIT

(Testa, 2015). Bien que cette méthode permette d'obtenir des coefficients de séparation de qualité, elle requiert néanmoins la caractérisation de nombreux flux de matière, ce qui nécessite beaucoup de temps et de ressources.

2.6.2 Étude économique des centres de tri

Les flux économiques sont souvent pris en compte et analysés dans les études portant sur les centres de tri de matières résiduelles. Klimpel souligne l'important de considérer les flux économiques dans la conception d'un centre de tri afin d'évaluer sa rentabilité, mais aussi pour déterminer quelle serait l'option la moins coûteuse pour rendre ce dernier rentable (Klimpel & Aplan, 1991). Plusieurs études ont en effet été menées sur l'évaluation de la rentabilité d'un centre de tri. Ces études utilisent les flux économiques pour comparer notamment la rentabilité de divers centres de tri dont le niveau d'automatisation et la taille varient, ou encore l'impact de l'incertitude des données dans l'évaluation de la rentabilité d'un centre de tri (Cimpan et al., 2016).

Parmi les flux économiques modélisés, on retrouve les coûts associés à l'acquisition et la maintenance des infrastructures et des équipements, aux salaires des employés, au transport et à la vente des matières triées, ainsi que les coûts associés aux énergies consommées, telles que l'électricité et le diesel (Caputo & Pelagagge, 2001; Combs, 2012; Girard, 2018; Pressley et al., 2015).

2.7 Synthèse critique de la littérature sur les systèmes de gestion des matières résiduelles

La revue de littérature qui précède a permis de mieux comprendre le système de gestion des résidus de CRD actuellement en place au Québec. Par la suite, l'exploration de diverses études portant sur l'optimisation des systèmes de gestion a permis de constater la grande variété des aspects abordés. Finalement, le recensement des différentes méthodes de modélisation des flux massiques et économiques impliqués dans le tri des matières résiduelles a révélé que de nombreux outils, nécessaires à la modélisation de ce tri et aux prises de décision, sont déjà à la disposition des chercheurs dans le domaine.

Toutefois, les études effectuées jusqu'à maintenant sur les résidus de CRD et les autres types de matières résiduelles laissent derrière elles encore beaucoup de questions sans réponse. Quelles sont

les limites des améliorations apportées par l'automatisation du tri par rapport à un tri manuel ? Est-ce qu'il existe des technologies de tri suffisamment performantes pour remplacer les trieurs manuels, et ce, dans toutes les conditions d'opérations retrouvées dans les centres de tri ? Est-ce qu'il existe des catégories de matière ou des situations pour lesquelles il reste préférable d'employer des trieurs manuels ? Comment peut-on optimiser le système de collecte, au-delà de la simple collecte en bordure de rue ? Quelles sont les limites du prétri qui est effectué en écocentre ? Dans quels cas ou pour quelles matières serait-il préférable de ne pas effectuer de prétri en écocentre ? Quelle est l'influence des marchés sur les stratégies de tri et de gestion employées dans les écocentres et les centres de tri ? Comment concevoir des systèmes de gestion intégrés et optimaux pour les résidus de CRD ? Ce ne sont là que quelques-unes des questions auxquelles font face les décideurs dans le domaine de la gestion des matières résiduelles ; des questions qui ont un impact considérable sur la façon dont les matières résiduelles sont gérées.

À la lumière de ces nombreuses questions, le développement d'un nouvel outil d'aide à la prise de décision, accompagné d'un cadre méthodologique, apparaît nécessaire. Celui-ci comprendra une modélisation détaillée du centre de tri à l'étude, ce qui permettra aux gestionnaires de centres de tri de sélectionner les technologies de séparation optimales en fonction de leur chaîne de tri et du marché local. Il comprendra aussi la modélisation des écocentres et du système de collecte afin de permettre aux administrateurs des écocentres d'améliorer les opérations de tri effectuées par les citoyens en fonction du centre de tri qui recevra par la suite ces résidus. Ultimement, étant donné qu'il mettra en relation ces différents sous-systèmes, ce nouvel outil permettra d'optimiser le système de gestion des résidus de CRD dans son ensemble afin qu'il soit plus rentable et qu'il maximise la récupération de ces matières.

CHAPITRE 3 OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE

La première partie de ce troisième chapitre présente les questions de recherche et les objectifs sur lesquels a été basé ce projet. La deuxième partie traite du cadre méthodologique utilisé pour brosser le portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD dans la province. Et finalement, la troisième partie présente les grandes étapes qui constituent le développement de l'outil d'aide à la prise de décision.

3.1 Objectifs et questions de recherche

Au Québec, on note un faible taux de valorisation pour les résidus de CRD provenant du segment bâtiment. De nombreux décideurs s'emploient à corriger cette situation via l'amélioration du système de gestion des résidus de CRD dans la province. Ces derniers travaillent à plusieurs niveaux différents. Il peut s'agir de gestionnaires d'écocentres ou de centres de tri, d'employés municipaux ou de régies intermunicipales, de propriétaires de centres de réemploi ou de compagnies de transport de matières, d'employés de RECYC-QUÉBEC, etc. Afin d'améliorer le système de gestion des résidus de CRD, ces décideurs doivent régulièrement prendre des décisions en lien avec des questions comme celles soulevées précédemment à la section 2.7. Ils font face à de nombreuses variables qui interagissent entre elles de façon complexe et ils ne disposent souvent pas de toutes les informations nécessaires à l'identification du choix optimal. Par conséquent, le problème qui fait l'objet de ce mémoire est le manque d'outil d'aide à la prise de décision propre à la gestion des résidus de CRD au Québec. Cette problématique est adressée en explorant les deux questions de recherche suivantes :

1. Comment sont actuellement générés et gérés les résidus de CRD dans la province ?
2. Comment peut-on faciliter la prise des décisions concernant le système de gestion des résidus de CRD ?

L'objectif général du mémoire est donc de développer un outil d'aide à la prise de décision spécifique à la gestion des résidus de CRD au Québec. Cet objectif général se divise en quatre sous-objectifs, soit :

1. Brosser un portrait de la génération et du traitement de fin de vie actuel des résidus de CRD au Québec pour en permettre la visualisation ;

2. Modéliser le flux des matières au travers des différents acteurs du système de gestion des résidus de CRD au Québec ;
3. Développer un modèle des flux économiques présents dans le système de gestion des résidus de CRD au Québec ;
4. Mettre en application l'outil en évaluant l'impact économique et sur le taux de récupération de diverses modifications au système de gestion actuellement en place.

3.2 Méthodologie du portrait

Afin de répondre au premier sous-objectif de recherche, un portrait des résidus de CRD au Québec a été développé. Ce dernier a pour but de réunir les sources traitant des résidus de CRD au Québec et à les organiser de façon cohérente et visuelle afin d'obtenir un portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD dans la province. Il repose donc notamment sur les sources présentées dans les sections 2.1 et 2.2 de la revue de littérature.

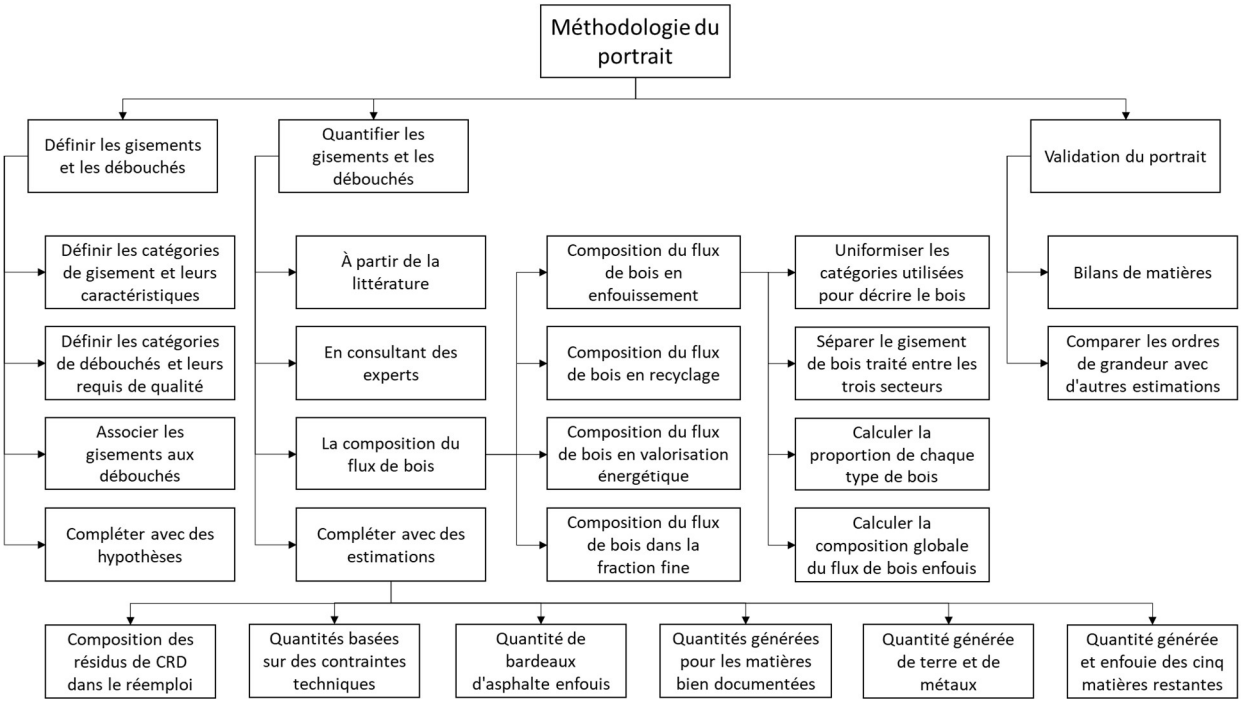


Figure 3.1 Méthodologie du portrait

Le diagramme présenté à la Figure 3.1 illustre la méthodologie employée afin de brosser le portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD au Québec. Les sections qui suivent présentent chacune des étapes visibles sur le diagramme. La première étape vise à bâtir le squelette du portrait

en définissant les catégories de gisement et de débouchés et en établissant la liste de leurs caractéristiques ou requis de qualité. Cette étape permet aussi d'associer les différents gisements avec leurs débouchés respectifs. La deuxième étape a pour but de quantifier chacune des catégories définies jusque là. Pour ce faire, les données disponibles dans la littérature seront d'abord utilisées. Puis des experts seront consultés afin de fournir des informations complémentaires. Ensuite, la composition du flux de bois, un matériau important dans les résidus de CRD du segment bâtiment, sera calculée à partir de données relatives à ses divers débouchés. Finalement, les quantités manquantes seront obtenues à l'aide de calculs et d'hypothèses supplémentaires. La troisième et dernière étape du développement du portrait consiste à valider les résultats obtenus avec ce dernier.

3.2.1 **Définir les gisements et les débouchés**

Pour débuter, il est nécessaire de bien définir la liste et les caractéristiques des matières comprises dans les résidus de CRD et de les réunir en catégories de matière. Les sources présentées dans le Chapitre 2 ont été utilisées à cette fin. Le guide d'information publié par RECYC-QUÉBEC en 1999 ainsi que la revue de littérature produite par Colin Jeffrey en 2011 (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 1999) sont les deux sources qui ont principalement été utilisées dans ce but. Le même exercice a été fait afin de définir les catégories de débouchés et d'associer les différents gisements avec ses débouchés correspondants (Jeffrey, 2011; RECYC-QUÉBEC, 2017). De nombreuses autres sources ont servi à bonifier ces deux premières sources en ajoutant des détails notamment sur les requis de qualité et les limitations des débouchés. Parmi les autres sources, on retrouve l'étude sur la fraction fine et celle sur le gypse qui sont toutes deux des études québécoises récentes (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017; Deloitte, 2018). Les informations qu'elles contiennent ont pu être utilisées telles quels dans le portrait. En revanche, les résultats provenant d'autres études comme celles sur la fraction fine publiées par Townsend, professeur affilié à l'université de Floride, ont dû être adaptés au cadre réglementaire et à la réalité des marchés québécois (Townsend et al., 2018).

Quelques hypothèses ont été utilisées dans l'association entre les résidus de CRD et leurs débouchés. La première vise à limiter les possibilités en ce qui concerne le recyclage du bardeau d'asphalte en enrobé bitumineux afin d'être plus fidèle à la réalité du marché. Elle stipule que le bardeau d'asphalte, contrairement à l'enrobé bitumineux, ne peut être recyclé qu'en centrale, et non sur place, et uniquement avec des procédés à chaud (Hypothèse P01). Une autre hypothèse a

été posée afin d'encadrer les débouchés du bois pourri puisque l'utilisation de ces derniers dans la fabrication de nouveaux produits réduirait la durée de vie de celui-ci et affecterait ses caractéristiques (Hypothèse P02). La dernière hypothèse utilisée dans l'association entre les résidus de CRD et leurs débouchés est que le bois inclus dans la sous-catégorie « déconstruit » n'a qu'un seul débouché, soit la réutilisation et qu'il est le seul type de bois ayant accès à ce débouché (Hypothèse P03). Une hypothèse équivalente a été posée concernant le tapis issu de la déconstruction (Hypothèse P04). Toutes les hypothèses sont présentées à l'annexe A.

3.2.2 Quantifier les gisements et les débouchés

Une fois la nature des résidus de CRD et de leurs débouchés bien connue, il est nécessaire de quantifier ces derniers. Pour ce faire, différentes sources d'information et méthodes ont été employées. Comme présenté dans le diagramme de la Figure 3.1, les informations déjà disponibles dans la littérature ont d'abord été utilisées. Ensuite, des entretiens avec des experts du milieu ont permis de compléter certaines informations. Puis, la composition du flux de bois a été estimée. Finalement, des hypothèses ont été posées et des calculs d'estimations ont été effectués afin de compléter les informations manquantes dans le portrait.

3.2.2.1 À partir de la littérature

Une fois les gisements et les débouchés définis, les quantités de matières générées puis traitées dans chaque débouché ont été déterminées. Il existe de nombreuses sources traitant des quantités de résidus de CRD au Québec. Certains critères ont toutefois dû être appliqués pour sélectionner les sources à utiliser. Par exemple, les tonnages qui incluaient le segment infrastructure et dont la présentation des données ne permettait pas de séparer les quantités entre les segments infrastructure et bâtiments ont été mis de côté. C'est notamment le cas pour les quantités d'enrobé bitumineux présentées dans le portrait (3R MCDQ, 2015; Bitume Québec, 2010). D'autres tonnages encore n'ont pas été pris en compte en raison de leur limitation à une région spécifique du Québec, laquelle n'est pas nécessairement représentative du reste de la province, ou encore dans les cas où des sources plus récentes ou plus robustes existaient.

Les sources ainsi retenues ont ensuite été intégrées telles quelles au portrait, ou bien soumises à des modifications pour les rendre compatibles avec le reste des données utilisées. Parmi les sources retenues, les quantités de gypse présentées dans l'étude sur le gypse résiduel au Québec sont les

seules à avoir été intégrées sans modification dans le portrait (Deloitte, 2018). De plus, il a été estimé que les débouchés du gypse qui ne sont pas quantifiés dans ce rapport sont marginaux (Hypothèse P05).

Une autre source de données retenue est une étude sur la récupération des bardeaux d'asphalte au Québec. Elle utilise des données de Statistique Canada datant de 1996 et 1999 pour produire une estimation de la quantité de résidus de bardeau d'asphalte généré annuellement dans la province. La méthodologie et les hypothèses de l'auteur ont été appliquées aux données de Statistique Canada de 2016 et 2018 afin de mettre à jour ces quantités (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000). Cette méthodologie produit deux estimations. La moyenne de ces deux estimations est considérée comme étant représentative de la quantité de bardeaux d'asphalte résiduels générés (Hypothèse P06).

Les données retrouvées dans le bilan 2015 de RECYC-QUÉBEC ont aussi été utilisées dans le portrait. Ce bilan contient des informations sur la quantité de matière transitant par les centres de tri de résidus de CRD et les quantités de matière acheminées au recyclage et en valorisation par ces derniers. Ces informations ont été obtenues par le biais d'un sondage auprès des centres de tri de résidus de CRD de la province (RECYC-QUÉBEC, 2017). Ces données ont été jumelées à quelques hypothèses. Tout d'abord, basée sur l'hypothèse que l'échantillon (c.-à-d. les centres de tri ayant répondu au sondage) est statistiquement représentatif de la population (c.-à-d. l'ensemble des centres de tri de résidus de CRD du Québec), une règle de proportionnalité a été utilisée pour estimer les quantités recyclées et valorisées de chacune des matières à l'échelle du Québec (Hypothèse P07). Ensuite, il a été déterminé que les agrégats exportés ou dont le débouché n'est pas spécifié ont été recyclés (Hypothèse P08). Une hypothèse similaire a été posée concernant les métaux (Hypothèse P09).

Les données provenant du rapport sur la fraction fine ont aussi été intégrées au portrait. Elles résultent d'une cueillette d'information et d'échantillons menée auprès de 18 centres de tri de résidus de CRD. Les résultats de cette étude comprennent notamment la proportion de fraction fine dans les sortants de ces centres de tri ainsi que la composition détaillée de ce flux de matière (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017). Une hypothèse a été posée, relativement à ces résultats, selon laquelle l'échantillon utilisé est statistiquement représentatif de la population (c.-à-d. l'ensemble des centres de tri de résidus de CRD du Québec) (Hypothèse P10). Cette

hypothèse a permis de croiser les résultats de cette étude avec les tonnages totaux de résidus de CRD transitant par les centres de tri de la province tels que présentés dans le bilan 2015 de RECYC-QUÉBEC (RECYC-QUÉBEC, 2017). Cette opération a permis d'obtenir une estimation de la quantité de chaque catégorie de matière se retrouvant dans la fraction fine ainsi que le tonnage total de fraction fine utilisée en recouvrement journalier dans les lieux d'enfouissement du Québec. De plus, en se basant sur les photos annexées au rapport, il a été estimé que la catégorie de matière « autres » était constituée, à parts égales, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale (Hypothèse P11).

Les données sur l'enfouissement présentées dans les bilans 2011 et 2018 de RECYC-QUÉBEC ont été utilisées afin d'estimer le tonnage enfoui de diverses matières comprises dans les résidus de CRD. Les hypothèses P12 à P18 présentées à l'annexe A ont aussi été utilisées à cette fin. Les quantités enfouies d'agrégats, de terre, d'enrobé bitumineux, de bardeaux d'asphalte, de tuiles acoustiques, de toiture plate et de laine minérale n'ont toutefois pas pu être déterminées avec les informations des bilan 2011 et 2018 puisque ces informations sont agrégées. Des estimations supplémentaires seront présentées dans la section 3.2.2.4 afin de déterminer la quantité enfouie de ces matières.

3.2.2.2 En consultant des experts

Au Québec, il existe de nombreuses personnes qui travaillent, de près ou de loin, dans la gestion des résidus de CRD. Ces personnes connaissent bien ces matières et le marché auxquelles elles sont destinées. De plus, elles ont souvent accès à des informations qui ne sont pas documentées dans la littérature.

Dans le cadre du présent exercice, des experts ont été consultés dans le but d'obtenir des quantités manquantes, de pointer les débouchés qui sont marginaux dans la province, de connaître les tendances qui se dessinent sur le marché des résidus de CRD, d'en apprendre davantage sur des pratiques propres aux résidus de CRD et de valider certaines hypothèses (Bellerose, 2019; Bernardin, 2018; Chamard, 2018). Les informations partagées par ces experts ont été introduites dans la revue de littérature et sont présentées à l'annexe B.

3.2.2.3 La composition du flux de bois

Le bois est la deuxième composante, après les agrégats, la plus utilisée dans les constructions du segment bâtiment au Québec. Cependant, comme les propriétés des différents types de bois impactent considérablement son traitement de fin de vie, il est important de bien connaître la composition et les tonnages associés à ces différentes catégories. Les détails de cette démarche sont présentés dans l'annexe C. Cette sous-section présente les étapes générales nécessaires pour obtenir ces informations. La Figure 3.2 met en évidence ces étapes dans le diagramme de la méthodologie complète du portrait.

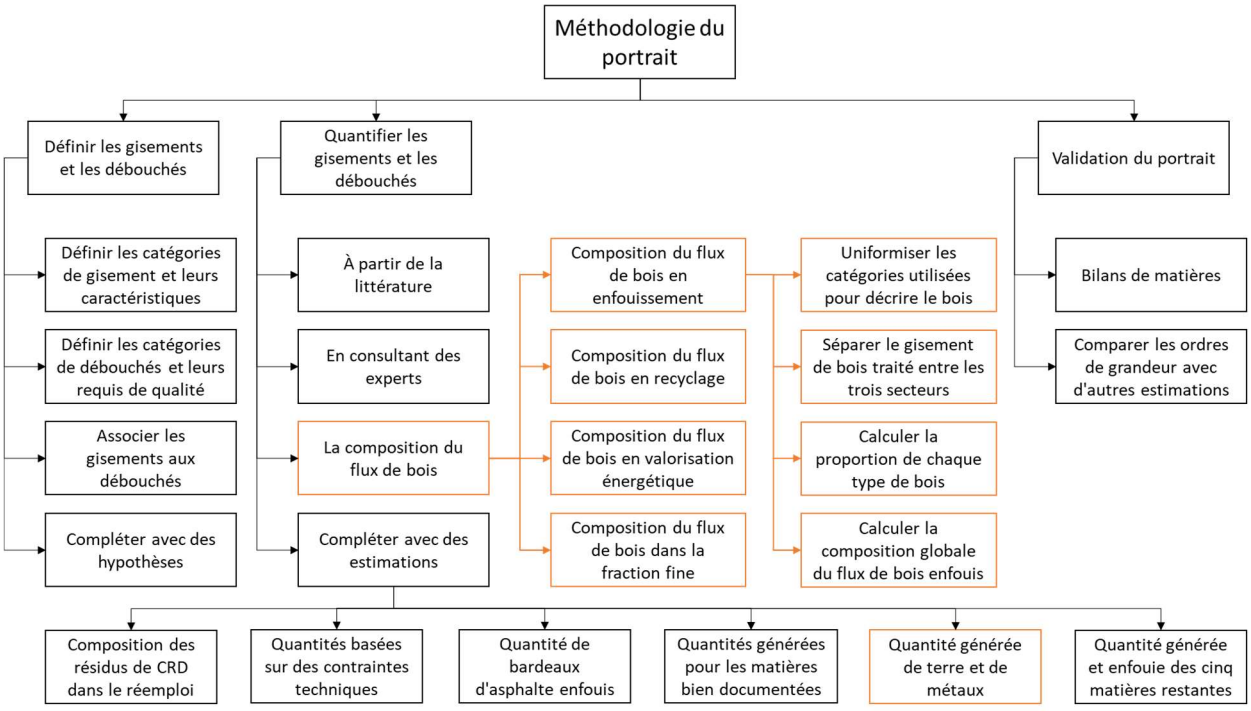


Figure 3.2 Méthodologie du portrait — « La composition du flux de bois »

La détermination de la composition du flux de bois dans les résidus de CRD se fait en quatre grandes étapes. Il s'agit en fait d'estimer la quantité et la composition du flux de bois assimilé par chacune de ces trois grandes familles de débouchés, soit l'enfouissement, le recyclage et la valorisation énergétique, ainsi que celles du bois se retrouvant dans la fraction fine. La démarche utilisée dans l'estimation de chacune est détaillée dans les paragraphes qui suivent.

La quantité totale de bois de CRD enfoui peut être calculée à partir de l'hypothèse P12 et du bilan 2018 (RECYC-QUÉBEC, 2019). La composition du flux de bois de CRD éliminé, pour sa part, reste à déterminer. Elle diffère entre les trois secteurs de génération des matières résiduelles au

Québec, soit le secteur résidentiel, le secteur de la CRD et les ICI. La composition du flux de bois éliminé par chacun de ces trois secteurs soit donc être déterminée. Le bilan 2011 donne la quantité totale de bois enfoui par chacun des trois secteurs, mais ne donne la composition de ce bois que pour le secteur de la CRD (RECYC-QUÉBEC, 2013). Une méthodologie en quatre étapes est utilisée afin de déterminer la composition du bois enfouis par le secteur résidentiel et les ICI. Tout d'abord, les cinq catégories de bois utilisées dans la caractérisation du bilan 2011 ont été modifiées afin de correspondre aux six catégories utilisées dans ce projet-ci. Ensuite, la provenance du gisement de bois traité enfoui a été répartie entre les trois secteurs de génération des matières résiduelles puisque cette matière n'est pas générée de façon proportionnelle entre ces derniers (Bellerose, 2019). Par la suite, grâce aux étapes précédentes, il est possible de calculer la composition des flux de bois enfouis par le secteur résidentiel et les ICI. Finalement, les compositions de bois enfoui par chacun des trois secteurs sont réunies afin d'obtenir la composition globale du flux de bois enfoui au Québec.

Le recyclage du bois comporte plusieurs requis de qualité. Ces derniers ont été utilisés afin de déterminer quels types de bois ne sont techniquement pas acceptés par les recycleurs et quelles sont les limitations en vigueur concernant les types de bois qui sont acceptés. Ces contraintes ont ensuite été traduites en une estimation de la composition du flux de bois recyclé.

La valorisation énergétique du bois comporte moins de restrictions que son recyclage. Il n'est donc pas possible d'utiliser les requis de qualité afin d'estimer la composition du flux de bois destiné à la valorisation énergétique. C'est pourquoi celle-ci a été basée sur l'observation du système de gestion ainsi que les pratiques de tri les plus répandues dans l'industrie.

La composition du bois retrouvé dans la fraction fine a été estimée selon la même méthode que pour la valorisation énergétique. C'est-à-dire que les pratiques de tri et de gestion les plus répondues dans les centres de tri ont été utilisées pour déterminer la composition de ce flux de bois.

Finalement, ces quatre compositions ont été combinées pour estimer la composition globale du bois de CRD généré au Québec. Les résultats de cet exercice sont présentés dans la section 5.5.

3.2.2.4 Compléter à l'aide de calculs et d'hypothèses

Dans les sections précédentes, les informations disponibles dans la littérature ont été exploitées à leur plein potentiel. Les quantités manquantes dans le portrait nécessitent maintenant des

hypothèses et des calculs plus élaborés afin d'être estimées. Cette section-ci détaille les démarches qui ont mené à la complétion du portrait. Celle-ci se divise en six étapes, telles que mises en évidence dans le diagramme de la Figure 3.3. La première consiste à déterminer la composition du flux de résidus réutilisés. La deuxième étape a pour but d'identifier, notamment, les débouchés qui sont négligeables en se basant sur des contraintes techniques et sur les pratiques courantes observées dans le système de gestion des résidus de CRD. L'étape suivante vise à estimer la quantité de bardeaux d'asphalte enfouis. La quatrième étape consiste à quantifier la génération de diverses catégories de matière en sommant les quantités acheminées vers chacun de ses débouchés. Étant donné qu'il n'est pas possible de procéder ainsi pour chaque matière, la cinquième étape a pour objectif de déterminer la quantité de terre et de métaux générée. Finalement, la dernière étape consiste à calculer les quantités générées et enfouies d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale à l'aide des données obtenues jusque-là.

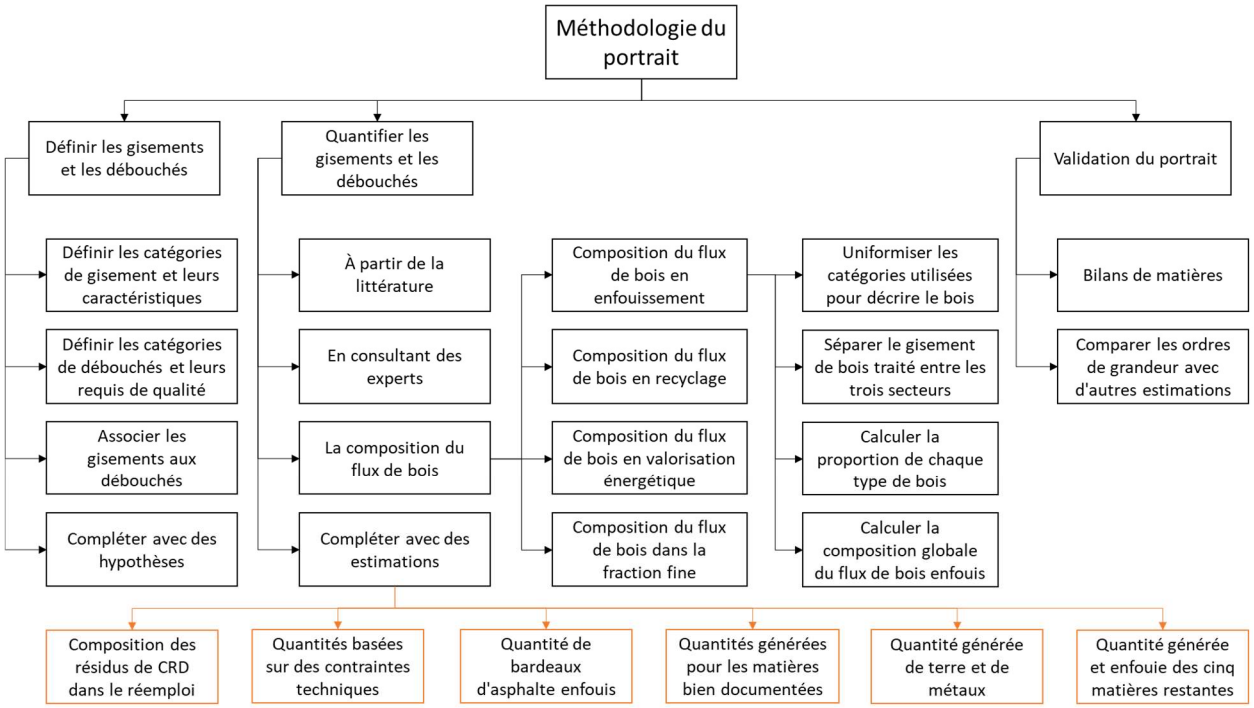


Figure 3.3 Méthodologie du portrait — « Compléter avec des estimations »

Tout d'abord, un faible tonnage de certaines matières est acheminé en réemploi annuellement. Ce tonnage est estimé à 1 800 t par an, mais la composition de ces matières reste incertaine (Luc Vachon et al., 2009). La première étape vise à déterminer cette composition. Une hypothèse a donc été posée selon laquelle la composition des matières passant par le centre de réemploi de

l'écocentre La Salle à Montréal est représentative de la composition des matières passant par l'ensemble des centres de réemploi de la province (Hypothèse P26). Le tonnage annuel de résidus de CRD réutilisé a donc ainsi pu être séparé entre 6 différentes catégories de matière.

Lors de la deuxième étape, basé entre autres sur des observations du marché et les contraintes techniques des débouchés, plusieurs d'hypothèses ont été posées afin d'obtenir les quantités manquantes pour certains débouchés. Il s'agit des hypothèses P27 à P33 présentées à l'annexe A.

La troisième étape concerne les bardeaux d'asphalte. Leur quantité générée a déjà été déterminée à l'aide d'une méthode d'estimation présentée dans la section 3.2.2.1 (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000). Cette quantité a été utilisée pour calculer la quantité de bardeaux d'asphalte enfouis, c'est-à-dire la différence entre la quantité générée et la somme des autres débouchés de cette matière.

Les étapes précédentes ont permis de quantifier la majorité des débouchés. La quatrième étape consiste à estimer le tonnage généré pour plusieurs catégories de matière en sommant les quantités attribuées à chacun des débouchés d'une catégorie de matière donnée. Ceci n'a toutefois pas pu être fait pour la terre et les métaux en raison de l'importante quantité de ces matières qui est acheminée directement vers les recycleurs sans passer par le centre de tri. De même, la quantité générée et enfouie de résidus d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de tuiles acoustiques, de toiture plate et de laine minérale n'a pas pu être calculée puisque la quantité de ces matières qui est enfouie reste inconnue.

La cinquième étape a pour objectif de déterminer la quantité générée de terre et de métaux. Pour ce faire, des estimations de composition globale des résidus de CRD au Québec ont été utilisées. En effet, bien qu'il n'y ait pas de quantité officielle de résidus de CRD générés par le segment bâtiment dans la province, certains auteurs ont produit des estimations de la composition globale de ces résidus. Ces estimations tirées de la littérature ont été croisées avec les quantités de résidus générés connues jusqu'ici afin de produire une estimation de la quantité totale de résidus de CRD générés par le segment bâtiment, puis estimer les quantités propres à la terre et aux métaux. Les détails de ce calcul ainsi que les hypothèses utilisées sont présentés dans l'annexe C.

À ce point, les seules quantités manquantes sont les quantités générées et enfouies d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale. La sixième étape consiste à obtenir ces dernières informations manquantes. Ces quantités ont été calculées à partir

des quantités générées et enfouies obtenues jusqu'à maintenant. Cela a permis le développement de deux équations. La première est basée sur les tonnages de matière enfouie et la deuxième sur les tonnages de résidus de CRD générés. Ces équations et les détails du calcul sont présentés à l'annexe C. Selon les résultats, 1 737 332 t de résidus d'agrégats seraient générées annuellement au Québec et 20 539 t d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale chacun serait enfouies chaque année.

3.2.3 Validation du portrait

La validation du portrait consiste principalement à effectuer divers bilans de matière afin de s'assurer que les entrants balancent avec les sortants. Pour ce faire, il a été vérifié que la quantité totale de résidus de CRD générés était égale à la quantité totale de matière absorbée par le marché. Cet exercice a ensuite été répété pour chaque matière individuellement. Par la suite, la quantité totale de résidus générés ainsi que celle pour certaines matières, notamment le bois, ont été comparées à diverses estimations produites dans les dernières années (Luc Vachon et al., 2009; RECYC-QUÉBEC, 2009; SECOR & 3R MCDQ, 2011) dans le but de vérifier que les ordres de grandeur étaient bons.

3.3 Méthodologie du développement de l'outil d'aide à la prise de décision

Afin de répondre aux sous-objectifs 2 et 3 de ce projet de recherche, le système de gestion des résidus de CRD au Québec a été modélisé. Ce modèle, une fois complété, formera l'outil d'aide à la prise de décision. Les paragraphes qui suivent présentent les grandes lignes de la méthodologie employée pour développer ce modèle. Les détails de la modélisation se trouvent dans le Chapitre 4, lequel est dédié à la présentation de cette dernière.

Le modèle est constitué de deux grandes parties. La première est dite « modélisation des flux massiques ». Elle dicte le mouvement des flux de matière au sein du système de gestion ainsi que la séparation de cette matière. La deuxième partie est une modélisation des flux économiques. Elle permet d'évaluer certaines dépenses ainsi que les revenus associés aux activités des écocentres et du centre de tri de résidus de CRD.

Tout d'abord, les flux de masse dans les centres de tri ont été modélisés en Python. Ce dernier permet de suivre la séparation des matières dans les divers équipements du centre de tri. Étant donné que ce modèle nécessite des coefficients de séparation pour fonctionner, une synthèse des coefficients trouvés dans la littérature a été faite. Cette synthèse a révélé le besoin de produire de nouveaux coefficients de séparation. La chaîne de tri de CRD de Valoris, à Sherbrooke, a donc été étudiée dans le but de générer ces nouveaux coefficients. Cette étude a aussi permis de développer une nouvelle méthodologie de caractérisation par image, laquelle est détaillée dans l'annexe D. Par la suite, les nouveaux coefficients de séparation ont été intégrés à la modélisation du Centre de tri désigné dans l'étude de cas, laquelle porte sur le système de gestion des résidus de CRD municipaux de la Ville de Montréal. Finalement, la composition de la matière reçue par le Centre de tri a été déterminée.

Par la suite, en ce qui a trait à la partie traitant des flux économiques, son développement a débuté par l'élaboration des scénarios qui seront comparés et analysés avec le modèle (voir Chapitre 6). En effet, comme la modélisation des flux économiques est de type conséquentiel, il était nécessaire de connaître les scénarios afin de pouvoir identifier quels sont les flux économiques impactés. Ensuite, des équations décrivant ces flux ont été élaborées en s'inspirant d'équations trouvées dans la littérature ou du fonctionnement particulier du système de gestion actuellement en place. Finalement, chacun des flux individuels a été rapporté en $/t pour être ensuite combinés dans un unique indicateur de comparaison appelé « indice de frais de gestion ».

Finalement, les deux parties du modèle ont ensuite été assemblées.

CHAPITRE 4 DÉVELOPPEMENT ET VALIDATION DE L'OUTIL

Ce quatrième chapitre présente le cadre méthodologique utilisé lors de la modélisation du système de gestion des résidus de CRD au Québec, laquelle forme l'outil d'aide à la prise de décision développé dans le cadre de ce projet de maîtrise. Il est présenté en deux sections correspondant aux sous-objectifs 2 et 3. La première porte sur la modélisation des flux massiques et l'obtention de nouveaux coefficients de séparation propres au tri des résidus de CRD. La deuxième section porte sur le développement d'équations décrivant les flux économiques.

4.1 Modélisation des flux massiques

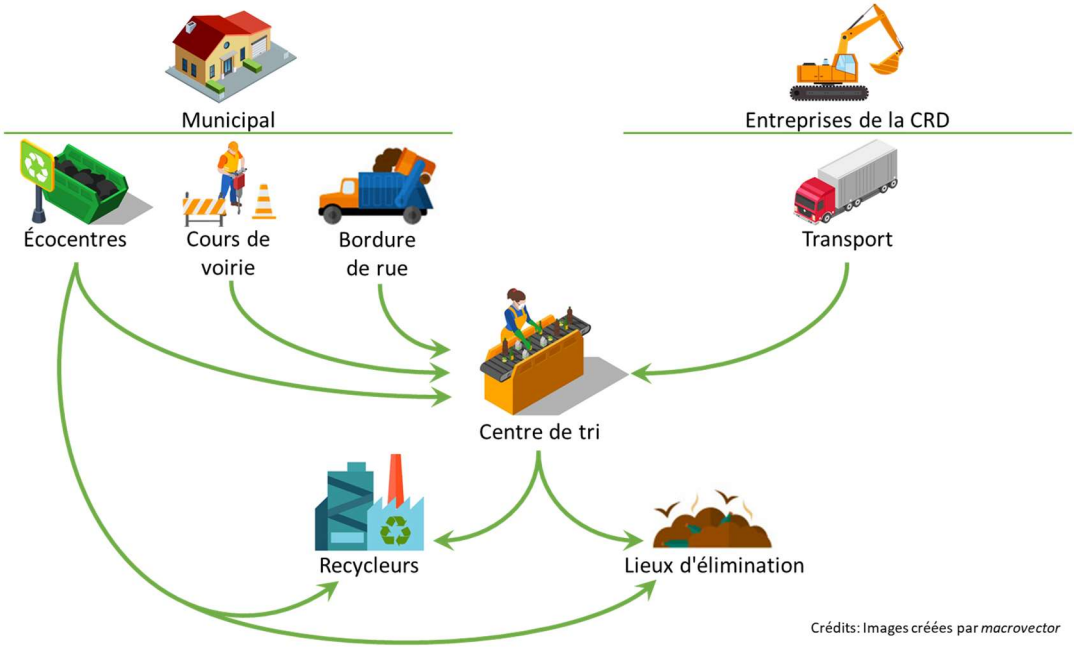


Figure 4.1 Schéma du modèle du système de gestion des résidus de CRD au Québec

La modélisation des flux massiques correspond au deuxième sous-objectif de ce mémoire. Le schéma à la Figure 4.1 présente chacun des blocs inclus dans le modèle du système de gestion des résidus de CRD au Québec. Les flèches représentent la direction des flux de matière. Le but est de représenter le système de gestion dans son ensemble. Ainsi, à l'entrée du modèle on retrouve les principaux générateurs de résidus de CRD, c'est-à-dire les citoyens et municipalités et les entreprises de la CRD. La collecte des résidus qu'ils génèrent est modélisée, ainsi que leur acheminement vers le centre de tri ou directement vers les débouchés dans le cas des écocentres. La portion de la matière que les entreprises de la CRD acheminent directement aux débouchés ou

réutilisent sur place n'est pas prise en compte puisqu'elle n'est pas gérée par le système à l'étude. Les activités du centre de tri sont au cœur de la modélisation des flux de masse. Finalement, les débouchés et les lieux d'élimination représentent la destination finale de la matière cheminant au sein du modèle. La modélisation n'inclut toutefois pas les procédés de recyclage ou de valorisation de la matière. Ces derniers sont davantage représentés comme des flux économiques. De plus, leur capacité d'acceptation de la matière est considérée comme étant illimitée dans le cadre des analyses qui seront faites avec le modèle (Hypothèse MM01).

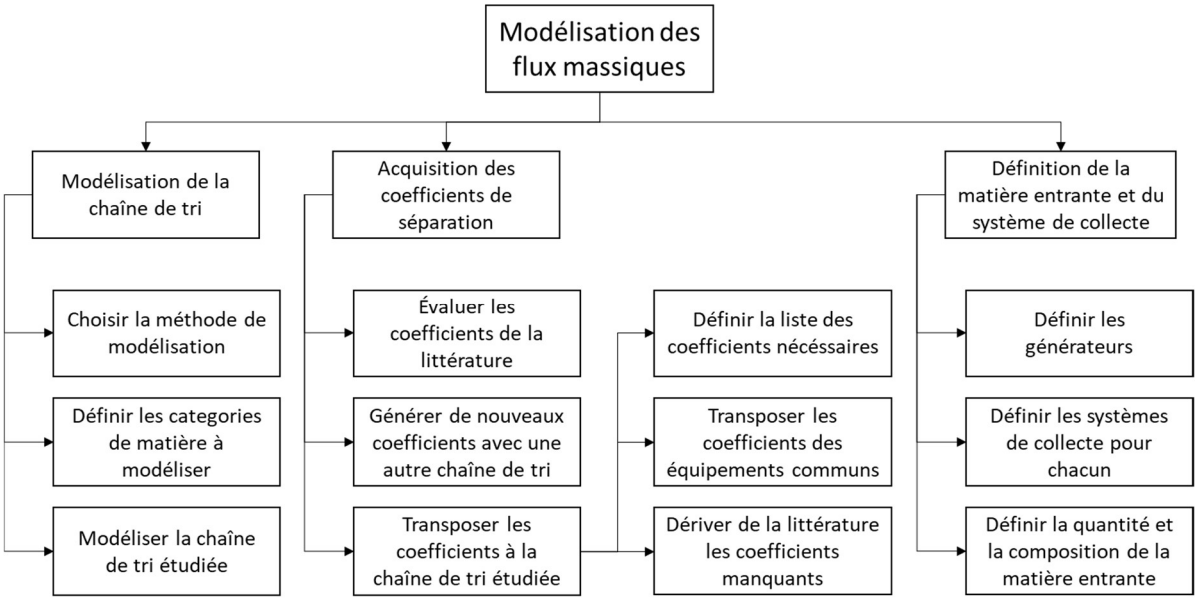


Figure 4.2 Méthodologie de la modélisation des flux massiques

Le diagramme à la Figure 4.2 résume la méthodologie utilisée pour le développement le modèle. Celui-ci s'est fait en trois grandes étapes. La première consiste à modéliser la chaîne de tri. Pour ce faire, une méthode de modélisation a été sélectionnée, puis la liste des catégories de matières qui seront suivies dans le système a été définie. Un cas d'étude a ensuite été choisi et la chaîne de tri du centre de tri étudié a été modélisée. La deuxième étape a pour but d'acquérir tous les coefficients de séparation nécessaires à l'étude de cas. Cela consiste à identifier des coefficients de séparation dans la littérature, à générer de nouveaux coefficients, puis à transposer tous ces coefficients à la chaîne de tri étudiée. Lors de la transposition, un processus de comparaison permet de déterminer quels nouveaux coefficients peuvent être utilisés et quels coefficients de la littérature doivent être adaptés à la chaîne de tri étudiée. La troisième et dernière étape consiste déterminer les sources de résidus dans le cas à l'étude puis à définir la quantité et la composition de la matière entrant dans le système.

4.1.1 Modélisation de la chaîne de tri

La chaîne de tri est modélisée en utilisant la méthode de l'équipe de recherche allemande et de celle du MIT présentée dans la revue de littérature (Feil et al., 2017; Testa, 2015). Des coefficients de séparation sont donc utilisés pour décrire la séparation des matières dans les diverses unités de tri de la chaîne. Une addition a notamment été faite comparativement au modèle de l'équipe du MIT. Il s'agit de permettre la modélisation d'unité de tri ayant plus de deux flux sortants en attribuant un ensemble de coefficients de séparation à chacune des sorties de l'équipement. Pour chaque matière, la somme des coefficients de séparation des différentes sorties doit être de 100 %.

Lors de l'utilisation du modèle, les résidus de CRD ont été séparés en 12 catégories de matière. Ces dernières sont inspirées des catégories de matière présentées dans la revue de littérature. Les 12 catégories sont les suivantes :

- Métaux ferreux ;
- Métaux non-ferreux ;
- Fils électriques ;
- Bois (tous types) ;
- Agrégats ;
- Bardeaux d'asphalte ;
- Gypse ;
- Papier & carton ;
- Plastique ;
- Verre ;
- Autres (ex. isolant, tissus, tapis, rembourrant…) ;
- Poussière (matière trop petite pour être identifiée).

Ces catégories peuvent être ajustées et remodelées en fonction des besoins de l'utilisateur du modèle.

Afin de mettre en application et de tester le modèle en développement et les données obtenues via l'étude du centre de tri de Valoris, le système de gestion des résidus de CRD de la ville de Montréal a été choisi comme cas d'étude. Un centre de tri de résidus de CRD est utilisé pour compléter l'étude de cas. Il est désigné par l'appellation « Centre de tri ». Sa chaîne de tri sera présentée à la section 4.1.4.1.

4.1.2 Sélection des coefficients de séparation trouvés dans la littérature

Comme expliqué dans la revue de littérature, l'utilisation des coefficients de séparation tirés de la littérature est simple et rapide. C'est pourquoi cette option a été considérée en premier. Toutefois, leur sélection doit se faire en tenant compte de deux conditions. La première est que les

équipements modélisés doivent avoir les mêmes paramètres et conditions d'opération que ceux utilisés lors du développement des coefficients de séparation (Hypothèse MM02). La deuxième est que les matières modélisées ont les mêmes propriétés que celles utilisées lors du développement des coefficients de séparation (Hypothèse MM03). Étant donné ces deux conditions, seul un petit nombre des coefficients de séparation trouvés dans la littérature ont pu être utilisés.

Tout d'abord, de nombreuses publications portent sur des coefficients de séparation de CRD propres à des équipements qui ne sont habituellement pas utilisés au Québec. À titre d'exemple, la séparation par « jigging », qui consiste à séparer des matières en fonction de leur gravité spécifique à l'aide de jets d'air verticaux, fait l'objet de plusieurs études visant à des morceaux de petite taille de béton, de brique rouge, de gypse ou autre matière (Ambros, Sampaio, Cazacliu, Miltzarek, & Miranda, 2017; Sampaio et al., 2016; Umweltbundesamt, 2011). Toutefois, ce n'est pas un procédé de tri que l'on retrouve dans les centres de tri du Québec.

Par la suite, la plupart des études se penchent sur le tri des matières recyclables municipales ou encore des matières résiduelles solides municipales, aussi appelées « municipal solid waste » (MSW) en anglais (Diaz et al., 1982; Umweltbundesamt, 2011; UN Environment Programme & CalRecovery inc., 2005). Or, ces flux de matière sont très différents des résidus de CRD et, bien qu'ils aient certaines matières en commun (ex. papier et carton, plastique, verre, etc.), elles ont tendance à se comporter différemment dans un même équipement de tri en raison de leurs différences de forme, de densité ou de taille. Ces interactions peuvent être responsables d'une variation de plus de 50 % des efficacités de tri (Wolf, 2011). Outre les interactions, il y a aussi le problème des matières qui ne sont pas documentées puisqu'elles ne sont tout simplement pas présentes dans le flux étudié. Les MSW, par exemple, ne comportent pas de bois ni d'agrégats, contrairement aux résidus de CRD. Ces matières ne sont donc jamais les matières ciblées par les équipements de tri décrits dans ces études. Elles ne sont pas non plus considérées dans les contaminants entraînés.

Il existe néanmoins une étude dont la nature des matières et ainsi que celle des équipements étudiés correspond au contexte québécois. Il s'agit d'un rapport d'étude sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver. Ce rapport présente un ensemble considérable de coefficients de séparation (Gente Strategies Inc., 2015). Il ne couvre toutefois pas tous les équipements nécessaires à la

modélisation du tri des résidus de CRD au Québec et certaines des 12 catégories de matière listées précédemment, comme les bardeaux d'asphalte et le gypse, y sont absentes.

En confrontant les hypothèses MM02 et MM03 avec les coefficients de séparation trouvés dans la littérature, il devient évident que modéliser le tri des résidus de CRD au Québec en se basant uniquement sur les coefficients de la littérature comporte beaucoup d'incertitudes. C'est pourquoi la génération de nouveaux coefficients de séparation, propres au tri des CRD au Québec, s'avère nécessaire.

4.1.3 Génération de nouveaux coefficients de séparation

Les coefficients de séparations trouvés dans la littérature justifient le besoin de développer de nouveaux coefficients, lesquels seraient plus adaptés au tri des résidus de CRD et aux unités de tri retrouvées dans les centres de tri québécois. Ces unités de tri peuvent être autant des équipements que des stations de tri manuel positif, dont le but est de retirer une matière cible d'un flux de résidus, ou de tri manuel négatif, dont le but est de purifier un flux de matière cible en en retirant les contaminants (Girard, 2018). Ces nouveaux coefficients ont été générés en collaboration avec un centre de tri autre que celui du cas d'étude. Il s'agit du centre de tri de Valoris, dans la région de Sherbrooke. Cette section présente grandes étapes de la démarche utilisée afin de développer de nouveaux coefficients de séparation. Les détails sont néanmoins présentés dans l'annexe D.

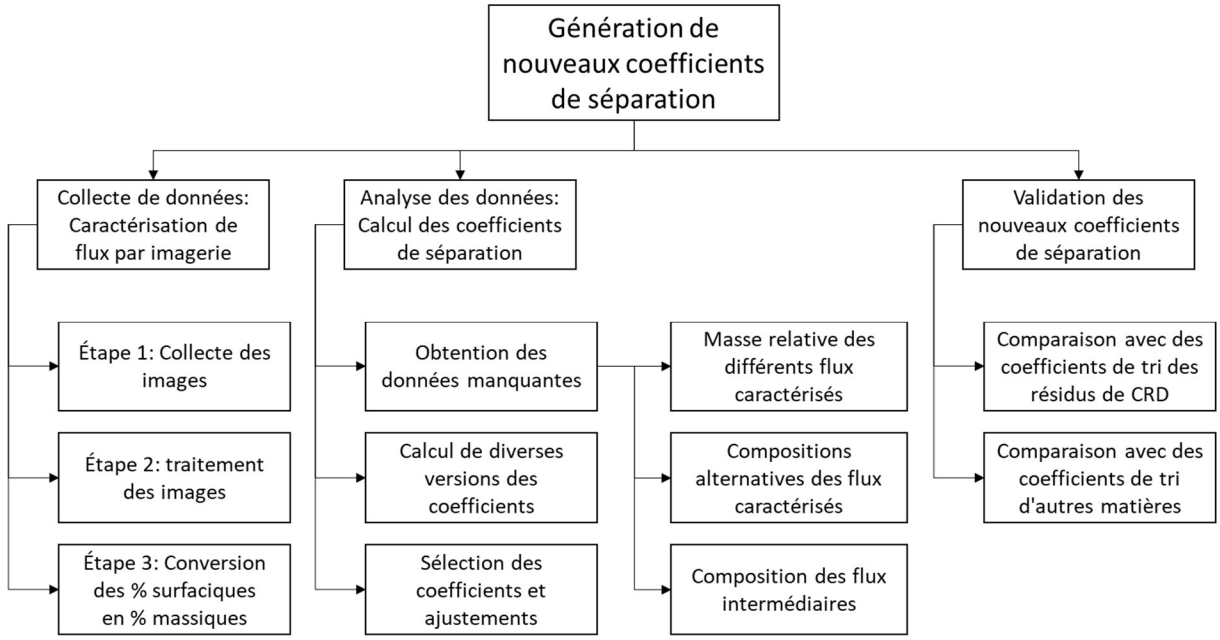


Figure 4.3 Méthodologie de la génération de nouveaux coefficients de séparation

Le diagramme à la Figure 4.3 illustre la méthodologie utilisée dans le développement des nouveaux coefficients de séparation. Celle-ci est constituée de trois étapes principales. La première étape consiste à procéder à une collecte de données. Il s'agit en fait de caractériser les flux entrants et sortants de la chaîne de tri de CRD de Valoris. Pour ce faire, une nouvelle méthodologie de caractérisation par imagerie a été développée afin de permettre la collecte des données nécessaires malgré les contraintes présentes lors de cet exercice. Cette méthode de caractérisation comporte trois étapes qui sont présentées dans l'annexe D. La collecte de données a permis d'obtenir la composition massique des flux entrants et sortants de la chaîne de tri.

La deuxième étape consiste à analyser les données et à calculer les coefficients de séparation. Il s'agit d'abord d'obtenir les données manquantes. En effet, la composition massique des flux entrants et sortants de la chaîne de tri ne sont qu'une fraction des informations nécessaires au calcul des coefficients de séparation. Les autres données requises sont : (1) la masse relative des flux dont la composition est connue ; (2) des compositions alternatives des flux caractérisés ; (3) la composition des flux intermédiaires, c'est-à-dire entre deux stations de tri. Par la suite, diverses versions des coefficients de séparation sont calculées, puis une sélection est faite afin de déterminer quels coefficients de séparation décrivent le mieux le tri des matières dans les équipements étudiés. Les coefficients ainsi obtenus sont présentés dans le Tableau F.26 à l'annexe F.

La troisième et dernière étape consiste à valider les nouveaux coefficients de séparation. Pour ce faire, les nombreux coefficients de séparation contenus dans l'étude sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver, présentée à la section 4.1.2, ont été utilisés à titre de référence. Les coefficients obtenus chez Valoris ont donc été comparés avec ceux de l'étude de Vancouver. Dans les cas où cette source ne pouvait être utilisée pour évaluer l'ensemble des coefficients d'une station de tri, des sources portant sur le tri d'autres matières ont été utilisées comme compléments. Des nuances ont néanmoins été apportées était donné la nature des matières triées dans ces sources et les différences avec les résidus de CRD. Cette étape a permis de valider la majorité des nouveaux coefficients de séparation générés chez Valoris. Toutefois, certains résultats sont moins robustes. Il s'agit entre autres du trieur optique et du tri manuel positif des métaux non-ferreux et des fils électriques. Les données obtenues nécessitent davantage de validation puisque des écarts ont été observés avec les données de références disponibles. En ce qui concerne le classificateur à air, ce dernier n'a pas pu être validé en raison du manque d'information sur les paramètres d'opération

des différents équipements. L'utilisation de ces données dans la modélisation d'une autre chaîne de tri comporterait donc un fort taux d'incertitude.

4.1.4 Transposition à une autre chaîne de tri

La présente section explique comment les données générées lors de l'étude de la chaîne de tri de Valoris ont été ajustées et bonifiées afin de compléter la modélisation de la chaîne de tri du Centre de tri. Tout d'abord, la chaîne de tri de ce dernier est présentée. Par la suite, les chaînes de tri des deux centres de tri sont comparées afin de déterminer quels coefficients peuvent être transposés de l'une à l'autre et quels coefficients doivent être dérivés de la littérature.

L'ensemble des coefficients de séparation provenant de l'étude de Valoris et ceux présentés dans cette section sont synthétisés à l'annexe F.

4.1.4.1 Présentation de la chaîne de tri du Centre de tri

Le diagramme de flux de la chaîne de tri du Centre de tri est présenté à la Figure 4.4. Cette chaîne de tri reçoit la matière entrante et la sépare en huit différents flux sortants.

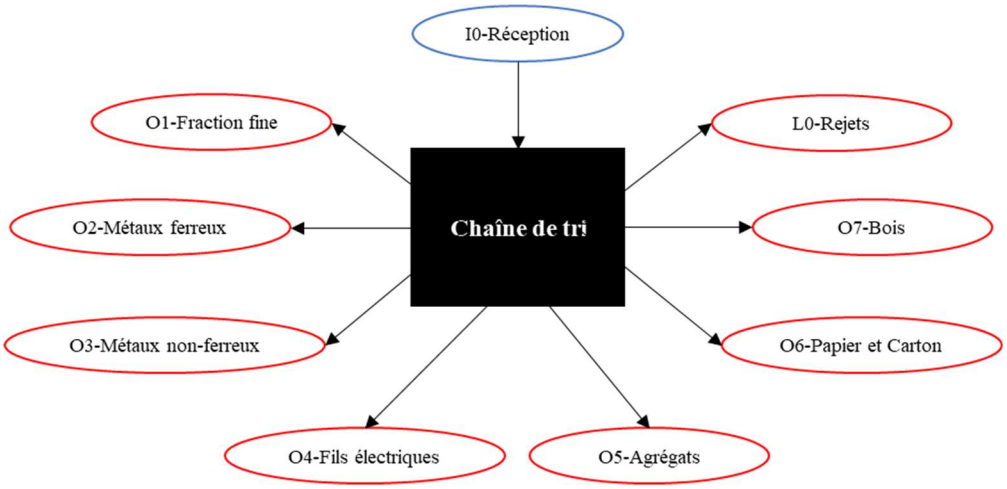


Figure 4.4 Schéma de la chaîne de tri du Centre de tri

4.1.4.2 Transposition des coefficients de séparation

L'objectif de cette section est d'obtenir tous les coefficients de séparation nécessaires à la modélisation de la chaîne de tri du Centre de tri. Pour ce faire, trois étapes sont requises. La première consiste à comparer les chaînes de tri du Centre de tri et de Valoris afin d'établir les similarités et les différences entre ces dernières. La deuxième étape consiste à déterminer, parmi

les coefficients obtenus chez Valoris, lesquels peuvent raisonnablement être utilisés dans l'étude du Centre de tri. Finalement, la troisième étape consiste à dériver de la littérature les coefficients manquants afin de compléter la modélisation du Centre de tri.

Mais avant tout, afin de pouvoir transposer les coefficients de séparations obtenus avec Valoris au Centre de tri, certaines hypothèses doivent être énoncées. Il s'agit des hypothèses MM28 à MM30 présentées à l'annexe A.

La première étape permet de bien comprendre les différences et les similitudes entre les deux centres de tri. La première différence notable entre Valoris et le Centre de tri est que ce dernier produit un flux sortant de bois de qualité #1 destiné au recyclage alors que Valoris produit un flux sortant de bois de qualité légèrement inférieure destiné à la valorisation énergétique. Le bois de qualité #1 est sujet à des limites plus contraignantes en ce qui concerne la présence de certains types de bois, comme le bois traité et les panneaux, ainsi que d'autres contaminants. Ainsi, il en va de soi qu'une plus grande proportion de bois, notamment du bois traité et des panneaux, se retrouve dans les rejets d'un centre de tri produisant un bois de qualité #1. Autre différence notable entre les deux chaînes de tri est le fait que le tri effectué chez Valoris est plus mécanisé que celui du Centre de tri. Malgré ces distinctions, les deux chaînes de tri se ressemblent sur plusieurs aspects. Par exemple, le bois est dirigé dans une ligne dédiée à cette matière où il est trié négativement et déchiqueté, la fraction fine est retirée en début de ligne, des catégories de matière similaires sont récupérées, etc.

Lors de la deuxième étape, ces similitudes entre les deux chaînes de tri permettent d'utiliser certaines données générées lors de l'étude de la chaîne de tri de Valoris dans la modélisation de celle du Centre de tri. Les stations de tri que ces deux chaînes ont en commun sont les suivants :

- SEP_Trommel ;
- SEP_Magnet ;
- SEP_Ballistic ;
- SEP_Shredder ;
- SEP_Man_Pos_Fer ;
- SEP_Man_Pos_NFer ;
- SEP_Man_Pos_Wires ;
- SEP_Man_Neg_Wood.

Étant donné la similitude entre les paramètres et conditions d'opérations de ces équipements d'une chaîne de tri à l'autre ainsi que la similitude entre les matières qu'elles trient, les hypothèses MM02 et MM03 présentées plus tôt sont respectées. Il apparaît donc raisonnable d'utiliser les coefficients de séparation de Valoris dans la modélisation de ces unités de tri au Centre de tri. C'est pourquoi,

pour les équipements listés ci-dessus, les coefficients de séparations obtenus chez Valoris sont utilisés tels quels dans la modélisation de la chaîne de tri du Centre de tri. Ces coefficients sont listés à l'annexe F.

Pour ce qui est de la troisième étape, les stations de tri retrouvées sur la chaîne de tri du Centre de tri qui ne sont pas utilisées chez Valoris sont les suivants :

- SEP_Man_Pos_Wood_RECYC ;
- SEP_Man_Pos_Cardboard ;
- SEP_Man_Pos_Aggregates ;
- SEP_Man_Neg_Aggregates ;
- SEP_Finger_Screen ;

Les coefficients de séparation de ces équipements ont été déterminés en utilisant une combinaison d'hypothèses, d'observations et de données provenant du rapport sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver (Gente Strategies Inc., 2015). Une caractérisation à petite échelle fournie par les gestionnaires du Centre de tri a aussi été utilisée. Lors d'un processus itératif, les résultats obtenus par le modèle étaient comparés aux estimations fournies par le Centre de tri. Cette comparaison a permis d'affiner certains coefficients. Les détails de cette démarche sont présentés à l'annexe E.

4.1.4.3 Coefficients de séparation supplémentaires nécessaires à la modélisation

Deux stations de tri supplémentaires, ne se retrouvant pas dans la configuration actuelle de la chaîne de tri du Centre de tri, seront nécessaires à l'analyse de certains scénarios dans le chapitre 6 (voir section 6.2.1). Il s'agit d'une station de tri manuel positif du bois à des fins de valorisation énergétique (SEP_Man_Pos_Wood_VALO) et d'un courant de Foucault (SEP_Eddy_Current). Les coefficients de séparation pour ces équipements ont été obtenus de la même façon que ceux de la section précédente. Les détails de cette démarche sont présentés à l'annexe E.

4.1.5 La matière entrante et le système de collecte

La chaîne de tri sépare des matières résiduelles, elle a donc besoin d'être alimentée constamment. En général, les centres de tri reçoivent principalement leurs matières entrantes de deux types de clients : les clients municipaux et les clients privés. Les clients municipaux comprennent les municipalités, les villes, les MRC, les agglomérations, etc. Leurs trois outils principaux pour collecter les résidus de CRD sont les écocentres, les cours de voiries et les collectes en bordure de

rue, comme expliqué dans la section 2.4 de la revue de littérature. Les clients privés, aussi appelés entreprises de la CRD, acheminent généralement leurs matières au centre de tri par transport privé. La Figure 4.5 illustre ces deux types de clients et leurs options de collecte.

Figure 4.5 Les générateurs et leur système de collecte respectif

Les caractéristiques des résidus qui alimentent la chaîne de tri modélisée ont un impact majeur sur les flux sortants. Le modèle a donc besoin de données représentatives sur ces flux entrants. Les données nécessaires sont la quantité de matière entrante annuellement et la composition de cette matière, et ce, pour chacun des clients et voies de collecte alimentant le centre de tri. Il existe de nombreuses méthodes pour collecter ces informations. En voici trois exemples. Premièrement, il est possible de caractériser la matière entrante à même les camions et d'utiliser les données comptables du centre de tri pour déterminer les tonnages annuels. Cette méthode permet d'obtenir des données précises, mais requiert considérablement de temps et de ressources. Une deuxième option est d'utiliser la composition moyenne des résidus de CRD au Québec, telle que fournie par le portrait présenté au Chapitre 3, et d'estimer leur quantité avec un tonnage moyen par habitant dans la région desservie par le centre de tri. C'est une méthode rapide et peu coûteuse, mais elle est peu précise et augmente l'incertitude des résultats. Finalement, une troisième méthode consiste à estimer la composition de la matière entrante en observant le contenu des voies de collecte et à quantifier les résidus en utilisant des données comptables. Cette méthode permet un bon compromis de ressource et de précision entre les deux premières.

4.1.5.1 Le contexte montréalais

Comme mentionné plus tôt, le modèle est mis en application et testé en utilisant le système de gestion des résidus de CRD de la ville de Montréal. Dans ce contexte, le client municipal du Centre de tri est la ville de Montréal elle-même. La collecte des résidus de CRD y est faite par une combinaison des trois voies de collectes, soit les écocentres, les cours de voirie et la collecte en

bordure de rue. Les détails et les particularités propres au contexte montréalais ont été présentés dans la section 2.4.2. La modélisation de chacune des trois voies de collecte se limite à une quantité annuelle et une composition. Ainsi, les activités de tri effectuées par les citoyens et les préposés en écocentres ne sont donc pas modélisées, uniquement les flux de matières qui en résultent. Chacun des conteneurs de matière a donc sa propre quantité et composition. Les données sur ces flux de matières ont été collectées en utilisant la troisième méthode présentée dans la sous-section précédente.

Le Centre de tri reçoit aussi de la matière de plusieurs clients privés. La modélisation de ce type de clients se limite elle aussi à une quantité annuelle et une composition. La méthode utilisée pour obtenir ces données est la deuxième des trois méthodes présentées précédemment.

4.2 Modélisation des flux économiques

La modélisation des flux économiques constitue le troisième sous-objectif de ce mémoire. Elle a pour but de permettre une comparaison plus complète entre les différents scénarios. Le modèle des flux de masse permet déjà la comparaison des scénarios sur la base du taux de récupération. Le modèle de flux économiques fait de même, mais sur une base économique.

Plusieurs des études présentées dans la revue de littérature incluent un grand nombre de détails dans leur modélisation des flux économiques. Le modèle présenté ici adopte une approche différente qui peut être qualifiée de conséquentiel : il n'inclut que les flux économiques dont la valeur sera potentiellement affectée par les changements prévus dans les scénarios à analyser. Par exemple, les scénarios qui visent à évaluer l'impact de remplacer une station de tri manuelle donnée par son équivalente mécanisée feront varier la masse salariale du centre de tri puisque ce changement s'accompagnera d'une diminution du nombre de trieurs manuels. La masse salariale des trieurs est donc une variable économique qui doit être pris en compte par le modèle économique décrit dans les sections qui suivent. Étant donné cette approche, de nombreux flux économiques ne seront pas modélisés puisqu'ils ne varient pas d'un scénario à l'autre. Il s'agit notamment de l'amortissement des infrastructures et de l'acquisition des terrains, de salaires liés à certains postes qui ne sont pas impactés par les scénarios (ex. préposé à l'accueil et à la balance, superviseur dans les écocentres, etc.), de l'acquisition des équipements et convoyeurs déjà en place sur la ligne de tri et de frais de gestion comme les assurances, le déneigement et le service de téléphone.

Le résultat de la modélisation est un chiffre unique en dollar par tonne de résidus de CRD reçus ($/t) nommé « indice de frais de gestion ». Cet indice ne représente pas le coût de gestion total d'une tonne de matière entrante puisque beaucoup de variables économiques ne sont pas incluses dans le modèle. Il s'agit plutôt d'un indice de comparaison entre les scénarios.

Le fait de ne pas modéliser les flux économiques qui demeurent inchangés permet une modélisation plus rapide et plus simple. De plus, en réduisant la quantité de données à collecter, il est possible de se concentrer sur les données qui ont un impact sur les coûts de gestion et ainsi obtenir des données potentiellement plus précises. Finalement, cette approche a pour effet d'amplifier l'impact des divers scénarios sur les coûts de gestion puisque certaines variables dont le montant est élevé (ex. l'acquisition des infrastructures et du terrain, l'acquisition et l'installation de la ligne de tri, etc) sont exclues de l'indice de frais de gestion.

Les sections qui suivent présentent le modèle économique ainsi que les formules dont il est constitué. La modélisation des flux économiques en centre de tri sera d'abord expliquée, suivie des flux économiques en écocentre.

4.2.1 **Centre de tri**

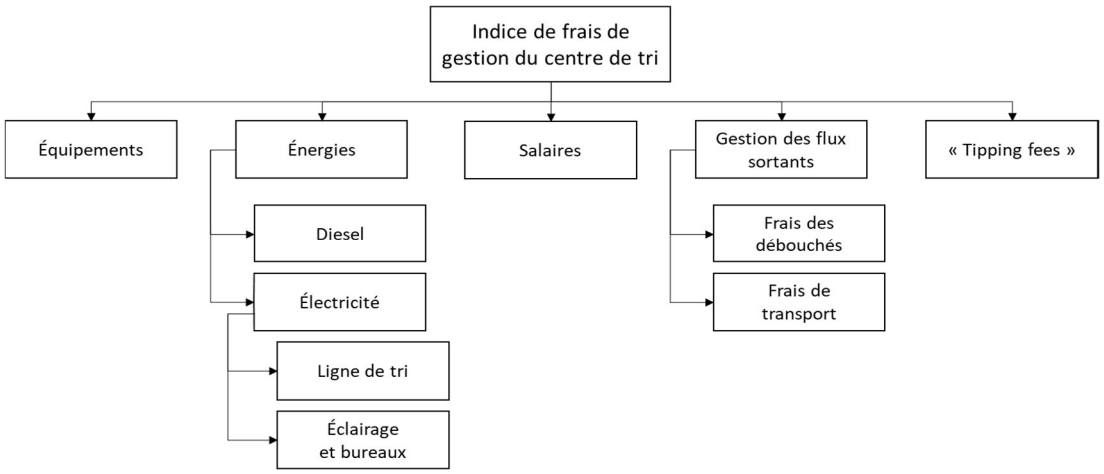


Figure 4.6 Diagramme de l'indice de frais de gestion d'un centre de tri

La modélisation des flux économiques dans les centres de tri se limite à six composantes. Ces composantes sont toutes les six impactées par les différents scénarios qui seront comparés dans le Chapitre 6. Il s'agit de l'acquisition d'équipements, de la consommation en électricité, de la consommation en diesel, des salaires, des frais liés au transport des matières, des frais relatifs aux débouchés des matières triées et de la tarification sur la matière entrante (voir Figure 4.6).

4.2.1.1 Frais liés aux équipements

L'installation de nouveaux équipements sur une chaîne de tri s'accompagne de frais amortissables sur plusieurs années. Les équipements déjà présents sur la chaîne de tri étudiée ne sont pas inclus dans le modèle économique. Seuls les équipements supplémentaires nécessaires à l'évaluation d'un scénario donné sont inclus. La formule du facteur de recouvrement du capital (FRC) est utilisée pour calculer l'amortissement des coûts initiaux liés à l'équipement :

$$FRC(i,n) = \frac{i(i+1)^n}{(i+1)^n - 1} \tag{4.1}$$

Où *i* est le taux d'intérêt et *n* est la durée de vie de l'équipement. La valeur utilisée pour le taux d'intérêt est de 5 %.

Les frais initiaux amortis comprennent l'acquisition de l'équipement (C_ACQU_j en $) ainsi que les frais d'installation de ce dernier. Les frais d'installations (*%_INST* en %) sont estimés à 37.5 % des frais d'acquisition de l'équipement (Caputo & Pelagagge, 2001; Peters, Timmerhaus, & West, 2002). Les coûts de maintenance et de réparation, ainsi que celui des pièces de rechange (*%_MAINT* en %) sont estimés à 11.5 % des coûts initiaux amortis (Caputo & Pelagagge, 2001). Les coûts totaux annuels sont ensuite rapportés à un prix par tonne en utilisant le tonnage annuel associé au scénario analysé (*TON_AN* en t/an de résidus triés par le centre de tri). L'estimation des coûts liés aux nouveaux équipements (*TOT_EQUIP* en $/t) est donc obtenue par l'équation ci-dessous.

$$TOT_EQUIP = \frac{\sum_{j=1}^{J}\left(\left[C_ACQU_j \cdot (1 + \%_INST)\right] \cdot \left[FRC(i,n_j) + \%_MAINT\right]\right)}{TON_AN} \tag{4.2}$$

Où *j* représente chacun des nouveaux équipements ajoutés à la chaîne de tri et *J* le nombre total de nouveaux équipements.

4.2.1.2 Énergies

Les différents équipements du centre de tri utilisent diverses sources d'énergie pour fonctionner. Ces sources d'énergie sont l'électricité, qui est utilisée notamment par la chaîne de tri et les bureaux du centre de tri, et le diesel, qui est consommé par les équipements mobiles tels que les chargeuses sur roues et les pelles mécaniques. Afin d'attribuer la consommation de ces deux énergies aux

tonnes de matière triées, il est nécessaire de connaître le débit à différents points sur la chaîne de tri.

4.2.1.2.1 Débits sur la ligne

Les débits de matière passant sur la chaîne de tri varient d'une unité de tri à l'autre. Ils sont utilisés notamment dans les calculs de la consommation en électricité et en diesel ($DEBIT_j$ en t/h de résidus passant par l'équipement j). La cadence à l'entrée de la ligne est fixée par le débit moyen actuel sur la chaîne de tri étudiée. Les résultats du modèle de masse sont ensuite utilisés pour calculer le débit à chacune des unités de tri. Ce dernier varie en fonction de la configuration de la chaîne de tri, des coefficients de séparation de ses unités de tri ainsi que des changements qui sont apportés à la chaîne de tri d'un scénario à l'autre. Pour ce qui est des convoyeurs, le débit sur chacun d'eux est obtenu, pour ensuite calculer une valeur moyenne qui sera utilisée dans les calculs subséquents.

4.2.1.2.2 Électricité

Le calcul de la consommation globale en électricité du centre de tri permet une comparaison plus complète entre des scénarios qui pourraient potentiellement affecter la quantité de matière triée annuellement. Advenant le cas où un scénario augmente cette quantité, le nombre d'heures d'opération de la ligne augmenterait lui aussi, ce qui occasionnerait une hausse de la consommation en électricité et, par conséquent, des frais qui y sont associés. C'est pourquoi la consommation en électricité de chaque équipement sur la chaîne de tri ainsi que celle liée à l'éclairage des lieux et à l'activité dans les bureaux de l'entreprise sont calculées.

4.2.1.2.2.1 Ligne de tri

Le calcul de la consommation en électricité pour chaque équipement sur la chaîne de tri est basé sur la puissance maximale de l'équipement (PW_EQUIP_j en kW) (voir annexe G) ainsi que sur le débit passant à cet équipement ($DEBIT_j$ en t/h de résidus passant par l'équipement j). Un facteur de charge de l'équipement (%_CHARGE en %) est utilisé pour prendre en compte le fait que les équipements n'opèrent pas constamment à leur capacité maximale. Ce facteur est fixé à 80 % pour les équipements statiques qui constituent la chaîne de tri et à 50 % pour les équipements mobiles comme la chargeuse sur roues (Cimpan et al., 2016; Combs, 2012). Un facteur d'utilisation (%_UTILI en %) a aussi été intégré pour tenir compte des arrêts réguliers de la ligne pour des raisons de maintenance ou de réparation. Ce facteur est fixé à 80 % de façon globale (Cimpan et

al., 2016). La consommation électrique de l'équipement *j* (*CONS_EQUIP$_j$* en kWh/t de résidus passant par l'équipement *j*) est donc obtenue par l'équation suivante (Girard, 2018) :

$$CONS_EQUIP_j = \frac{PW_EQUIP_j \cdot \%_CHARGE}{DEBIT_j \cdot \%_UTILI} \tag{4.3}$$

Où *j* représente chacun des différents équipements de la chaîne de tri.

4.2.1.2.2.2 Éclairage et bureaux

La consommation en électricité, utilisée pour l'éclairage de l'usine, est estimée en multipliant la surface de plancher de l'usine (*AIRE_USINE* en m^2) par la consommation annuelle moyenne d'électricité des entrepôts (*CONS_USINE* en kWh/pi^2-an) aux États-Unis en 2012, telle que mesurée par le « U.S. Energy Information Administration » (U.S. Energy Information Administration - Office of Energy Consumption and Efficiency Statistics, 2012). Un facteur de conversion entre les pieds carrés et les mètres carrés est ajouté à l'équation.

La consommation en électricité pour les activités dans les bureaux est estimée de la même façon, mais en utilisant la surface de plancher des bureaux (*AIRE_BUR* en m^2) et la consommation annuelle moyenne d'électricité des bureaux (*CONS_BUR* en kWh/pi^2-an) aux États-Unis en 2012 (U.S. Energy Information Administration - Office of Energy Consumption and Efficiency Statistics, 2012).

La consommation totale en électricité pour l'éclairage de l'usine et les activités des bureaux (*CONS_ECLAIR* en kWh/t de résidus triés par le centre de tri) est estimée comme suit :

$$CONS_ECLAIR = \frac{[(AIRE_BUR \cdot CONS_BUR) + (AIRE_USINE \cdot CONS_USINE)] \cdot 10.7639}{TON_AN} \tag{4.4}$$

Où 10.7639 est le facteur de conversion entre pi^{-2} et m^{-2}.

4.2.1.2.2.3 Coût en électricité

Pour ce qui est des frais liés à la consommation d'électricité, Hydro-Québec offre différents modes de tarification pour les entreprises. Le calcul des frais est basé sur la consommation en électricité ainsi que sur la somme de la puissance maximale (*PW_EQUIP$_j$* en kW) des différents équipements utilisés par l'entreprise (Hydro-Québec, n.d.). Étant donné que *CONS_EQUIP$_j$* est une

consommation par tonnes de résidus passant par l'équipement *j* et que CONS_ECLAIR est une consommation par tonnes de résidus triés par le centre de tri, un facteur de mise à niveau doit être multiplié à $CONS_EQUIP_j$ pour ramener les deux sur la même base. L'équation utilisée pour calculer les frais liés à la consommation d'électricité (*COUT_ELECT* en $/t de résidus triés par le centre de tri) est présentée ci-dessous :

$$COUT_ELECT = \left[\left(\sum_{j=1}^{J} CONS_EQUIP_j \cdot \frac{TON_AN_EQUIP_j}{TON_AN}\right) + CONS_ECLAIR\right] \cdot \$_kWh + \frac{\left(\sum_{j=1}^{J} PW_EQUIP_j\right) \cdot \$_kW}{TON_AN} \quad (4.5)$$

Où *j* représente chacun des équipements sur la chaîne de tri, *J* est le nombre total d'équipements, $TON_AN_EQUIP_j$ est le tonnage annuel passant par l'équipement *j*, *$_kWh* est le coût de l'électricité consommée en $/kWh et *$_kW* est le coût lié à la puissance maximale des équipements en $/kW·an. Les coûts utilisés sont présentés à l'annexe G.

4.2.1.2.3 Diesel

L'équation de la consommation en diesel pour les équipements mobiles est basée sur celle de l'estimation de la consommation en électricité par les équipements de la chaîne de tri (équation (4.3)). Cette dernière a été modifiée pour estimer le besoin énergétique des équipements fonctionnant au diesel. Un facteur de charge (*%_CHARGE*) de 50 % a été utilisé étant donné que ces équipements sont mobiles (Cimpan et al., 2016; Combs, 2012).

Le débit, nécessaire à l'estimation des besoins énergétiques, a été calculé différemment en fonction de l'utilisation de l'équipement. Pour les équipements qui sont dédiés à une seule matière, telle qu'une pelle mécanique dédiée au chargement des rejets dans les camions de transport, le débit associé à ce flux de matière a été utilisé comme étant le débit de traitement de l'équipement mobile. Les besoins énergétiques pour les équipements dédiés ($ENER_MOBIL_DEDIE_d$ en kWh/t de résidus manipulé par l'équipement mobile *d*) sont calculés comme suit :

$$ENER_MOBIL_DEDIE_d = \frac{PW_EQUIP_d \cdot \%_CHARGE}{DEBIT_d \cdot \%_UTILI} \quad (4.6)$$

Où *d* représente chacun des équipements mobiles dédiés.

Pour les autres équipements mobiles dont l'utilisation est plus versatile, étant donné que le tonnage qu'ils manipulent annuellement n'est pas connu, leur débit est calculé comme étant égal au tonnage entrant sur la chaîne de tri. Les besoins énergétiques pour les équipements versatiles (*ENER_MOBIL_VERS*$_v$ en kWh/t de résidus triés par le centre de tri) sont estimés avec l'équation ci-dessous :

$$ENER_MOBIL_VERS_v = \frac{PW_EQUIP_v \cdot \%_CHARGE}{DEBIT_v \cdot \%_UTILI} \tag{4.7}$$

Où v représente chacun des équipements mobiles versatiles.

Les besoins énergétiques sont ensuite convertis en litres de diesel en utilisant son pouvoir calorifique (*POUV_CAL* en kWh/kg) qui est d'environ 12.67 kWh/kg, sa densité (ρ_DIESEL en kg/l) qui est de 0.846 kg/l, ainsi qu'en tenant compte de l'efficacité moyenne des moteurs diesel (ε_MOTEUR en %) qui est d'environ 35 % (Engineering Toolbox, n.d.; Nuclear power for everybody, n.d.). Tout comme il a été fait avec *CONS_EQUIP*$_j$ dans le calcul des frais totaux liés à l'électricité, un facteur de mise à niveau est multiplié à la variable *ENER_MOBIL_DEDIE*$_d$ afin qu'elle représente un besoin énergétique par tonnes de résidus triés par le centre de tri, et non plus par tonnes de résidus passant par l'équipement *d*. Le coût de la consommation en diesel (*COUT_DIES* en $/t) est estimé à l'aide de l'équation ci-dessous :

$$COUT_DIES = \frac{[(\sum_{d=1}^{D} ENER_MOBIL_DEDIE_d \cdot \varepsilon) + (\sum_{v=1}^{V} ENER_MOBIL_VERS_v)]}{POUV_CAL \cdot \rho_DIESEL \cdot \varepsilon_MOTEUR} \cdot \$_L_DIESEL \tag{4.8}$$

Où *d* représente chacun des équipements mobiles dédiés, *D* est le nombre total d'équipements mobiles dédiés, *v* représente chacun des équipements mobiles versatiles, *V* est le nombre total d'équipements mobiles versatiles, $\varepsilon = \frac{TON_AN_EQUIP_d}{TON_AN}$ et *$_L_DIESEL* est le coût au litre du carburant ($/l).

4.2.1.3 Salaires

Plusieurs postes d'emploi sont pris en compte dans le modèle, comme les trieurs, les superviseurs, les conducteurs d'équipements mobiles, etc. Cela permet de tenir compte des frais d'exploitation supplémentaires liés à des quarts de travail additionnels, advenant le cas où un scénario mènerait à une augmentation du tonnage de matière triée annuellement par le centre de tri. Ces salaires sont

estimés en multipliant le nombre d'employés occupant un poste donné par le taux horaire associé à ce poste. Des frais de gestion des employés (*MGMT_RATE*) de 25 % et des frais liés aux assurances et avantages sociaux des employés (*FRINGE_RATE* en %) de 31.5 % ont été ajoutés (Combs, 2012). La masse salariale des postes considérés (*COUT_SALAIRE_CDT* en $/t) est estimée avec la formule présentée ci-dessous :

$$COUT_SALAIRE_CDT = \frac{\sum_{p=1}^{P}(NBR_EMPL_p \cdot TAUX_H_p)}{DEBIT_{in}} \cdot (1 + MGMT_RATE) \cdot (1 + FRINGE_RATE) \quad (4.9)$$

Où *p* représente les différents postes d'emploi, *P* est le nombre total de postes d'emploi pris en compte, et $DEBIT_{in}$ est le débit entrant sur la chaîne de tri.

4.2.1.4 Gestion des flux sortants

Une fois la matière triée, elle doit être transportée jusqu'aux lieux de traitement. Le transport se fait généralement aux frais du centre de tri. De plus, un centre de tri vend habituellement plusieurs de ces matières triées, mais doit débourser une certaine somme pour se départir d'autres flux sortants (ex. les rejets, la fraction fine, etc.).

Les frais annuels liés aux débouchés sont estimés en multipliant les frais liés à ces derniers pour un flux sortant donné ($FRAIS_DEBOUCHE_s$ en $/t) avec le tonnage annuel de ce même flux produit par le centre de tri ($TON_AN_FLUX_s$ en t/an). Une valeur négative est utilisée pour les matières qui sont vendues. Les frais de transport pour chaque flux ($FRAIS_TRANS_CDT_s$ en $/t) sont multipliés au tonnage annuel du flux sortant ($TON_AN_FLUX_s$). Les frais annuels totaux liés aux flux sortants (*COUT_FLUX_SORT* en $/an) sont donc estimés comme suit :

$$COUT_FLUX_SORT = \sum_{s=1}^{S}((FRAIS_DEBOUCHE_s + FRAIS_TRANS_CDT_s) \cdot TON_AN_FLUX_s) \quad (4.10)$$

Où *s* représente chacun des flux sortants et *S* est le nombre total de flux sortants. Un résultat négatif représente un gain d'argent par le centre de tri en lien avec les flux sortants.

Une hypothèse a été émise selon laquelle les frais de transport et de traitement demeurent constants tout au long de l'année de référence (Hypothèse MÉ01). Ainsi, des prix contractuels ou des moyennes de prix sur une année donnée ont été utilisés dans les calculs.

4.2.1.5 Tarification de la matière entrante (« tipping fee »)

Pour être rentable, un centre de tri doit charger un tarif sur la matière reçue, aussi appelé « gate fee » ou « tipping fee » en anglais. Ce tarif est généralement un prix à la tonne. Dans le cas présent, seule la tarification sur la matière provenant de la municipalité est prise en compte puisque les scénarios analysés n'affectent pas la matière que le Centre de tri reçoit de ses clients privés.

Dans le cas de la ville de Montréal et du Centre de tri, les résidus de CRD envoyés par la ville au Centre de tri sont sujets à une tarification en deux parties. Un premier tarif (*$_VALOR* en $/t) est appliqué à la proportion jugée valorisable (*%_VALOR* en %) dans le chargement de matière et un deuxième tarif (*$_NON_VALOR* en $/t) est appliqué à la proportion jugée non-valorisable de cette même matière. Il existe trois variantes de ces proportions, soit une pour chaque mode de collecte (c.-à-d. les écocentres, les voiries et la collecte en bordure de rue). Elles sont définies par une caractérisation effectuée sur le contenu des chargements de résidus et sont inscrites au contrat entre la ville de Montréal et le Centre de tri. Les revenus engendrés par la réception de la matière envoyée au Centre de tri par la ville de Montréal (*FRAIS_GATE_FEE$_c$* en $/t) sont calculés avec la formule ci-dessous :

$$FRAIS_GATE_FEE_f = \left[\%_VALOR_f \cdot \$_VALOR\right] + \left[\left(1 - \%_VALOR_f\right) \cdot \$_NON_VALOR\right] \tag{4.11}$$

Où *f* représente les différents modes de collecte. Le revenu associé à la tarification sur les matières entrantes (*REVENU_MAT_IN* en $/an) est obtenu avec la formule suivante :

$$REVENU_MAT_IN = \sum_{f=1}^{F} FRAIS_GATE_FEE_f \cdot TON_AN_MAT_f \tag{4.12}$$

Où *f* représente les différents modes de collecte, *F* est le nombre total de modes de collecte et *TON_AN_MAT* est le tonnage annuel de matière reçu par le Centre de tri via ces différents modes de collecte (en t/an).

4.2.1.6 Indice de frais de gestion

L'indice de frais de gestion pour le Centre de tri (*Indice_Frais_Gestion*$_{CDT}$ en $/t) est calculé en additionnant les différents coûts en $/t comme suit :

$$\begin{aligned} Indice_Frais_Gestion_{CDT} \\ &= TOT_EQUIP + COUT_ELECT + COUT_DIES \\ &+ COUT_SALAIRE_CDT + COUT_FLUX_SORT - REVENU_MAT_IN \end{aligned} \quad (4.13)$$

4.2.2 Écocentres

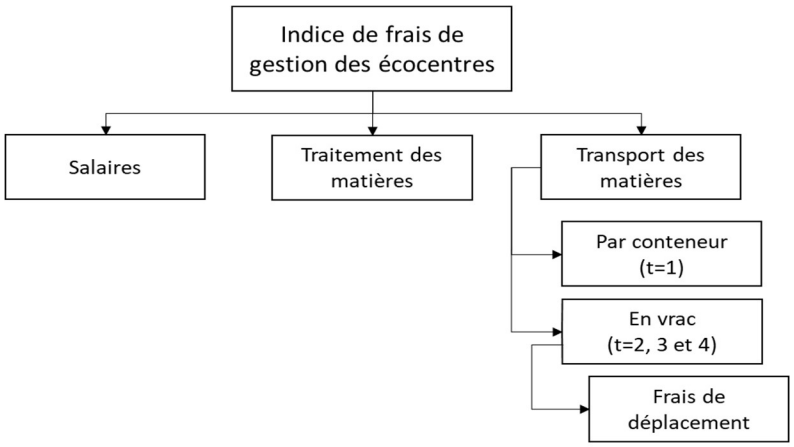


Figure 4.7 Diagramme de l'indice de frais de gestion des écocentres

La modélisation des flux économiques dans les écocentres se limite à trois variables. Ces variables sont toutes trois impactées par les différents scénarios qui seront comparés dans le Chapitre 6. Il s'agit du salaire des préposés à la circulation et au déchargement, des frais liés au transport des matières et des frais relatifs au traitement des matières collectées (voir Figure 4.7). Le fonctionnement des écocentres montréalais est présenté dans la revue de littérature (section 2.4.2).

4.2.2.1 Salaires

Afin de pouvoir calculer le salaire total des préposés, il est nécessaire d'en connaître le nombre. Le nombre de préposés actuellement en poste (*NBR_PREP_ACTUEL*$_{e,h}$ est un nombre entier) est ajusté au scénario étudié par le ratio entre le nombre de conteneurs de résidus de CRD actuellement utilisés dans les écocentres (*NBR_CONT_ACTUEL* est un nombre entier) et le nombre de conteneurs de résidus de CRD nécessaire au scénario étudié (*NBR_CONT_AJUSTE* est un nombre entier). Le nombre de conteneurs pour les résidus de CRD demeure constant tout au long de l'année

et est le même d'un écocentre à l'autre. Le nombre de préposés ajusté au scénario étudié (*NBR_PREP_AJUSTE*$_{e,h}$ est un nombre entier) peut ainsi être calculé :

$$NBR_PREP_AJUSTE_{e,h} = \frac{NBR_CONT_AJUSTE}{NBR_CONT_ACTUEL} \cdot NBR_PREP_ACTUEL_{e,h} \qquad (4.14)$$

Où *e* représente les différents écocentres étudiés et *h* représente les deux saisons utilisées pour désigner l'horaire des écocentres, soit la saison d'été et celle d'hiver. *NBR_PREP_AJUSTE*$_{e,h}$ est arrondi à l'entier supérieur.

La variable *NBR_PREP_AJUSTE*$_{e,h}$ est ensuite multipliée au taux horaire des préposés à la circulation et au déchargement (*TAUX_H_PREP* en $/h), puis divisée par le débit horaire des résidus de CRD. Ce débit est obtenu en divisant le tonnage de résidus de CRD reçus à l'écocentre *e* au cours de la saison *h* ($\sum_{c=1}^{C} TON_CRD_{e,h,c}$ en t) par le nombre d'heures total d'ouverture des écocentres au cours de cette même saison. Le montant ainsi obtenu correspond au salaire total des préposés pour l'écocentre *e* au cours de la saison *h*. Toutefois, comme les préposés ne s'occupent pas que des résidus de CRD, il est nécessaire de pondérer ce montant pour en retenir uniquement la proportion attribuable aux résidus de CRD. Cette pondération se fait à l'aide du tonnage de résidus de CRD reçus à l'écocentre *e* au cours de la saison *h* ($\sum_{c=1}^{C} TON_CRD_{e,h,c}$ en t) et du tonnage de matières autres que les résidus de CRD reçus à ce même écocentre au cours de cette même saison (*TON_AUTRE*$_{e,h}$ en t/saison). Le salaire des préposés attribuables aux résidus de CRD pour l'écocentre *e* au cours de la saison *h* (*SAL_CRD_SAISON*$_{e,h}$ en $/t) est donc calculé comme suit :

$$\begin{aligned} SAL_CRD_SAISON_{e,h} &= \frac{NBR_PREP_AJUSTE_{e,h} \cdot TAUX_H_PREP}{\frac{\sum_{c=1}^{C} TON_CRD_{e,h,c}}{NBR_H_h \cdot NBR_J_h}} \\ &\cdot \frac{\sum_{c=1}^{C} TON_CRD_{e,h,c}}{\sum_{c=1}^{C} TON_CRD_{e,h,c} + TON_AUTRE_{e,h}} \end{aligned} \qquad (4.15)$$

Où *c* représente les différentes catégories de matière, *C* le nombre total de catégories de matière, *NBR_H*$_h$ est le nombre d'heures d'ouverture par jour au cours de la saison *h* (en h/jour) et *NBR_J*$_h$ est le nombre de jours ouvrables au cours de la saison *h* (en jour/saison).

Les résultats obtenus à chacune des deux saisons sont ensuite réunis en utilisant une moyenne pondérée en fonction du nombre d'heures dans chacune de ces saisons. Des frais de gestion des employés (*MGMT_RATE* en %) de 25 % et des frais liés aux assurances et avantages sociaux des employés (*FRINGE_RATE* en %) de 31.5 % (Combs, 2012) sont ensuite ajoutés aux salaires ainsi calculés. La masse salariale annuelle moyenne pour les préposés dans chacun des écocentres (*COUT_SALAIRE_EC* en $/t) est estimée avec la formule présentée ci-dessous :

$$COUT_SALAIRE_EC_e = \frac{\sum_{h=1}^{2}\left(NBR_H_h \cdot SAL_CRD_SAISON_{e,h}\right)}{\sum_{h=1}^{2}(NBR_H_h)} \cdot (1 + MGMT_RATE) \cdot (1 + FRINGE_RATE) \qquad (4.16)$$

Où *e* représente les différents écocentres étudiés, et *h* les deux saisons utilisées pour désigner l'horaire des écocentres, soit la saison d'été et celle d'hiver, et NBR_H_h est un nombre entier représentant le nombre d'heures ouvrables selon l'horaire d'ouverture des écocentres à la saison *h*.

4.2.2.2 Traitement des matières

Une fois la matière reçue et placée dans un conteneur, elle doit être acheminée aux lieux de traitement. Bien que certains flux sortants soient vendus, les écocentres doivent débourser une certaine somme pour se départir de la majorité d'entre eux. Ainsi, chaque catégorie de matière est associée à un frais de traitement ou à un prix de vente (Demers, 2019). Ces montants sont représentés par la variable ($FRAIS_TRAITEMENT_c$ en $/t) et demeurent constants tout au long de l'année de référence (Hypothèse MÉ01). Une valeur négative est utilisée pour les matières qui sont vendues et une valeur positive est utilisée pour les matières associées à des frais de traitement.

Pour la majorité des catégories de matière, $FRAIS_TRAITEMENT_c$ est un montant fixe déterminé contractuellement, à l'exception de la matière envoyée au Centre de tri. Cette matière est sujette à une tarification en deux parties, comme expliqué dans la sous-section 4.2.1.5. Les frais de traitements pour cette matière sont donnés par la variable $FRAIS_GATE_FEE_f$ estimée avec l'équation (4.11) présentée précédemment.

4.2.2.3 Transport des matières

Le transport de la matière se fait selon quatre méthodes différentes. La première méthode (t=1) concerne la matière qui est déposée directement dans les conteneurs par les citoyens. Cette méthode

est dite « par conteneur ». Dans ce cas, la matière est transportée par camion-conteneur. Les trois autres méthodes concernent la matière qui est jetée à même le sol par les citoyens. Cette méthode est dite « en vrac ». La matière est ensuite chargée dans le transporteur à l'aide d'une chargeuse sur roues. Les trois types de transporteurs utilisés sont le camion-conteneur (t=2), le 12-roues (t=3) et le semi-remorque (t=4). Un résumé des quatre méthodes est présenté dans le Tableau 4.1. Selon le fonctionnement actuel des écocentres à Montréal et pour des raisons d'aménagement de l'espace, une matière donnée dans un écocentre donné ne peut être transportée par conteneur (t=1) et en vrac (t=2, 3 ou 4). Seule l'une des deux catégories de méthode est utilisée par matière et par écocentre.

Tableau 4.1 Types de transport pour les matières des écocentres

t	Type de transport
1	Par conteneur
2	En vrac, par camion-conteneur
3	En vrac, par 12-roues
4	En vrac, par semi-remorque

4.2.2.3.1 Par conteneur (t=1)

Ce type de transport est soumis à un prix forfaitaire par voyage de matière (*PRIX_TRANS_CONT* en $/voyage) qui est le même d'un écocentre à l'autre. Chaque voyage transporte un tonnage moyen donné d'une catégorie de matière donnée ($TON_VOY_{t,c}$ en t/voyage). Les frais liés au transport des matières par conteneur pour une catégorie de matière donnée ($FRAIS_TRANS_EC_{t,\,e,c}$ en $/t) sont calculés comme suit :

$$FRAIS_TRANS_EC_{t,e,c}\big|_{t=1} = \frac{PRIX_TRANS_CONT}{TON_VOY_{t,c}} \tag{4.17}$$

Où t représente le type de camion, e les différents écocentres étudiés et c les catégories de matière. Cette formule est applicable uniquement pour t=1.

4.2.2.3.2 En vrac (t=2, 3 ou 4)

Le taux horaire pour le transport en vrac de la matière varie en fonction du type de camions t utilisé ($TAUX_H_TRANS_t$ en $/h camion). Ce taux horaire est multiplié au temps moyen pour effectuer un aller-retour entre l'écocentre e et le lieu de traitement, incluant le temps pour charger et décharger la matière, ($TEMPS_VOY_{t,\,e,\,c}$ en h ·camion/voyage) afin de connaître le coût d'un voyage de matière. Ce montant est ensuite divisé par le tonnage moyen d'un voyage de matière c avec un

camion de type *t* ($TON_VOY_{t,\,c}$ en t/voyage) pour estimer les frais liés au transport en vrac de la matière *c* dans un camion *t* à partir de l'écocentre *e* ($FRAIS_TRANS_EC_{t,\,e,c}$ en $/t). La formule suivante résume le calcul :

$$FRAIS_TRANS_EC_{t,e,c}\big|_{t=\{2,3,4\}} = \frac{TEMPS_VOY_{t,e,c} \cdot TAUX_H_TRANS_t}{TON_VOY_{t,c}} \qquad (4.18)$$

Où *t* représente le type de camion, *e* les différents écocentres étudiés et *c* les catégories de matière. Cette formule est applicable uniquement pour *t*=2, 3 et 4.

Les frais liés à la chargeuse sur roues doivent aussi être estimés. La chargeuse sur roues opère selon les mêmes horaires que les préposés ($NBR_H_h \cdot NBR_J_h$ en h/an pour la saison *h*). Le taux horaire contractuel de la chargeuse sur roues pour chaque écocentre *e* est donné par $TAUX_H_CHARG_e$ (en $/h). Dans le cas où un écocentre n'utilise pas le transport en vrac, et donc n'utilise pas de chargeuse sur roues, cette variable est ajustée à 0$/h. Les frais de déplacement de la matière par la chargeuse sur roues ($FRAIS_DEPLAC_EC_e$ en $/t) sont calculés comme suit :

$$FRAIS_DEPLAC_EC_e = \frac{TAUX_H_CHARG_e \cdot \sum_{h=1}^{2}(NBR_H_h \cdot NBR_J_h)}{\sum_{c=1}^{C}\sum_{h=1}^{2} TON_CRD_{e,h,c}} \qquad (4.19)$$

Où *e* représente les différents écocentres étudiés, *h* les deux saisons utilisées pour désigner l'horaire des écocentres, soit la saison d'été et celle d'hiver, *c* les catégories de matière et *C* le nombre total de catégories de matière utilisées.

4.2.2.3.3 Coût global du transport

Le coût global lié au transport de la matière *c* à l'écocentre *e* ($COUT_TRANS_{e,c}$ en $/t) est calculé différemment pour le transport par conteneur (*t*=1) et pour le transport en vrac (*t*=2, 3 ou 4).

Dans le cas du transport par conteneur, $COUT_TRANS_{e,c}$ est donné directement par la variable $FRAIS_TRANS_EC_{t,\,e,c}$.

Dans le cas du transport en vrac, une combinaison distincte des trois types de camion est utilisée pour le transport des différentes catégories de matière dans chacun des écocentres. Une matrice est donc utilisée pour décrire la fréquence d'utilisation de chaque mode de transport *t* pour la matière *c* dans l'écocentre *e* ($\%_UTIL_{t,e,c}$ en %). Cette matrice d'utilisation est multipliée aux frais de transport. Le résultat est ensuite additionné aux frais de déplacement de la matière par la chargeuse sur roues.

L'équation ci-dessous présente le calcul du coût global du transport des matières pour chaque mode de transport :

$$COUT_TRANS_{e,c} = \begin{cases} FRAIS_TRANS_{t,e,c}, & t = 1 \\ \sum_{t=2}^{4} \left(\%_UTIL_{t,e,c} \cdot FRAIS_TRANS_{t,e,c}\right) + FRAIS_DEPLAC_EC_e, & t = \{2,3,4\} \end{cases} \quad (4.20)$$

Où *e* représente les différents écocentres étudiés, *t* les différents modes de transport et *c* les catégories de matière.

4.2.2.4 Indice de frais de gestion

L'indice de frais de gestion pour les écocentres ($Indice_Frais_Gestion_{EC}$ en \$/t) est calculé en additionnant les différents coûts en \$/t et en les pondérant en utilisant le tonnage annuel de matière *c* dans l'écocentre *e* ($TON_AN_MAT_{e,c}$ en t/an) comme suit :

$$\delta = \left(COUT_SALAIRE_EC_e + COUT_TRANS_{e,c} + FRAIS_TRAITEMENT_c\right) \quad (4.21)$$

$$Indice_Frais_Gestion_{EC} = \frac{\sum_{e=1}^{E}\sum_{c=1}^{C}\left(\delta \cdot TON_AN_MAT_{e,c}\right)}{\sum_{e=1}^{E}\sum_{c=1}^{C} TON_AN_MAT_{e,c}} \quad (4.22)$$

Où *e* représente les différents écocentres étudiés, *E* le nombre total d'écocentre, *c* représente chacun des conteneurs de matière et *C* est le nombre total de conteneurs de matière.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS DU PORTRAIT ET DISCUSSION

Ce chapitre présente les résultats du portrait qui a été développé au Chapitre 3. Il s'agit de l'aboutissement du premier sous-objectif de ce projet de recherche. L'état actuel de la génération et de la gestion de chacune des catégories de matière présentes dans les résidus de CRD est analysé et discuté afin de comprendre les enjeux entourant ces matières résiduelles. Des pistes de solution existantes ainsi que des débouchés théoriques pour ces résidus sont aussi explorées. De plus, comme ce portrait est basé sur des données datant parfois de 2015, des prévisions sont présentées afin d'approximer l'état du marché en 2020. À la fin de ce chapitre, les limitations du portrait seront examinées.

Dans les sections qui suivent, plusieurs graphiques sont présentés. Il s'agit de diagrammes « Sankey » permettant de visualiser le flux des matières, de leur génération à leur traitement de fin de vie. Les gisements se retrouvent à gauche des diagrammes et les débouchés à droite. Au centre sont présentées des informations sur le mode de gestion des résidus. Il s'agit en fait de distinguer les quantités de matière qui sont prises en charge par le système de gestion (écocentres, centres de tri, etc.) de celles qui sont acheminées directement aux recycleurs. Les différents flux présentés sur les diagrammes sont dimensionnés de façon à respecter les proportions observées pour ces résidus au Québec. Les résultats détaillés et les sources utilisées sont présentés à l'annexe H.

Les sources de données utilisées pour brosser ce portrait sont variées et récentes. Toutefois, un certain nombre d'entre elles datent de 2015. Or, d'importants changements sont survenus dans le secteur des CRD entre 2015 et aujourd'hui. Bien que l'impact de ces changements sur la gestion des résidus de CRD au Québec ne soit pas encore mesuré, certaines tendances ont été observées. Celles-ci ont donc été utilisées afin de produire des estimations de ce à quoi ressembleraient les diagrammes « Sankey » advenant le cas où ces données étaient connues. Les impacts collatéraux que ces changements pourraient avoir sur d'autres catégories de résidus ont aussi été considérés. Ces estimations sont présentées et discutées dans les sous-sections « prédiction 2020 » de certaines des sections qui suivent.

5.1 Portrait global

De façon globale, les résidus de CRD sont constitués de diverses matières qui peuvent être divisées en 12 grandes catégories comme définies dans la revue de littérature. À gauche de la Figure 5.1, il

est possible de voir ces catégories de matière ainsi que la proportion du gisement qui leur est associée. Il est possible de constater que les agrégats sont la matière occupant la plus grande portion dans les résidus de CRD au Québec, suivie du bois, puis des métaux. Ce sont trois matériaux qui sont généralement bien récupérés, comme discuté dans les sections qui suivent.

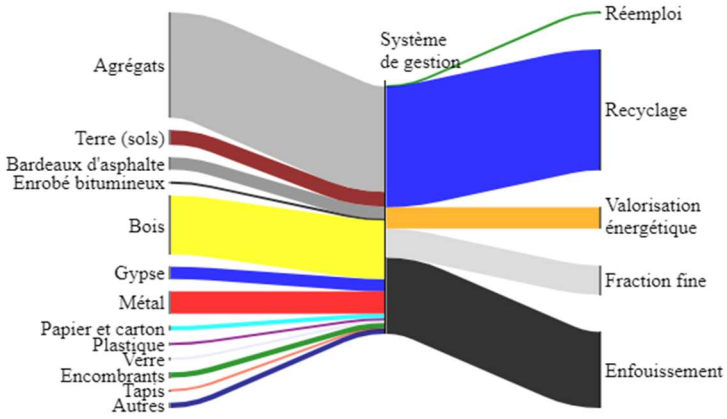


Figure 5.1 Portrait global de la génération et de la gestion des résidus de CRD

Il est intéressant d'analyser le portrait global du point de vue de la hiérarchie des 3R-VE. Tout d'abord, en ce qui concerne le premier R de la hiérarchie, il faut savoir que le portrait développé dans ce projet de recherche ne permet pas d'étudier la réduction à la source des matières puisqu'il se limite à leur gestion de fin de vie. Néanmoins, l'outil permet d'évaluer la performance du système de gestion en fonction des autres composantes de la hiérarchie, c'est-à-dire le réemploi, le recyclage, la valorisation énergétique et l'élimination des matières.

On constate que le réemploi, bien que prioritaire dans la hiérarchie, ne n'absorbe que 0.04 % des résidus. Il se limite aux matières issues de la déconstruction, c'est-à-dire celles qui ont été méticuleusement désassemblées. Deux facteurs pouvant expliquer le faible taux de réemploi dans les résidus de CRD sont la quantité importante d'heures de travail nécessaires au désassemblage des matières et la faible valeur monétaire de ces dernières.

Le recyclage est varié et inclut tous les débouchés qui ne tombent pas dans les autres composantes de la hiérarchie. Environ 49 % des résidus sont recyclés, soit 2 millions de tonnes annuellement. Près des trois quarts de cette quantité sont acheminés directement du chantier aux recycleurs. Les matières ainsi gérées sont typiquement les métaux, les agrégats et la terre. Ces matières ont en commun d'être faciles à trier à même les chantiers et d'y être présentes en grande quantité.

Il est estimé que 9 % des résidus de CRD générés annuellement sont envoyés en valorisation énergétique par les centres de tri. Il s'agit essentiellement de bois. Ce débouché permet de convertir en énergie 350 000 t/an de matière. Toutefois, cette matière contient une certaine quantité de bois qui pourrait être recyclé. La section 5.5 portant sur le bois contient plus de détail à ce sujet.

La fraction fine, ce mélange hétérogène de résidus de petite taille, représente 26 % des sortants des centres de tri, soit 12 % du gisement annuel de CRD au Québec. Étant donné son importance dans le système de gestion des résidus de CRD et les nombreuses problématiques qui y sont rattachées, une section entière de ce chapitre y est dédiée (section 5.2).

Finalement, tout ce qui n'est pas récupéré est enfoui. Les LET et LEDCD du Québec reçoivent des résidus de CRD en provenance directe des chantiers de CRD, mais aussi des écocentres et des centres de tri. En effet, les matières qui ne peuvent être recyclées ou valorisées sont généralement enfouies. Cela représente environ 1 250 000 t/an, soit 30 % des résidus de CRD qui sont enfouis. Selon la hiérarchie des 3R-VE, l'enfouissement devrait être le dernier recours, mais actuellement au Québec, il s'agit de la deuxième catégorie de débouchés la plus utilisée après le recyclage. Parmi ces matières enfouies, on retrouve encore beaucoup de résidus pouvant être recyclés ou valorisés énergétiquement. Il y a donc encore place à l'amélioration dans le système de gestion des résidus de CRD afin de réduire davantage l'enfouissement.

Le portrait global, représenté à la Figure 5.1 est appelé à varier d'une année à l'autre en fonction de nouveaux règlements qui sont mis en place, de l'apparition de nouveaux débouchés, mais aussi à la suite d'événements majeurs comme les inondations qui ont frappées la province en 2017 et en 2019. De tels événements ont pour effet d'augmenter drastiquement la quantité de résidus générés dans une année donnée ainsi que la proportion de résidus enfouis. En effet, le système de gestion et les centres de tri n'ont pas été conçus pour traiter un aussi gros volume de matière et encore moins pour trier des matières aussi humides et détériorées. Ça a donc pour effet d'augmenter la quantité de résidus de CRD enfouis au cours de l'année où l'événement s'est produit, comme il est possible d'observer en 2017 (Bellerose et al., 2019).

5.1.1 **Prévisions 2020**

Avec les tendances observées depuis 2015, il est possible de s'attendre à ce que la proportion de matières recyclées diminue un peu au profit de la valorisation énergétique. Ceci serait dû à la même

tendance observée avec le flux de bois (voir section 5.5). De plus, à partir de 2017, le principal débouché de la fraction fine a commencé à se refermer (voir section 5.2) (Bellerose et al., 2019). Cette situation peut avoir eu pour impact de motiver certains centres de tri à déployer des efforts afin de réduire la quantité de fraction fine qu'ils produisent. La Figure 5.2 illustre l'impact que ces deux changements pourraient avoir sur le portrait global des résidus de CRD au Québec.

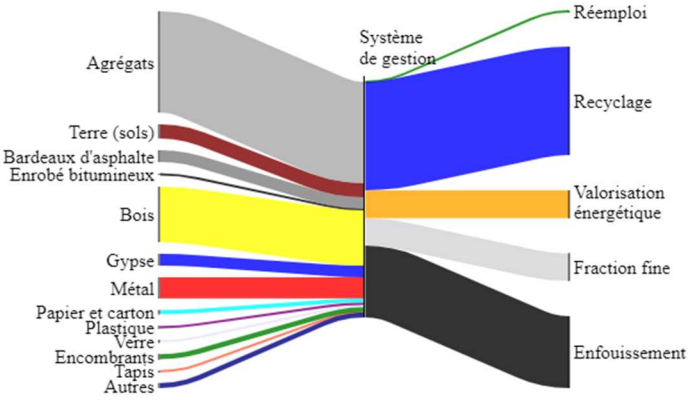
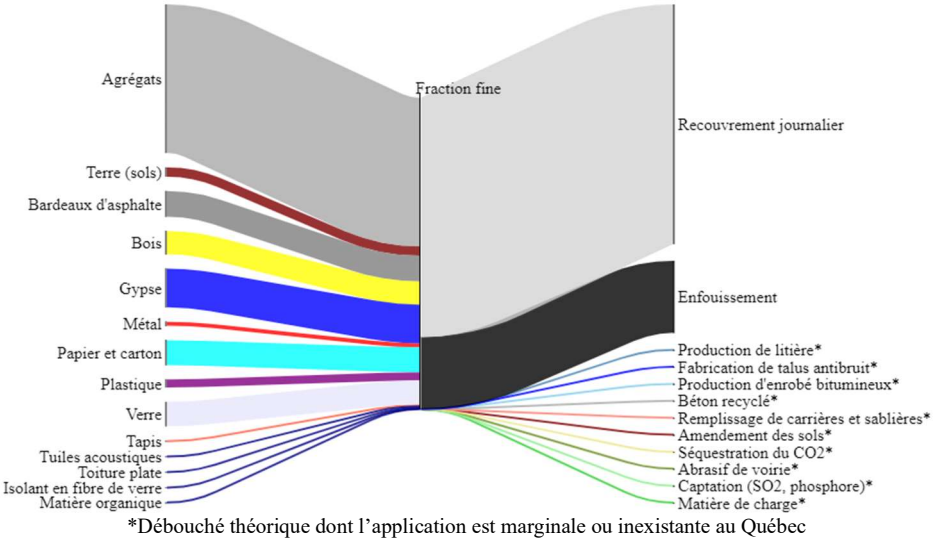


Figure 5.2 Portrait global de la génération et de la gestion des résidus de CRD — Prévisions 2020

5.2 Fraction fine



*Débouché théorique dont l'application est marginale ou inexistante au Québec

Figure 5.3 Portrait de la fraction fine

La fraction fine est constituée d'un mélange de toutes les matières passant par les centres de tri. La proportion associée à chacune des catégories de matière (voir Figure 5.3) dépend de la quantité de cette catégorie de matière passant par les centres de tri, mais aussi de sa granulométrie de sa friabilité et de sa fragilité. En effet, les activités de démolition, de transport et de broyage

contribuent à réduire la taille de matières comme le verre plat et les panneaux de gypse, résultant ainsi en une surreprésentation de ces matières dans la fraction fine comparativement au portrait global du secteur.

En 2015, la fraction fine avait un débouché principal, soit l'utilisation comme matière de recouvrement journalier dans les LET. Ce débouché permettait de valoriser 77 % de cette matière. Plusieurs études ont été menées afin de diversifier les débouchés pour ce flux de matière. Une étude a entre autres évalué plus d'une dizaine d'options sous différents critères, notamment la stabilité du débouché, sa demande annuelle en matière, ses retombées économiques et environnementales, etc. Il s'est avéré qu'aucun des débouchés étudiés ne pouvait être utilisé actuellement pour écouler la fraction fine. En effet, certains d'entre eux n'étaient pas assez matures pour être déployés à grande échelle, d'autres nécessitaient l'obtention d'un certificat d'autorisation et d'autres encore nécessitaient un prétraitement de la fraction fine afin d'en retirer certaines matières ou d'en changer la granulométrie, par exemple. Tous les débouchés théoriques qui ont pu être recensés dans la littérature sont identifiés par des astérisques à la Figure 5.3.

5.2.1 **Prévisions 2020**

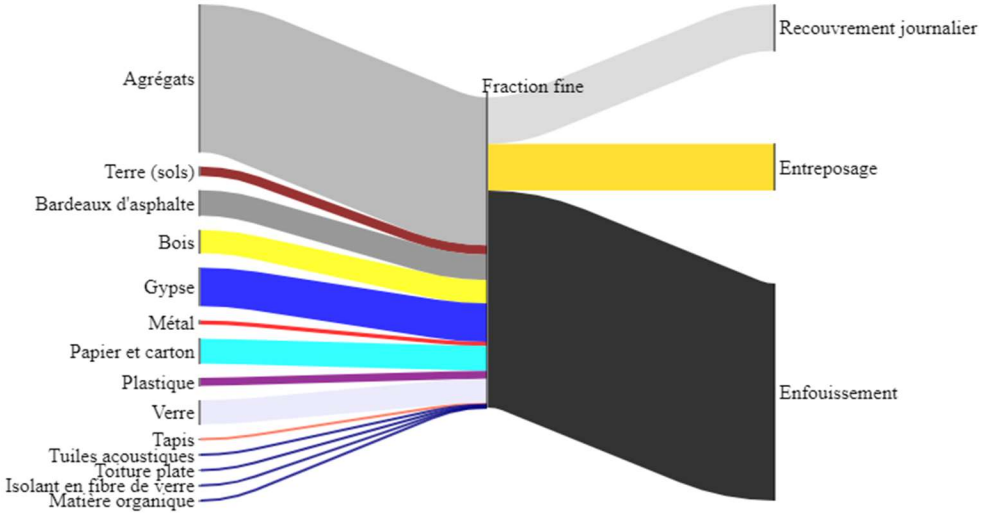


Figure 5.4 Portrait de la fraction fine — Prévisions 2020

À partir de 2017, le gouvernement a cessé d'accorder des permis aux lieux d'enfouissement pour utiliser la fraction fine comme matière de recouvrement journalier (Bellerose et al., 2019). Ce changement est dû au dégagement d'odeur qui accompagne souvent cette utilisation en raison de la présence de gypse dans la fraction fine. En effet, le gypse, lorsqu'il se décompose en présence

d'humidité, produit du H_2S, un gaz toxique à la forte odeur d'œuf pourri (Townsend et al., 2002). Il est donc attendu que la proportion de fraction fine utilisée en recouvrement journalier diminue drastiquement, que son enfouissement augmente considérablement et que l'entreposage de cette matière fasse son apparition comme débouché temporaire le temps qu'un débouché de remplacement soit trouvé (voir Figure 5.4). Face à cette problématique, les centres de tri vont peut-être déployer des efforts pour diminuer leur production de fraction fine, ce qui aurait pour impact de réduire la quantité produite annuellement dans la province.

Ce changement risque d'avoir des répercussions dans la gestion des bardeaux d'asphalte et de la terre, deux matières aussi utilisées en recouvrement journalier. Plus de détails sont présentés dans les sections correspondantes.

5.3 Agrégats et terre

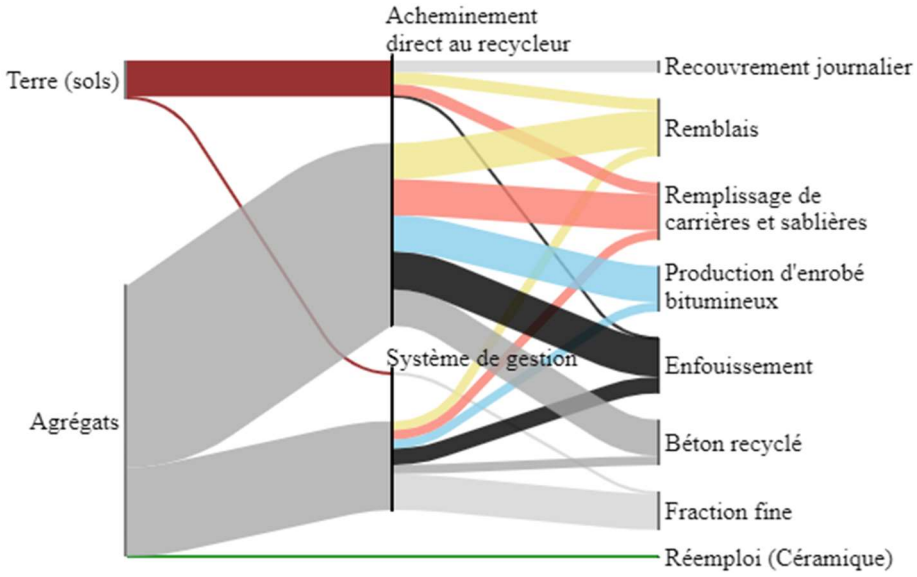


Figure 5.5 Portrait des résidus d'agrégats et de terre

La Figure 5.5 présente les détails de la gestion des résidus de terre et d'agrégats ainsi que la répartition de ces matières dans leurs différents débouchés. La proportion de terre dans les résidus de CRD a été établie à 6 % (Luc Vachon et al., 2009) alors que la proportion d'agrégats a été calculée à 43 %, soit 1 740 000 t/an. Les deux matières ont plusieurs débouchés en commun, mais elles ont des taux de récupération bien différents.

Pour pouvoir commenter la gestion des résidus de terre, il faut d'abord comprendre la génération de ce résidu. Celui-ci est généré à deux moments lors d'un projet de CRD. Le premier est au tout début du projet de construction, au moment de l'excavation. À ce moment la matière n'est pas mélangée à d'autres résidus, il est donc facile et économiquement intéressant de l'acheminer directement vers un recycleur ou à l'enfouissement. Environ 94 % de la terre est ainsi générée.

Le deuxième moment où des résidus de terre sont générés est au moment de la démolition. Une fois le bâtiment démoli, les résidus ainsi générés sont chargés dans un camion de transport à l'aide d'une pelle mécanique. Cette dernière racle le sol pour bien nettoyer le site ce qui a pour effet de mélanger une certaine quantité de terre avec les résidus de CRD. Ces résidus sont envoyés directement à l'enfouissement ou dans un centre de tri où la terre aboutit entièrement dans la fraction fine en raison de sa granulométrie (Hypothèse P32).

Au total, 2 % des résidus de terre de CRD généré sont enfouis et 6 % se retrouvent dans la fraction fine. Le reste est recyclé dans trois débouchés, soit l'utilisation : (1) dans les remblais ; (2) dans le remplissage de carrières et sablières ; (3) comme matière de recouvrement journalier dans les LET. La répartition de la terre entre ces trois débouchés est inconnue. Une hypothèse a donc été posée pour répartir également la quantité recyclée entre ceux-ci (Hypothèse P36).

En ce qui a trait à la réutilisation de la terre, celle-ci est difficile à quantifier. En effet, il est soupçonné qu'une importante quantité de terre est réutilisée sur place dans les chantiers. Cependant, aucune donnée n'est disponible à ce sujet. De plus, il est probable qu'une partie de la terre « recyclée » dans la Figure 5.5 soit en fait « réutilisée ». Par exemple, dans le cas où de la terre d'excavation d'un projet de construction serait utilisée dans le remblai d'un autre projet. Toutefois, les données disponibles ne permettent pas de connaître l'utilisation initiale de la terre ni le traitement de décontamination ou autre transformation qu'elle a pu subir, ce qui empêche l'estimation de la quantité de terre réutilisée.

Les résidus d'agrégats sont présents en grande quantité sur les chantiers de CRD. Ils sont souvent relativement faciles à séparer des autres matières lors de la démolition et les entrepreneurs parviennent généralement à vendre ce résidu ou à s'en départir pour une somme moindre que l'enfouissement, ce qui explique son fort taux d'acheminement direct aux recycleurs. Il est estimé que 53 % des résidus d'agrégats sont ainsi gérés, soit 925 000 tonnes annuellement. Cette quantité est répartie également entre les quatre principaux débouchés des agrégats (Hypothèse P29).

Ensuite, il est estimé qu'environ 240 000 t de résidus d'agrégats, soit 14 % de cette matière, sont acheminées directement à l'enfouissement chaque année. Pour ce qui est du réemploi il ne serait utilisé que pour 0.02 % du gisement d'agrégats et les seuls agrégats ainsi gérés seraient les lavabos et baignoires en céramique.

Finalement, des 570 000 t d'agrégats qui transitent par les centres de tri, 41 % sont recyclés, 41 % se retrouvent dans la fraction fine et 18 % sont enfouis. Les agrégats envoyés au recyclage par les centres de tri sont répartis également entre les quatre principaux débouchés de cette matière (Hypothèse P29).

Globalement, la terre est recyclée à 98 % et les agrégats à 80 % si on inclut la fraction fine dans le recyclage. Outre le faible taux de réemploi des agrégats, la gestion de fin de vie de ces matériaux respecte la hiérarchie des 3R-VE plus que la plupart des autres catégories de résidus de CRD.

5.3.1 **Prévisions 2020**

Étant donné le déclin observé de l'utilisation de fraction fine en recouvrement journalier dans les LET, il est estimé que l'utilisation de la terre dans ce débouché augmente légèrement pour combler la demande que le retrait de la fraction fine créera (voir Figure 5.6). Ainsi, l'utilisation de la terre dans les remblais et le remplissage de carrière diminuerait un peu en réponse à ce changement, particulièrement si le recouvrement journalier s'avère être financièrement plus intéressant que les deux autres débouchés.

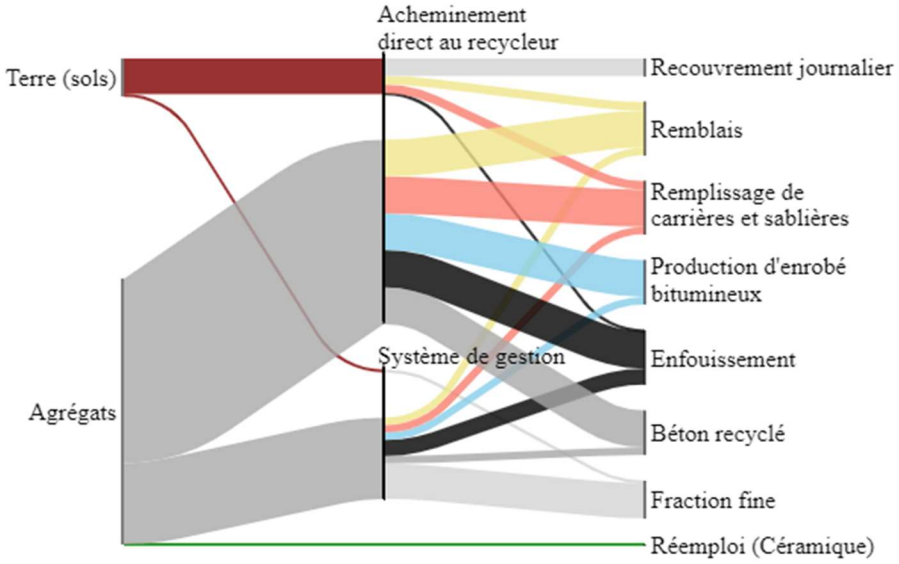
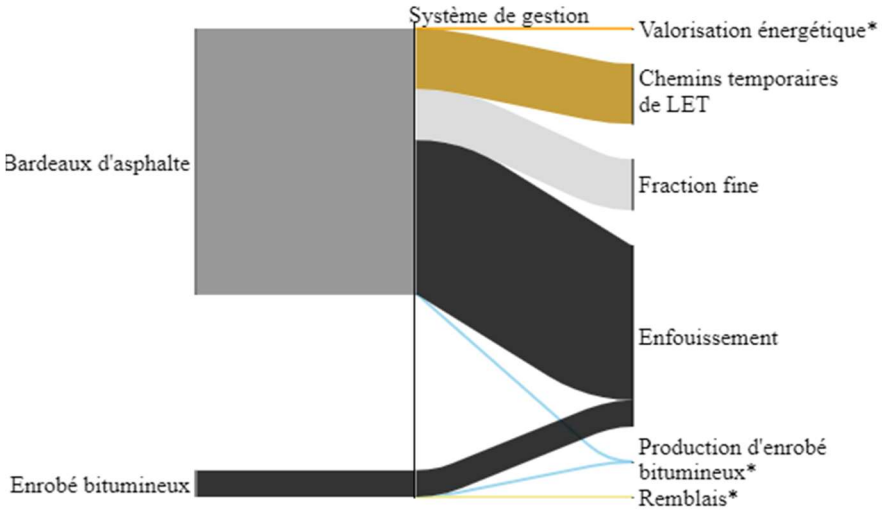


Figure 5.6 Portrait des résidus d'agrégats et de terre — Prévisions 2020

5.4 Matériaux asphaltés

Les bardeaux d'asphalte représentent 5 % du gisement total de résidus de CRD. Leur principal débouché actuellement est l'utilisation dans les LET pour construire des chemins temporaires afin de permettre aux véhicules de transport d'atteindre le front d'enfouissement en roulant sur les matières déjà enfouies. En 2015, 23 % du gisement de bardeaux d'asphalte aurait été ainsi recyclé. Cette matière est relativement facile à déchirer, ce qui explique que le cinquième du gisement de bardeaux se retrouve dans la fraction fine. Le reste, soit 58 % de ces résidus, est enfoui.

Les enrobés bitumineux, pour leur part, sont utilisés principalement pour les entrées de cours, représentant ainsi seulement 0.5 % des résidus de CRD du segment bâtiment au Québec. Il est estimé qu'une quantité négligeable de ces 20 500 t de matière passe par les centres de tri et qu'elle n'est pas, ou marginalement, recyclée dans les débouchés utilisés pour les enrobés bitumineux du segment infrastructure (Hypothèses P30 et P31). Par conséquent, environ 100 % des enrobées bitumineux du segment bâtiment sont acheminés directement à l'enfouissement.



*Débouché théorique dont l'application est marginale ou inexistante au Québec

Figure 5.7 Portrait des résidus de matériaux asphaltés

Globalement, les matériaux asphaltés sont peu recyclés. Il y a beaucoup d'aspects à améliorer dans la gestion de ceux-ci afin qu'ils aient accès aux divers débouchés théoriques identifiés par des astérisques à la Figure 5.7. En effet, si les enrobés bitumineux étaient triés à la source, ils pourraient être acheminés vers des filières de recyclage telles que la production d'enrobé bitumineux et l'utilisation comme matière de remblais (Développement durable, 2009). Concernant les bardeaux d'asphalte, la partie fibreuse de ces matériaux peut être valorisée énergétiquement et leurs petits

agrégats enduits de bitume peuvent être intégrés à la production d'enrobé bitumineux. Ces deux débouchés étaient en utilisés au Québec jusqu'à 2013, mais ce n'est maintenant plus le cas pour des raisons réglementaires. Des pistes de solution sont depuis explorées par le 3R MCDQ afin de permettre de recycler à nouveau les bardeaux dans ces débouchés (3R MCDQ, 2018).

5.4.1 **Prévisions 2020**

Entre 2013 et 2018, des certificats d'autorisation sans date de péremption ont été octroyés à onze LET. Depuis, la quantité de bardeaux d'asphalte utilisée dans les LET pour le recouvrement journalier et la construction de chemins a continuellement augmenté jusqu'à atteindre 88 000 t en 2016, les données les plus récentes disponibles (3R MCDQ, 2018). Il est donc attendu que cette tendance se maintient jusqu'à plafonner, ce qui aurait pour effet d'augmenter la quantité de cette matière utilisée dans ces deux débouchés et de réduite son taux d'enfouissement. Toutefois, contrairement à l'utilisation des bardeaux dans la production d'enrobé bitumineux, ces débouchés en LET représentent des utilisations finales de la matière qui sera par la suite ensevelie par d'autres matières résiduelles. Ces débouchés en LET entrent donc en compétition avec les débouchés de plus haute qualité tels que la production d'enrobé bitumineux et la valorisation énergétique, comme illustré à la Figure 5.8.

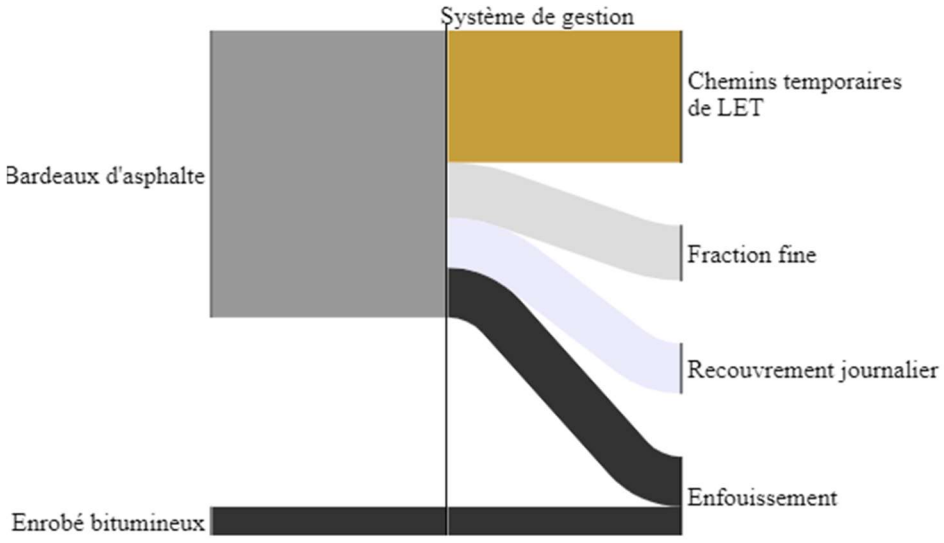


Figure 5.8 Portrait des résidus de matériaux asphaltés — Prévisions 2020

5.5 Bois

Le bois est une composante importante dans les constructions du segment bâtiment au Québec ; il représente 24 % des résidus de CRD, soit 970 000 tonnes annuellement. Il se sépare en sept types dont les proportions sont illustrées dans le diagramme à la Figure 5.9.

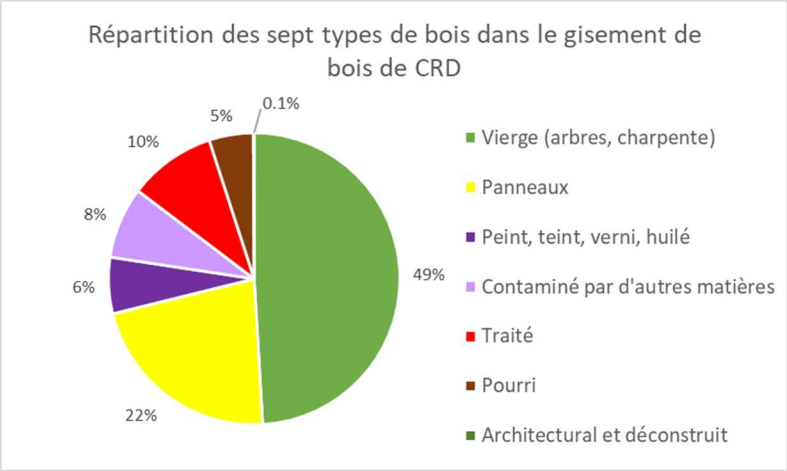


Figure 5.9 Répartition des sept types de bois dans le gisement de bois de CRD

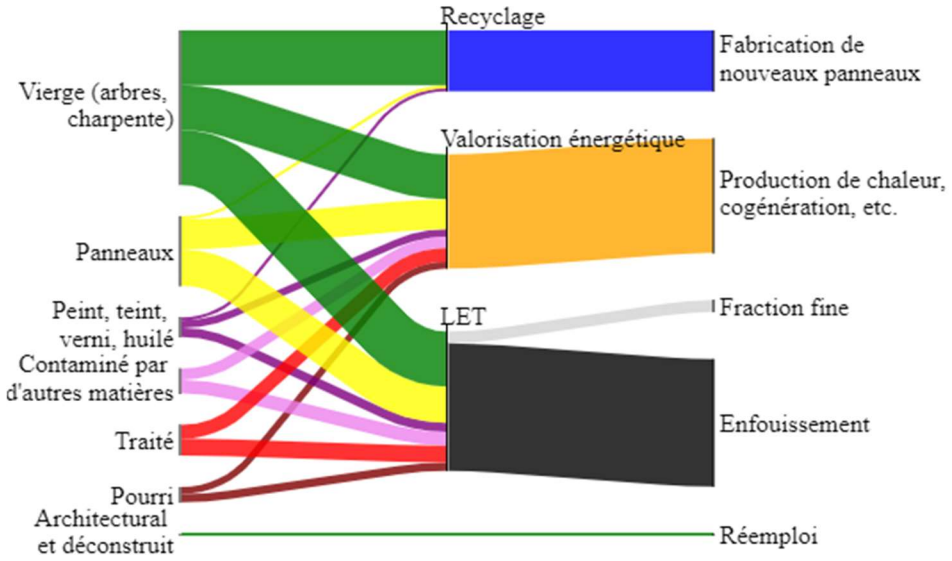


Figure 5.10 Portrait des résidus de bois de CRD

Seulement 0.1 % du bois est réutilisé, soit le bois architectural et déconstruit. Les six types de bois restant sont répartis entre les quatre autres débouchés de la Figure 5.10 basé sur les calculs et les hypothèses exposés dans la section 3.2.2.3. Au total, 19 % du bois est recyclé dans la fabrication de nouveaux produits, surtout des panneaux de bois, 36 % sont acheminés en valorisation

énergétique, 4 % aboutit dans la fraction fine et 41 % est enfoui. Les compositions des flux de bois se retrouvant dans ces différentes filières sont présentées dans le Tableau 5.1.

Tableau 5.1 Composition du flux de bois dans ses différents débouchés au Québec

Type de bois	Enfouissement	Recyclage *(Hyp. P24)*	Valorisation énergétique *(Hyp. P22 & P23)*	Fraction fine *(Hyp. P25)*
Vierge	39 %	90 %	39 %	39 %
Peint, teint, verni ou huilé	7 %	5 %	7 %	7 %
Panneaux	26 %	5 %	26 %	26 %
Contaminé par d'autres matières	10 %	0 %	10 %	10 %
Traité	12 %	0 %	12 %	12 %
Pourri	6 %	0 %	6 %	6 %
Total	**100 %**	**100 %**	**100 %**	**100 %**

Dans la hiérarchie des 3R-VE, le recyclage est priorisé sur la valorisation énergétique et l'enfouissement. Toutefois, même si des efforts sont déployés en ce sens, ce n'est pas 100 % du gisement de bois de CRD qui peut être recyclé. En effet, bien que le bois vierge puisse être entièrement recyclé, d'autres types de bois ne peuvent pas l'être pour des raisons législatives ou techniques. Tout d'abord, en ce qui a trait aux panneaux de bois, la colle avec laquelle ils sont fabriqués contient du formaldéhyde, une substance dont la concentration limite dans les panneaux de bois est dictée par le Règlement sur les matières dangereuses ("Règlement sur les matières dangereuses, RLRQ c Q-2, r. 32," 2019). Leur recyclage en boucle fermée dans la fabrication de nouveaux panneaux est donc limité par la présence de cette substance. Ensuite, concernant le bois peint, teint, verni ou huilé, sa présence est limitée à une certaine concentration par les compagnies de recyclage du bois. Le bois contaminé par d'autres matières n'est quant à lui pas accepté en recyclage en raison du risque que présentent lesdites matières contaminantes d'endommager les équipements du recycleur (Bellerose, 2019). Ensuite, il y a le bois traité, lequel est imprégné de substances comme le cuivre, la créosote et l'arsenic, des produits hautement toxiques (Gouvernement du Canada et al., 1993; Ministère du Développement durable, 2011). Ces substances empêchent le recyclage du bois traité. Finalement, le bois pourri ne peut pas être recyclé, car il compromettrait l'intégrité du nouveau produit (Hypothèse P02).

Toutefois, ces limitations techniques et réglementaires n'expliquent pas le faible taux de recyclage du bois vierge, soit 35 %, tel qu'il est possible d'observer sur la Figure 5.10. Ce dernier s'explique plutôt par l'interaction de plusieurs facteurs au niveau du centre de tri. L'un de ces facteurs est la

distance importante entre les centres de tri et les recycleurs de bois, peu nombreux, versus la distance souvent plus courte entre les centres de tri et les lieux de valorisation énergétique. Il s'agit d'un facteur déterminant en raison des coûts élevés et des émissions de GES liés au transport. C'est pourquoi plusieurs centres de tri choisissent d'envoyer leur bois en valorisation énergétique plutôt qu'au recyclage. Un autre facteur limitant est que peu de types de bois peuvent être recyclés, comme expliqué dans le paragraphe précédent. Ainsi, un centre de tri qui veut recycler le bois doit produire un bois de qualité #1, ce qui a pour conséquence d'augmenter la quantité de bois se retrouvant dans ses rejets, soit le bois traité, pourri ou contaminé. Ceci augmente considérablement les coûts liés à l'élimination. En ce qui a trait aux revenus, le prix de vente perçu par le centre de tri pour le recyclage d'un bois de qualité #1 est généralement plus élevé que celui associé au bois de plus basse qualité destiné à la valorisation énergétique. Toutefois, cet écart ne justifie pas toujours les dépenses additionnelles nécessaires pour produire ce bois de plus haute qualité. Finalement, un dernier facteur limitant est le fait que le processus de tri rattaché à la production d'un bois de qualité #1 est fragile. Il n'est donc pas impossible qu'une certaine quantité de bois traité, lequel peut être visuellement similaire au bois vierge, aboutisse dans le flux de bois de recyclage. Si l'échantillon de bois testé par le recycleur détecte la présence de bois traité, le chargement complet en provenance du centre de tri risque d'être refusé.

Dans la hiérarchie des 3R-VE, après le recyclage vient la valorisation énergétique. Il n'y a techniquement pas de limitations en ce qui a trait à quel type de bois peut être valorisé énergétiquement. C'est pourquoi ils sont tous acheminés en quantité appréciable vers la valorisation énergétique dans la Figure 5.10 présentée précédemment. Les limitations sur ce type de débouchés sont plutôt de nature réglementaire. Les articles 77 à 87 et 153 du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) stipulent que seules les installations respectant certains critères sont autorisées à valoriser le bois traité et les panneaux de bois("Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, RLRQ c Q-2, r. 4.1, art 77-87 & 153," 2019).

Pour résumer, le recyclage du bois est limité à certains types de bois et entraîne une hausse de la quantité de bois enfouis. Sa valorisation énergétique quant à elle a peu de limitations en ce qui a trait aux types de bois valorisés. Le contexte économique des centres de tri est serré et ceux-ci sont souvent limités à une seule station de tri pour le bois, visant soit le recyclage, soit la valorisation énergétique. Comment choisir alors entre maximiser le recyclage, avec pour effet indésirable

d'augmenter le taux d'enfouissement, ou encore opter pour la valorisation énergétique, qui est plus basse dans la hiérarchie des 3R-VE, mais qui minimise le taux d'enfouissement ?

5.5.1 **Prévisions 2020**

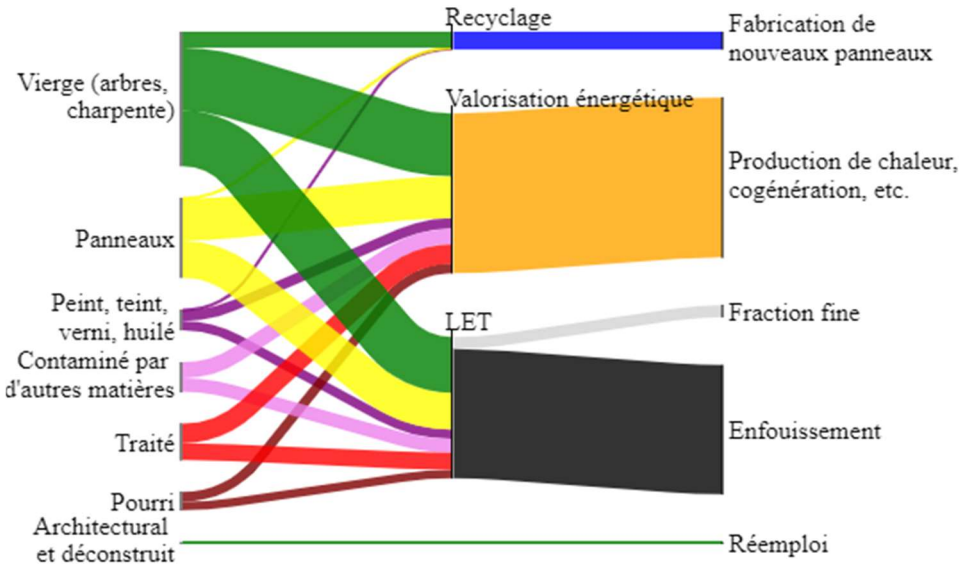


Figure 5.11 Portrait des résidus de bois de CRD — Prévisions 2020

Selon les experts, la tendance entre le recyclage et la valorisation énergétique du bois a beaucoup évolué depuis 2015. Les dernières estimations indiquent que 90 % du bois serait maintenant valorisé énergétiquement. Les causes qui sont soupçonnées sont les basses températures des derniers hivers, les opérations de tri et la qualité du flux de bois produit ainsi que l'état actuel de l'industrie forestière qui fournit déjà beaucoup de bois vierge aux recycleurs (Bellerose et al., 2019). Cette tendance a été intégrée au portrait pour générer le diagramme de la Figure 5.11 ci-dessous.

5.6 Gypse

Le gypse représente 5 % des résidus de CRD au Québec, soit 204 000 tonnes par an. Comme il est possible de le voir sur la Figure 5.12, environ 29 % de ce gisement est constitué de retailles de construction, donc principalement des retailles de coupe et des résidus générés par le réseau de distribution de ce matériau. Ces résidus sont propres, non-contaminés et faciles à trier à la source. Le gypse usé constitue 71 % du gisement de gypse en fin de vie et provient principalement des activités de démolition. Le gypse usé est souillé et souvent contaminé par d'autres matières.

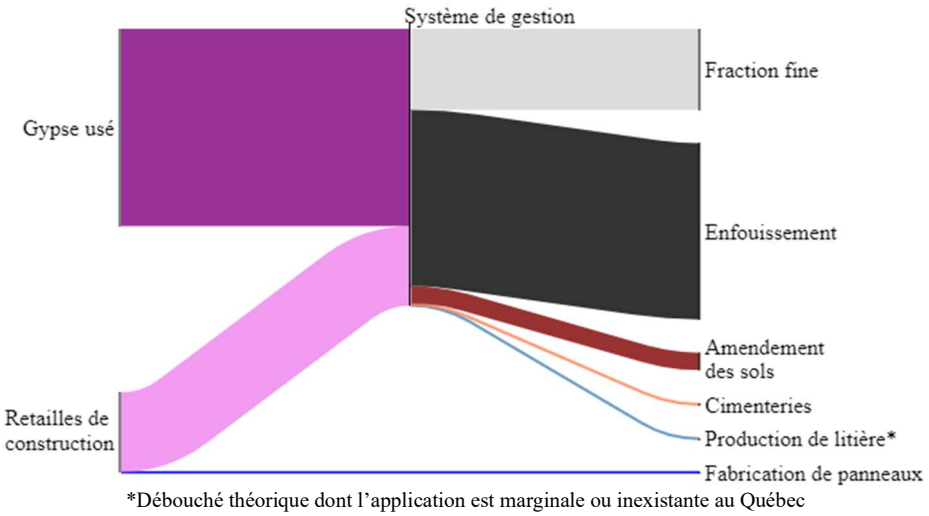


Figure 5.12 Portrait des résidus de gypse

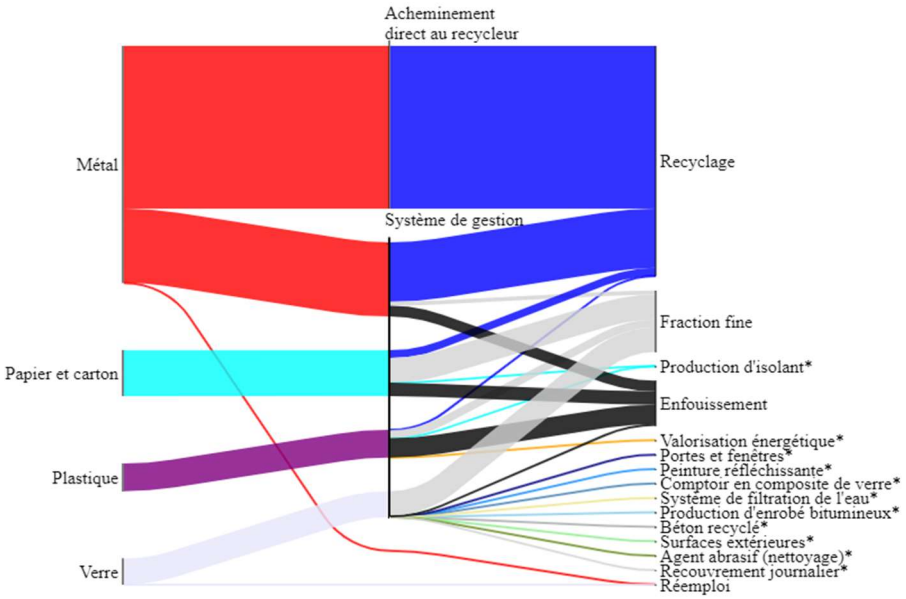
Chaque année, environ 200 t de résidus de gypse sont recyclés en boucle fermée. Ce débouché est actuellement réservé aux retailles de construction provenant du réseau de distribution de cette matière. Les autres résidus de gypse ne peuvent donc pas être ainsi recyclés.

Le gypse est aussi recyclé en boucle ouverte dans des débouchés comme l'amendement des sols et la production de béton dans les cimenteries. Ces utilisations combinées valorisent 7 % du gisement de gypse annuel. Le reste se retrouve dans la fraction fine (29 % du gisement) ou à l'enfouissement (67 % du gisement). Ces deux débouchés en LET s'accompagnent d'un dégagement d'une odeur nauséabonde dû à la présence de soufre dans le gypse (Townsend et al., 2002).

Globalement, le gypse a un faible taux de récupération. Il existe deux facteurs qui contribuent à cette situation. Le premier facteur découle d'une des propriétés physiques du gypse, soit le fait d'être un matériau friable. Les panneaux de gypse s'effritent durant le transport, les manipulations mécaniques et le broyage, ce qui diminue considérablement leur granulométrie et rend leur tri difficile. Le deuxième facteur est le nombre limité de recycleurs dans la province. Avec les frais de transport élevés et l'émission de GES lors des déplacements, les grandes distances entre les recycleurs et les centres de tri suffisent parfois à justifier l'enfouissement du gypse (Deloitte, 2018). Une solution semble toutefois présenter un potentiel d'amélioration intéressant face à ces problématiques. Il s'agit du tri à la source du gypse sur les chantiers de construction. Plusieurs projets pilotes ont été complétés ou sont en cours afin de développer de bonnes pratiques entourant le tri à la source de cette matière (3R MCDQ, n.d.; RECYC-QUÉBEC, 2018b; Samson, 2019).

5.7 Métal, papier et carton, plastique et verre

Les métaux, papiers, cartons, plastiques et verres (MPCPV) issus des résidus de CRD sont des matières qui, bien qu'elles s'apparentent beaucoup à celles de la collecte sélective (CS), ont des particularités qui distinguent leur gestion de celle des MPCPV de la CS. Les métaux, par exemple, sont de plus grande taille et contiennent plus de cuivre et de fils électriques que leurs cousins de la CS. Les papiers et cartons sont similaires à ceux de la CS, mais on ne retrouve pas de contenants multicouches dans les résidus de CRD. Les plastiques, quant à eux, contiennent du PVC qui ne se retrouve habituellement pas dans la CS. Finalement, le verre plat retrouvé dans les résidus de CRD a une constitution bien différente de celle du verre de bouteille (Syndicat Intercommunal du Segréen pour le Traitement des Ordures (SISTO), 2018). Ses filières de recyclage diffèrent donc de celles du verre de bouteille.



*Débouché théorique dont l'application est marginale ou inexistante au Québec

Figure 5.13 Portrait des résidus de métal, papier et carton, plastique et verre de CRD

Les métaux sont la troisième catégorie de matière avec la plus grande quantité de résidus dans le secteur des CRD. Ils représentent 9 % du total de ce flux de matières résiduelles, soit près de 370 000 t/an. Seulement 0.02 % de cette matière est réutilisée. En revanche, une forte proportion, soit 68 % du gisement, est acheminée directement vers les recycleurs. La valeur monétaire des métaux rend leur tri à la source intéressant pour les entrepreneurs. De plus, de nombreux récupérateurs parcourent les rues des villes pour collecter les encombrants métalliques laissés en bordure de rue par les citoyens. La proportion du gisement de métaux qui est pris en charge par le système de

gestion et qui est recyclé est d'environ 25 %. Au total, 2 % des métaux de CRD se retrouvent dans la fraction fine. Il s'agit surtout de pièces de petite taille, comme des clous et des écrous. Finalement, aussi peu que 5 % du gisement de métaux est enfoui, ce qui fait des métaux l'une des matières les mieux récupérées au Québec, avec la terre et les agrégats.

Le papier et le carton forment 1.7 % des résidus de CRD. Il est estimé que 17 % de cette matière est recyclée pour former du nouveau papier et carton. Ses débouchés actuels sont similaires à ceux de la collecte sélective. Il existe toutefois d'autres débouchés pour cette matière, comme la production d'isolant de cellulose à partir de cette matière fibreuse (identifiés par des astérisques à la Figure 5.13), mais celui-ci n'est pas utilisé ici au Québec. En ce qui a trait au reste du papier et carton de CRD, 54 % de cette matière se retrouve dans la fraction fine et 29 % se retrouve à l'enfouissement.

Les plastiques sont la troisième matière en importance dans les MPCPV, avec 1.1 % du gisement de résidus de CRD de la province. Cette matière est recyclée à l'ordre de 2 % via des filières similaires à celles du plastique de la CS. Bien qu'il soit très coûteux de transporter cette matière (RECYC-QUÉBEC, 2018a), le polystyrène (plastique #6) contenu dans les résidus de CRD pourrait théoriquement être recyclé en boucle fermée dans la fabrication de nouvel isolant en polystyrène. Concernant ses autres débouchés, 29 % du plastique se retrouve dans la fraction fine et 69 % sont enfouis. Le plastique est une matière qui contient beaucoup d'énergie. Il pourrait donc théoriquement être valorisé énergétiquement pour récupérer cette énergie au lieu de l'enfouir (identifiés par des astérisques à la Figure 5.13). Toutefois, ce flux est rarement ainsi valorisé en raison de la présence de PVC, lequel dégage du chlorure d'hydrogène (HCl) lorsqu'il est brûlé, un composé toxique et corrosif (Institut national de recherche et de sécurité, 2019; Waste management world, 2013).

La quatrième et dernière matière des MPCPV est le verre qui compose 1 % des résidus de CRD au Québec. Sa proportion dans les résidus de CRD est amenée à augmenter dans les prochaines décennies avec l'utilisation grandissante de cette matière dans le recouvrement extérieur des tours de bureaux. Environ 0.44 % du gisement de verre plat est réutilisé. Cette quantité inclut des fenêtres avec leurs cadrages et des pans de verre plat aux différents finis. Contrairement aux autres matières dans les MPCPV, le verre se retrouve davantage dans la fraction fine qu'à l'enfouissement. En effet, comme le verre est une matière cassante, 93 % du gisement se retrouve dans la fraction fine

et seulement 7 % sont enfouis. Il existe plusieurs débouchés théoriques pour le verre plat (identifiés par des astérisques à la Figure 5.13), notamment la fabrication de nouveau verre plat, l'utilisation comme agent abrasif ou encore comme agrégats dans la production de béton ou d'enrobé bitumineux. Néanmoins, le tri à la source du verre est nécessaire afin de permettre le recyclage de cette matière.

Globalement, mise à part le métal, les MPCPV sont peu récupérés. Avec leur faible valeur monétaire et leur tonnage annuel relativement bas, ces matières ne sont souvent pas la priorité des centres de tri de résidus de CRD.

5.8 Autres matières

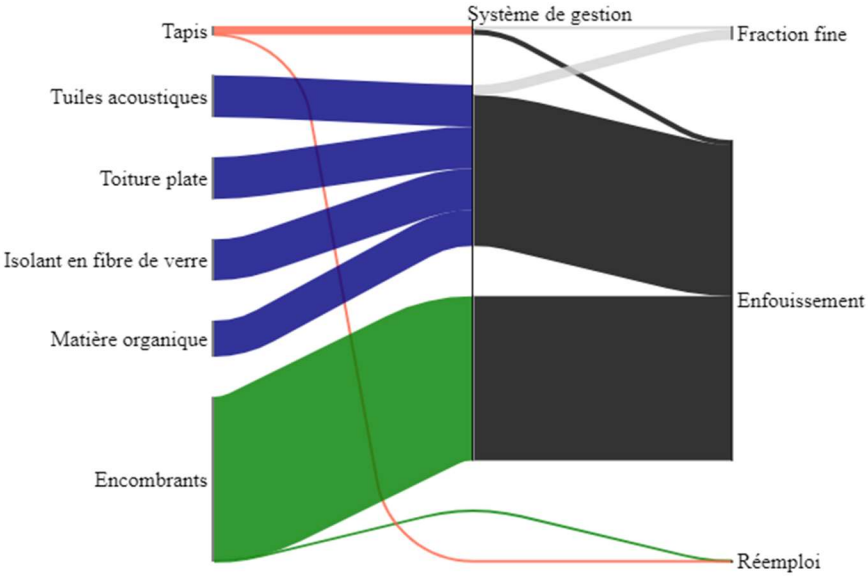


Figure 5.14 Portrait des autres résidus de CRD

La Figure 5.14 présente les autres résidus de CRD. Parmi ces autres matières, on retrouve les tapis qui constituent 0.1 % du gisement de résidus CRD dans la province, soit 4 750 t/an. Il est estimé que 4 % du gisement de tapis de CRD sont déconstruits et réutilisés. Le reste des tapis ne sont pas triés à la source et sont pris en charge par le système de gestion. Approximativement 37 % du gisement se retrouve dans la fraction fine et 69 % sont enfouis.

Dans les matières autres se retrouvent aussi les tuiles acoustiques, la toiture plate, l'isolant en laine minérale et les matières organiques qui forment chacun 0.5 % des résidus de CRD. Conjointement, 94 % de ces quatre matières sont envoyés à l'enfouissement puisqu'il n'existe pas de débouché

pour celles-ci actuellement au Québec ou en raison de l'impossibilité de les récupérer étant donné leur état lorsqu'elles sont mélangées avec les autres résidus de CRD, dans le cas des matières organiques. Le reste de ces matières se retrouve dans la fraction fine.

Les tapis ainsi que les quatre matières discutées au paragraphe précédent sont en faible quantité dans les résidus de CRD et ont une valeur économique négative. Il serait pertinent de calculer l'impact environnemental lié à leur enfouissement et de le comparer avec celui découlant de leur récupération, afin de déterminer quel serait le gain associé au développement de filières de valorisation pour ces matières.

La dernière catégorie de matière que l'on retrouve dans les résidus de CRD est les encombrants. Ils représentent 2 % des résidus de CRD. Selon les données disponibles, 0.2 % des encombrants son réutilisés via les centres de réemploi. Il s'agit d'une sous-estimation de la quantité totale d'encombrants réutilisés puisque ces données ne tiennent pas compte de l'importante quantité de matière revendue sur les plateformes de seconde main comme Kijiji. La réutilisation, en plus d'être encouragée par la hiérarchie des 3R-VE, constitue le débouché le plus efficace pour ce type de matière en raison du marché et des plateformes d'échange déjà existantes.

Pour ce qui est du reste des encombrants, ils sont soit acheminés directement à l'enfouissement ou pris en charge par le système de gestion. Étant donné leur taille et leur poids, les écocentres et les centres de tri mettent souvent ces matières de côté dès leur réception afin de ne pas endommager leurs équipements. Dans tous les cas, les encombrants sont envoyés à l'enfouissement. Le résultat est que 99.98 % du gisement d'encombrants est enfoui, soit tout ce qui n'est pas réutilisé. Il est à noter que les encombrants métalliques sont comptabilisés dans le gisement de métaux et non dans celui des encombrants puisque les données ne permettent pas de les extraire des tonnages de métaux recyclés.

5.9 Limitations du portrait

Le portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD au Québec comporte certaines limitations. La plus importante d'entre elles a trait à sa capacité à bien décrire la gestion de fin de vie des agrégats et de la terre retrouvés dans les résidus de CRD. En effet, très peu d'information sont disponibles sur les quantités d'agrégats et de terre récupérés ainsi que sur la façon dont ces matières sont valorisées. Les hypothèses utilisées pour remplacer les données manquantes à ce sujet

ont un impact considérable sur les résultats, comme il est possible de le voir dans le Tableau K.44 à l'annexe K.

Une autre limitation du portrait est en lien avec les résidus réutilisés et recyclés sur place. En effet, le portrait présente les quantités de résidus de CRD réutilisés ou recyclés sur place dans le segment bâtiment. Or, ces quantités sont fortement sous-estimées. En effet, il existe peu d'études qui se penchent sur les quantités de résidus acheminés vers des filières de réemploi. Les informations utilisées dans le portrait sont basées sur une seule donnée datant de 2009. De plus, comme cette donnée ne présente pas la composition du flux de matière réutilisé, cette dernière a dû être estimée (Hypothèse P26). De plus, une quantité non négligeable de matériaux de construction et d'encombrants usagers sont revendus sur des plateformes comme Kijiji, les petites annonces classées, Craigslist, et bien d'autres encore. Ces quantités n'ont pas été prises en compte dans les tonnages de matières réutilisées dans le portrait. En ce qui a trait aux résidus recyclés sur place, la terre en est un bon exemple, aucune étude ne semble s'être penchée sur ce sujet. L'estimation présentée dans le portrait peut donc s'avérer erronée.

CHAPITRE 6 RÉSULTATS DE L'APPLICATION DE L'OUTIL D'AIDE À LA PRISE DE DÉCISION ET DISCUSSION

Dans ce chapitre, l'outil d'aide à la prise de décision développé dans le chapitre 4 est mis en application lors de l'évaluation de divers scénarios. Ces derniers se divisent en deux principaux groupes. Il s'agit, dans un premier temps, de changements au mode de gestion actuel des matières reçues en écocentre, puis dans un deuxième temps, de modification de la chaîne de tri étudiée. Ce chapitre correspond au quatrième et dernier sous-objectif de ce projet de recherche.

Les divers scénarios seront analysés en comparaison avec le système de gestion actuel modélisé dans le scénario 0, aussi appelé Statu Quo. En ce qui concerne les écocentres, le Statu Quo est décrit dans la section 2.4.2. En résumé, les sept écocentres de la Ville de Montréal ont chacun sept conteneurs dédiés aux résidus de CRD apportés par les citoyens. Ces derniers sont listés dans le Tableau 6.1. Pour quatre d'entre eux, les écocentres doivent débourser un certain montant pour se départir des matières qu'ils contiennent. En ce qui concerne la terre, le recycleur accepte cette matière pour un coût nul. Pour ce qui est des deux derniers conteneurs, soit ceux des métaux ferreux et non-ferreux, les écocentres touchent un profit en lien avec la vente de ces derniers (Demers, 2019).

Tableau 6.1 Liste des conteneurs dans les écocentres montréalais

# du conteneur	Contenu	Frais vs revenu
1	CRD non-recyclables	Frais
2	CRD recyclables non-triés	Frais
3	Bois	Frais
4	Roc/Béton	Frais
5	Terre	Coût nul
6	Métaux ferreux	Revenu
7	Métaux non-ferreux	Revenu

6.1 Écocentres

L'application de l'outil aux écocentres se fait via l'évaluation de six scénarios de base et de trois scénarios avancés. Les conclusions des scénarios de base sont utilisées pour constituer les scénarios

avancés. Dans les sous-sections qui suivent, les scénarios eux-mêmes seront présentés, suivit de l'analyse et la discussion de résultats qui y sont associés.

6.1.1 **Scénarios 1 à 6 : les scénarios de base**

Les scénarios de bases reposent sur le prétri des matières en écocentre. L'objectif est d'évaluer l'impact sur l'indice de frais de gestion et le taux de récupération de placer certaines matières dans le conteneur « CRD recyclables non-triés » et de les envoyer au Centre de tri plutôt que de les acheminer directement aux recycleurs, ou vice versa.

Les scénarios 1 à 4 concernent des matières qui sont actuellement placées dans les conteneurs 1, 3, 4, 6 et 7. Le conteneur de terre reste inchangé dans les scénarios parce que ce n'est pas une matière que le Centre de tri souhaite recevoir. Ensuite, les scénarios 5 et 6 visent à explorer la possibilité de trier en écocentre deux matières qui ont été identifiées comme étant problématiques pour le Centre de tri. Les détails des six scénarios sont présentés ci-dessous :

- Scénario 1 – Le bois est placé dans le conteneur « CRD recyclables non-triés »
    - Le conteneur 3 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 2 – Le Roc/Béton est placé dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Le conteneur 4 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 3 – Les métaux (ferreux & non-ferreux) sont placés dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Les conteneurs 6 et 7 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 4 – Les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Le conteneur 1 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.

- Scénario 5 – Un conteneur additionnel pour les plastiques
    - Les plastiques habituellement placés dans le conteneur 2 sont déposés dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 6 – Un conteneur additionnel pour le gypse
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.

Dans chacun de ces scénarios, la chaîne de tri étudiée reste inchangée. Sa configuration correspond donc à celle retrouvée dans le scénario 0.

6.1.2 Résultats des scénarios 1 à 6 et discussion

Les scénarios de base définis précédemment ont été évalués à l'aide de l'outil d'aide à la prise de décision développé dans le cadre de ce projet de maîtrise. Leur impact sur l'indice de frais de gestion et sur le taux de récupération par rapport au Statu Quo a été analysé.

6.1.2.1 Indice de frais de gestion

L'analyse de l'impact sur l'indice de frais de gestion a été faite pour les écocentres et le Centre de tri séparément, puis de façon combinée afin d'analyser le système dans son ensemble.

6.1.2.1.1 Centre de tri

Les deux graphiques qui suivent présentent la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios (Figure 6.1) ainsi que celle du coût marginal (Figure 6.2). Les coûts marginaux ont été calculés en divisant la différence de l'indice de frais de gestion occasionnée par le scénario étudié sur une année entière (en $/an) par le tonnage de matières qui sont affectés par le changement au cours de l'année étudiée (en t/an). Ainsi, les coûts marginaux résultants sont en $/t.

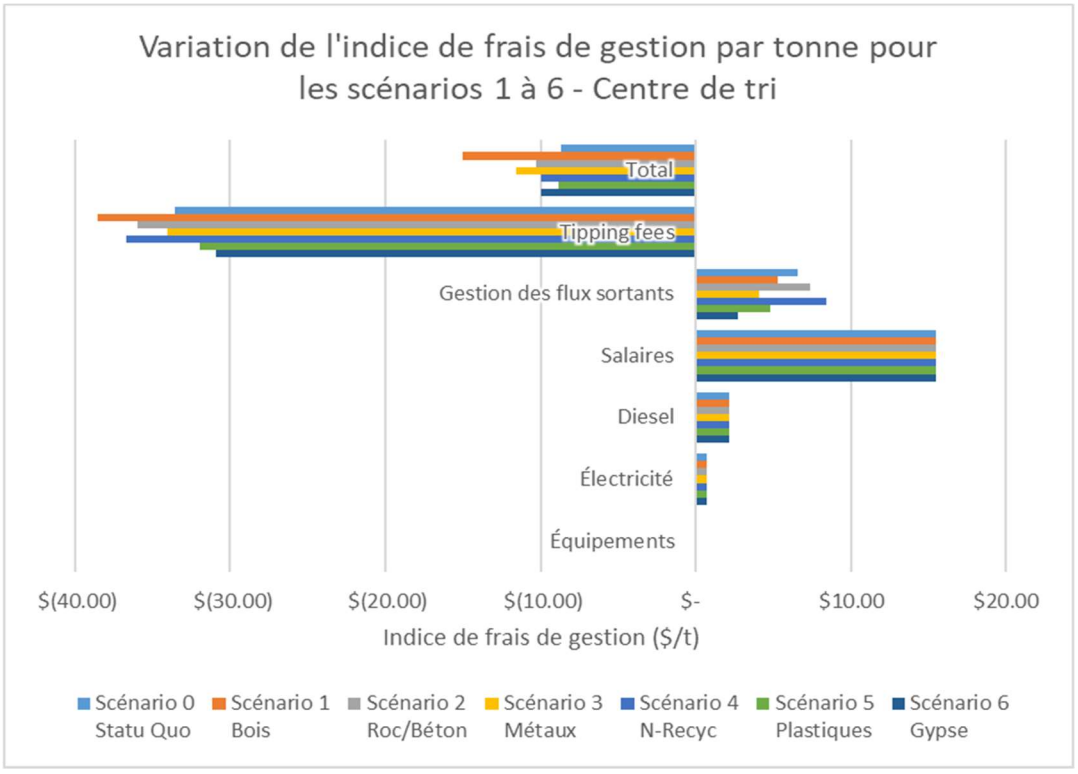


Figure 6.1 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 1 à 6 — Centre de tri

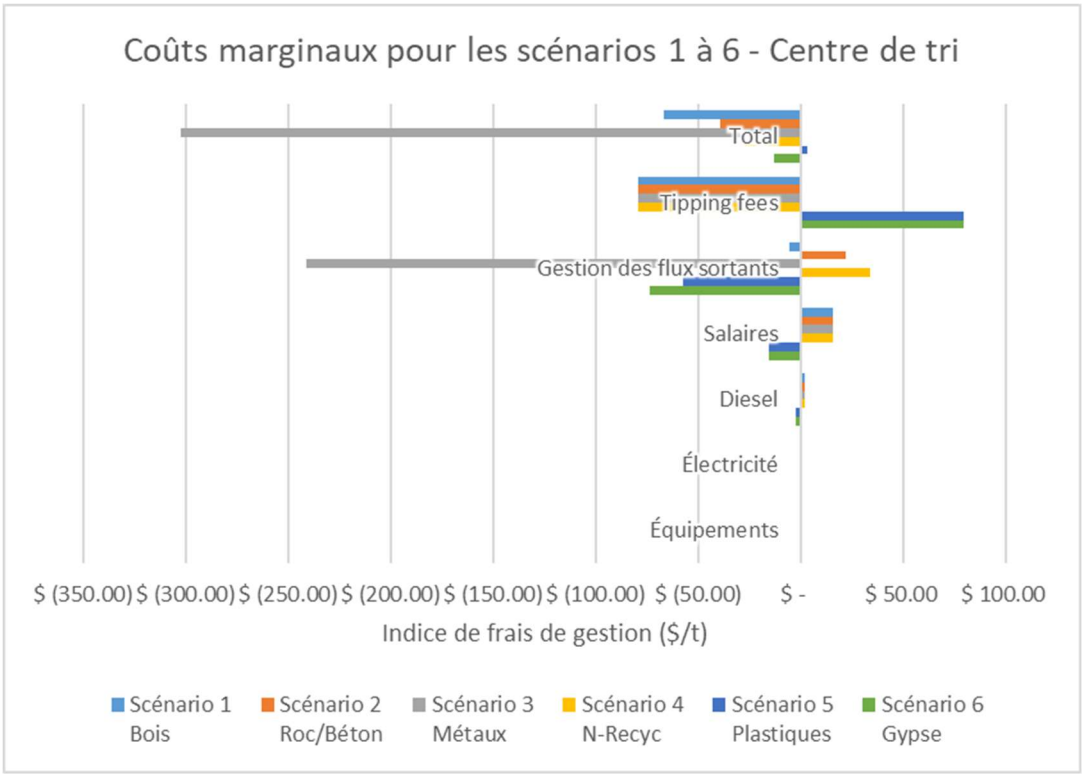


Figure 6.2 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 — Centre de tri

La composante « tipping fees » est directement reliée à la quantité de matière que le Centre de tri reçoit. Ainsi, la valeur de cette composante diminue pour les scénarios 1 à 4, indiquant une augmentation des revenus pour le Centre de tri, et vice versa pour les scénarios 5 et 6. Néanmoins, la valeur absolue de son coût marginal reste la même pour les six scénarios puisque le coût à la tonne ne varie pas.

La variation de la composante « gestion des flux sortants » est plus complexe que celle des autres composantes puisqu'elle est influencée par plusieurs flux sortants dont le coût varie d'un flux à l'autre et dont le tonnage fluctue entre les différents scénarios.

Tout d'abord, avec l'apport de plus de 19 500 t de bois, le scénario 1 s'accompagne d'une légère augmentation des profits pour le Centre de tri. Dans les détails, d'un côté, le bois supplémentaire reçu augmente les profits du Centre de tri, mais de l'autre côté, comme le Centre de tri crée un bois de qualité #1, la quantité de bois dans ses rejets augmentent elle aussi, ce qui augmente ses coûts de gestion. Lorsqu'additionnées, ces deux variations se balancent à 0$. Or, l'indice de frais de gestion indique une augmentation des profits pour le Centre de tri dans le scénario 1. Cette variation est plutôt expliquée par le fait que la contamination en bois du flux de métaux non-ferreux augmente, ce qui vient gonfler ce flux sortant et donc les revenus qui y sont associés. Cette dynamique souligne une limitation des équations économiques du modèle, soit le fait que le prix de vente des matières ne varie pas en fonction du taux de contamination de ces dernières.

Ensuite, dans les scénarios 2 et 4, le Centre de tri reçoit respectivement plus de roc/béton et de CRD non-recyclables. Il s'agit là de deux catégories de matière pour lesquelles il doit débourser pour se départir. C'est pourquoi elles contribuent à augmenter sa « gestion des flux sortants ».

Finalement, les scénarios 3, 5 et 6 font diminuer les frais de « gestion des flux sortants » du Centre de tri. Dans le cas du scénario 3, les métaux qu'il contient correspondent à un revenu marginal de 371$/t pour le Centre de tri. Pour ce qui est des scénarios 5 et 6, ils correspondent à un revenu marginal de 58$/t et 74$/t respectivement parce qu'ils diminuent la quantité de rejets générés par le Centre de tri.

De façon globale, l'indice de frais de gestion du Centre de tri diminue pour chacun des six scénarios de base. Dans certains cas, cette diminution est uniquement due à l'augmentation des « tipping fees » puisqu'il en coûte plus cher au Centre de tri de gérer les flux sortants, comme c'est le cas notamment avec les scénarios 2 et 4. Une analyse de sensibilité sera menée sur le prix du contrat

entre le Centre de tri et la Ville de Montréal puisque sa fluctuation pourrait changer les résultats (section 6.1.2.3).

6.1.2.1.2 Écocentres

Les deux graphiques qui suivent présentent la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios (Figure 6.3) ainsi que celle du coût marginal (Figure 6.4).

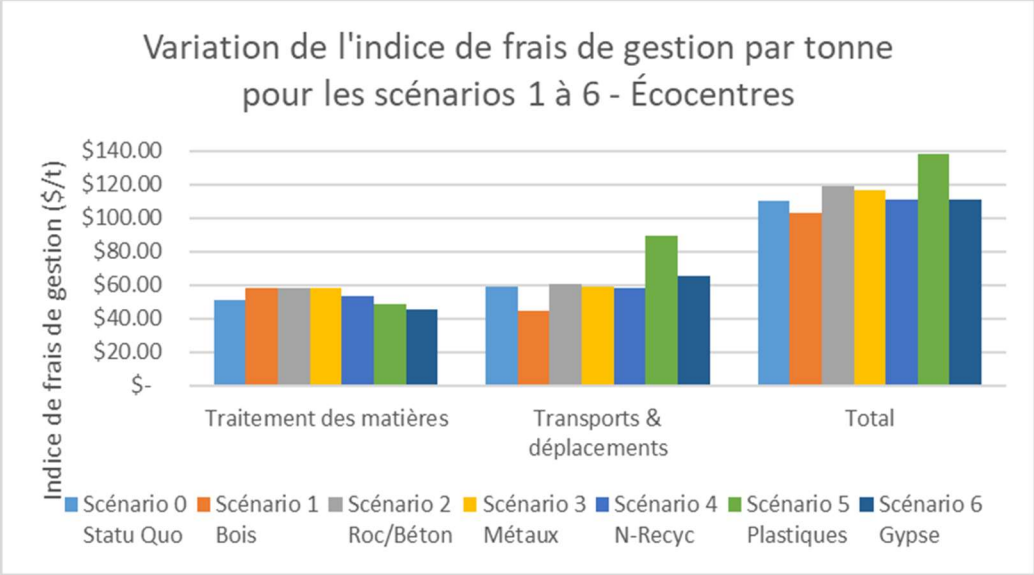


Figure 6.3 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 1 à 6 — Écocentres

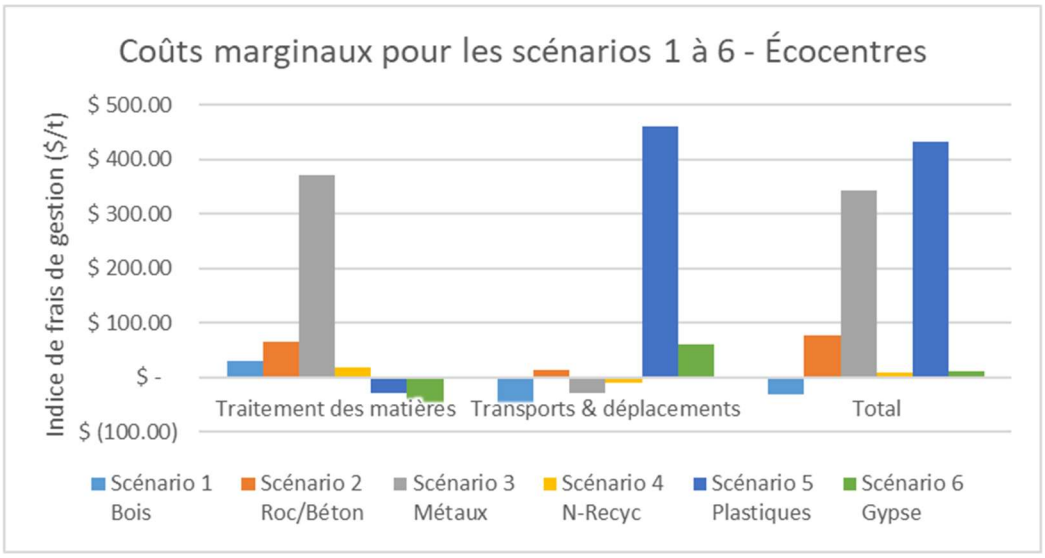


Figure 6.4 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 — Écocentres

Les indices de frais de gestion des écocentres pour les différents scénarios sont présentés en détail dans l'annexe J. Dans l'étude des scénarios de base, le salaire des préposés en écocentre n'est pas

étudié en raison de la façon dont cette composante est calculée. En effet, le salaire dépend du nombre de préposés, lequel ne varie pas de façon linéaire avec le nombre de conteneur dans les scénarios, mais plutôt de façon discrète, c'est-à-dire qu'il est arrondi à l'entier supérieur. Ainsi, le fait de retirer un seul conteneur (scénarios 1, 2 et 4) n'a aucun effet sur ce paramètre, mais ajouter un conteneur (scénarios 5 et 6) mène à une augmentation du coût. Étant donné que les scénarios de base ne sont pas représentatifs du nombre de conteneurs dans les scénarios finaux, la composante « salaire » de l'indice de frais de gestion des écocentres n'est pas prise en compte.

La composante « traitement des matières » représente le montant que les écocentres doivent débourser pour se départir de leurs matières. Le prix de traitement associé au conteneur « CRD recyclables non-triés », lequel est envoyé au Centre de tri, est plus élevé que celui rattaché à chacun des six autres conteneurs. C'est ce qui explique que, pour les scénarios 1 à 4, le coût de traitement des matières augmente. L'acheminement des métaux au Centre de tri (scénario 3), bien qu'en petite quantité, représente une perte importante de revenu pour les écocentres, soit 10 % des frais engendrés par le traitement des autres catégories de matière. Le coût marginal du traitement des matières pour le scénario 3 en témoigne avec un montant s'élevant à 371$/t alors que les autres scénarios se situent entre 19$/t et 64$/t. En ce qui a trait aux scénarios 5 et 6, comme la quantité de matière acheminée au Centre de tri diminue et que le recycleur de gypse et de plastique accepte la matière pour un moindre coût, la composante « traitement des matières » diminue pour ces deux scénarios.

Dans le cas des scénarios 1, 3, 5 et 6, la valeur réelle de la composante « traitement des matières » serait plus basse que celle calculée. En effet, si les écocentres envoyaient leurs matières au Centre de tri, le montant des « tipping fees » serait potentiellement revu à la baisse dans un nouveau contrat. Cette possibilité est explorée dans une analyse de sensibilité à la section 6.1.2.3.

La dernière composante de l'indice de frais de gestion des écocentres est le « transport et déplacement ». Pour les scénarios 2 à 4, l'effet sur les coûts de transport est négligeable. Toutefois, acheminer le bois au Centre de tri dans le conteneur de « CRD recyclables non-triés » permet une économie de 25 % sur les frais de transport. À l'opposé, les scénarios 5 et 6 s'accompagnent d'une augmentation des coûts de transport de 50 % et de 11 % respectivement. L'augmentation prononcée du coût de transport du scénario 5 est due à la faible densité du plastique, comme en témoigne son coût marginal de transport de plus de 460$/t. En ce qui concerne le gypse, il a été

estimé que sa forme et sa densité sont similaires à celles du bois. Ce qui explique que les différences de coût entre les scénarios 0 et 1 et les scénarios 0 et 6 sont proportionnelles à la masse de matière affectée dans les scénarios 1 et 6. Les coûts marginaux de transport pour ces deux scénarios sont d'environ 60$/t.

6.1.2.1.3 Combiné

L'analyse combinée des résultats des écocentres et du Centre de tri réunis permet de se positionner dans un contexte où une synergie existerait entre ces deux acteurs ou encore s'ils étaient gérés par une seule et même administration. Les résultats combinés sont calculés en additionnant les indices de frais de gestion annuels (en $/an) de chacune des deux entités. Les indices de frais de gestion sur une année entière ($/an) sont utilisés à la place des indices de frais de gestion à la tonne ($/t) parce que les écocentres et le Centre de tri ne reçoivent pas le même tonnage de matière annuellement. Étant donné que les écocentres paient une portion de leurs frais de « traitements des matières » (les « tipping fees » pour le Centre de tri) directement au Centre de tri, la valeur des « tipping fees » n'a donc aucun impact sur l'indice de frais de gestion combiné. Finalement, cette analyse combinée permet de déterminer quel mode de gestion est le plus rentable, globalement, pour chacune des matières.

Les graphiques à la Figure 6.5 et à la Figure 6.6 présentent la variation des composantes de l'indice de frais de gestion entre les scénarios ainsi que celle du coût marginal.

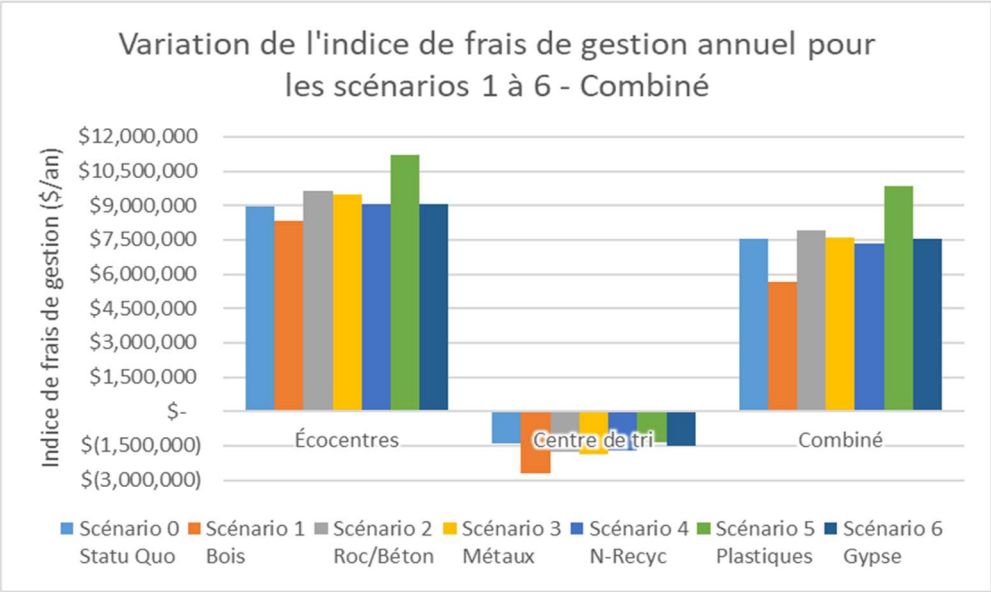


Figure 6.5 Indice de frais de gestion annuels pour les scénarios 1 à 6 – Combiné

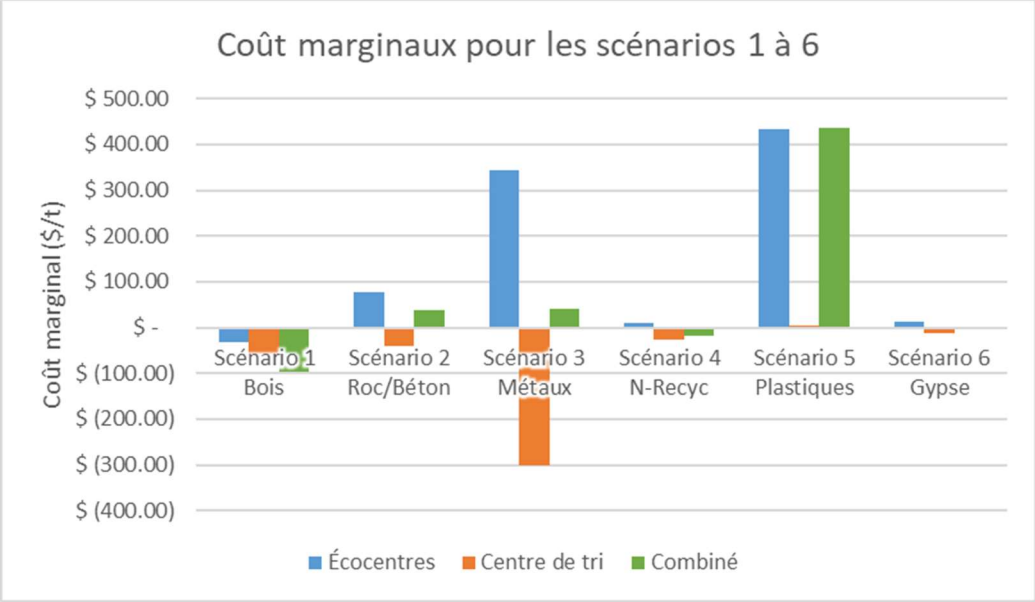


Figure 6.6 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6

Les scénarios 2, 3, 4 et 6 ont peu d'impact sur les coûts de gestion globaux, c'est-à-dire que la modification de leur mode de gestion influence peu les frais de gestion actuelles de ces matières. Le scénario 1, en revanche, permet de diminuer l'indice de frais de gestion de 25 % comparativement à la situation actuelle. Ainsi, acheminer le bois des écocentres au Centre de tri est économiquement plus optimal que de l'acheminer directement au recycleur. Marginalement, ce changement permet une économie de 97$ par tonne de bois. Finalement, on observe la tendance inverse pour le scénario 5 où le tri en écocentre du plastique augmente les frais de gestion combinés de 30 % comparativement au scénario 0, soit une augmentation marginale de 436$/t.

6.1.2.2 Taux de récupération

Divers taux de récupération ont été calculés dans le cadre de l'analyse. Tout d'abord, il y a les taux de récupération par matières. Ces derniers sont au nombre de 36 pour chaque scénario. Ils sont calculés en divisant la quantité de matière récupérée par la quantité de cette même matière se retrouvant dans le flux entrant de façon qu'ils ne soient pas biaisés par le taux de contamination des flux sortants. Ensuite, il y a les taux de récupération globaux. Ils sont au nombre de trois pour chacun des scénarios. Ces taux de récupération sont calculés de la même façon que ceux par matière. Il est à noter que la fraction fine n'est pas prise en compte dans la somme des quantités récupérées par le Centre de tri parce que, en raison de l'état actuel du marché au Québec, le Centre de tri ne parvient pas toujours à trouver un débouché pour cette matière.

6.1.2.2.1 Centre de tri

Les taux de récupération par matière pour le Centre de tri ne changent pas puisque ces derniers dépendent uniquement de la configuration de la chaîne de tri et que celle-ci ne varie pas d'un scénario à l'autre. Les taux de récupération globaux, en revanche, changent d'un scénario à l'autre en fonction de la proportion de rejet dans le flux de matière entrante. Dans les scénarios 1 à 3, la proportion de matière recyclable reçue par le Centre de tri augmente, ce qui a pour effet d'augmenter son taux de récupération global. Cette augmentation est toutefois négligeable pour le scénario 3 en raison du faible tonnage que constituent les métaux comparativement aux autres matières. Les scénarios 5 et 6 ont eux aussi pour effet d'augmenter le taux de récupération global du Centre de tri parce qu'en retirant les plastiques ou le gypse, la proportion de rejets dans les entrants du Centre de tri diminue. Le scénario 4 est le seul à engendrer une baisse du taux de récupération du Centre de tri, ce qui s'explique par la composition des « CRD non-recyclables » qui contiennent 87 % de rejets.

6.1.2.2.2 Écocentres

Les écocentres acheminent une certaine portion de leurs matières au Centre de tri. Cette portion ne peut être considérée comme étant entièrement récupérée puisque les taux de récupération du Centre de tri ne sont pas de 100 %. Ainsi, la performance du Centre de tri doit être prise en compte dans l'analyse des taux de récupération des écocentres. C'est pourquoi ces derniers ne sont pas analysés de façon isolée comme il a été fait avec ceux du Centre de tri.

6.1.2.2.3 Combiné

Tableau 6.2 Taux de récupération combinés pour les scénarios 1 à 6

	Métaux (N-Ferr.)	Métaux (Ferreux)	Fils élect.	Bois	Agrégats	Bardeaux	Gypse	Papier & Carton	Plastique	Verre	Autre	Poussière	Global
Scénario 0 Statu Quo	68%	83%	9%	76%	89%	0%	0%	29%	0%	0%	0%	0%	**48%**
Scénario 1 Bois	68%	86%	9%	68%	89%	0%	0%	30%	0%	0%	0%	0%	**46%**
Scénario 2 Roc/Béton	68%	84%	9%	76%	86%	0%	0%	30%	0%	0%	0%	0%	**48%**
Scénario 3 Métaux	68%	80%	9%	76%	89%	0%	0%	29%	0%	0%	0%	0%	**48%**
Scénario 4 N-Recyc	71%	84%	32%	77%	89%	0%	0%	31%	0%	0%	0%	0%	**49%**
Scénario 5 Plastiques	68%	83%	9%	76%	89%	0%	0%	29%	51%	0%	0%	0%	**51%**
Scénario 6 Gypse	68%	83%	9%	76%	89%	0%	51%	29%	0%	0%	0%	0%	**53%**

L'analyse combinée des écocentres et du Centre de tri permet de connaître l'impact sur les taux de récupération du système de gestion dans son ensemble relativement aux divers scénarios.

Le scénario 1 permet d'augmenter légèrement le taux de récupération combiné des métaux ferreux et du papier et carton. Toutefois, l'impact le plus important du scénario 1 est la diminution du taux de récupération combiné du bois de 76 % à 68 %, soit une baisse de 8 %.

Pour comprendre cette importante diminution, il faut savoir que les écocentres envoient actuellement leurs conteneurs de bois à un conditionneur de matière. Dans les calculs, le bois acheminé vers ce conditionneur est considéré comme récupéré à 100 % (Hypothèse MÉ19). Étant donné le faible taux de contamination de ce conteneur, soit 5 %, ce serait en effet le cas si le conditionneur envoyait le bois des écocentres en valorisation énergétique. Or, il semble inadéquat de comparer ce conditionneur avec le Centre de tri si l'un fait de la valorisation énergétique et l'autre du recyclage puisque ces deux types de débouchés ont une valeur différente pour l'environnement, selon la hiérarchie des 3R-VE. C'est pourquoi il est nécessaire d'estimer le taux de récupération maximal auquel peut aspirer ce conditionneur, advenant le cas où il enverrait lui aussi le bois au recyclage. Pour ce faire, il faut tenir compte du fait que le recyclage du bois engendre le rejet d'un tonnage significatif de cette matière (bois traité, bois pourri…), lequel se traduit en un plus faible taux de récupération du bois au Centre de tri. Ainsi, pour estimer correctement le taux de récupération maximal mentionné précédemment, il est nécessaire de regarder la composition du bois transitant par les écocentres. Ce bois étant apporté par les citoyens, sa composition est telle que l'on retrouve dans le secteur résidentiel (voir Tableau 6.3).

Tableau 6.3 Composition du gisement de bois de CRD issus du secteur résidentiel

Type de bois	Proportion
Vierge	22 %
Peint, teint, verni ou huilé	4 %
Panneaux	15 %
Contaminé par d'autres matières	6 %
Traité	50 %
Pourri	3 %
Total	**100 %**

Tableau 6.4 Concentration limite des divers types de bois en vue du recyclage

Type de bois	Concentrations limites
Vierge	Sans limitation
Peint, teint, verni ou huilé	5 %
Panneaux	5 %
Contaminé par d'autres matières	0 %
Traité	0 %
Pourri	0 %

Quand on compare cette composition aux exigences des recycleurs de bois (voir Tableau 6.4), on peut constater que 59 % du bois dans les conteneurs des écocentres ne peut être recyclé. De plus, le reste du bois transformé qu'ils contiennent, soit le bois peint, teint, verni ou huilé et les panneaux, est en trop haute concentration par rapport au bois vierge pour être recyclé tel quel. Il devrait donc être dilué en y ajoutant du bois vierge.

Grâce à l'important volume de bois qu'il reçoit de ses clients privés, ce qui a pour effet de diluer le bois des écocentres, le Centre de tri parvient à atteindre un taux récupération appréciable pour cette matière. Advenant le cas où le conditionneur de bois des écocentres trie ce bois comme le fait le Centre de tri, puis qu'il le mélange à celui de ses autres clients pour en diluer le bois transformé, il ira chercher un taux de récupération similaire à celui du Centre de tri. Ce taux est bien en deçà du 100 % utilisé dans les calculs du taux de récupération combiné du bois au Tableau 6.2.

En résumé, pour comparer adéquatement le tri du bois par le Centre de tri (scénario 1) et par le conditionneur de bois des écocentres (scénario 0), il est nécessaire d'estimer le taux de recyclage hypothétique maximale de ce dernier. Étant donné la composition du bois reçu par les écocentres, seulement 59 % de ce bois peut être recyclé. Son recyclage demande donc des étapes de tri supplémentaires. Le taux de recyclage hypothétique maximale qui en découle ne peut donc théoriquement pas être beaucoup plus élevé que celui du Centre de tri. En conclusion, la diminution du taux de récupération combiné du bois observée entre les scénarios 0 et 1 contient donc beaucoup d'incertitudes.

Les scénarios 2 et 3 ont un effet similaire l'un et l'autre sur les différents taux de récupération combinés. Ils ont pour effet de diminuer de 3 % le taux de récupération combiné de la matière visée par ces scénarios, mais n'affectent pas le taux de récupération des autres matières. La diminution observée s'explique par le fait que, quand les écocentres acheminent les conteneurs de matière directement au recycleur, celle-ci est considérée comme étant récupérée à 100 % (Hypothèse MM19) alors que les taux de récupération du Centre de tri sont en deçà de 100 %. Ces deux scénarios n'affectent pas les taux de récupération combinés globaux.

Le scénario 4 permet une augmentation du taux de récupération combiné de diverses matières puisque ces dernières sont récupérées par le Centre de tri plutôt que d'être envoyées dans un LET par les écocentres. Il permet aussi d'augmenter le taux de récupération combiné global de 1 %.

Dans les scénarios 5 et 6, les taux de récupération combinés du plastique et du gypse passent de 0 % à 51 % chacun. Cet important bond s'explique par le fait que le Centre de tri ne récupère pas ces deux matières. Le scénario 5 augmente le taux de récupération combiné global de 3 % alors que le scénario 6, qui touche un tonnage plus important de matière, l'augmente de 5 %.

6.1.2.3 Analyse de sensibilité

Deux analyses de sensibilité ont été menées afin d'évaluer la robustesse des conclusions des scénarios de base. La première a trait au prix de vente des métaux non-ferreux et a été évaluée pour le scénario 3 uniquement puisqu'il est le seul à se concentrer sur la gestion des métaux. Le prix de vente des métaux non-ferreux obtenu par le Centre de tri est inconnu. Il a donc été estimé égal à celui des écocentres, soit 1 900 $/t. Or, selon un sondage annuel de RECYC-QUÉBEC, le prix de vente moyen obtenu par les centres de tri en 2018 serait de 652 $/t (RECYC-QUÉBEC, n.d.). Les scénarios 0 et 3 ont donc été évalués avec cinq valeurs différentes de prix de vente allant de 652 $/t à 1 900 $/t inclusivement. Les résultats de l'analyse sont présentés dans le Tableau 6.5 et la Figure 6.7.

Il est possible de voir que, dans l'éventail de valeurs étudiées, la conclusion ne s'inverse pas ; le scénario 3 reste plus rentable pour le Centre de tri que le scénario 0. Le Tableau 6.5 montre que l'écart entre les résultats des scénarios 0 et 3 rétrécit au fur et à mesure que le prix de vente des métaux non-ferreux diminue. Toutefois, la vitesse de diminution de cet écart est si faible qu'un important prix négatif serait nécessaire pour que la conclusion des scénarios 0 et 3 puisse s'inverser. Un tel prix de vente n'est pas réaliste étant donné le marché actuel entourant cette catégorie de matière.

Tableau 6.5 Indice de frais de gestion du scénario 3 en fonction de différents prix de vente des métaux non-ferreux ($/t)

	652 $	**964 $**	**1,276 $**	**1,588 $**	**1,900 $**
Gestion des flux sortants (Sc0)	19.04	15.92	12.80	9.68	6.57
Gestion des flux sortants (Sc3)	16.62	13.49	10.36	7.23	4.10
Écart	**2.42**	**2.43**	**2.44**	**2.45**	**2.46**
Indice de frais de gestion (Sc0)	3.78	0.66	-2.46	-5.57	-8.69
Indice de frais de gestion (Sc3)	0.90	-2.23	-5.35	-8.48	-11.61
Écart	**2.88**	**2.89**	**2.90**	**2.91**	**2.92**

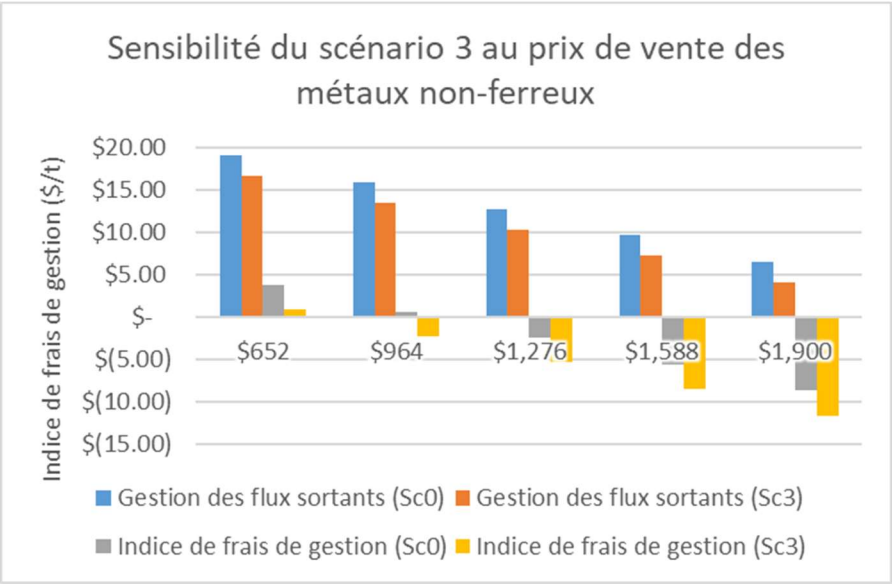


Figure 6.7 Sensibilité du scénario 3 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux

La deuxième analyse de sensibilité qui a été menée sur les scénarios de base a trait au prix de traitement à la tonne que le Centre de tri charge aux écocentres à la réception de leurs résidus. L'analyse des indices de frais de gestion (section 6.1.2.1) a permis de constater que pour le Centre de tri et les écocentres, la rentabilité de plusieurs scénarios repose sur la valeur élevée des « tipping fees ». Le montant de ces derniers a donc été varié entre la valeur actuelle de 79.4 $/t et une valeur plancher de 50 $/t. Les résultats pour les six scénarios de base sont présentés dans la Figure 6.8 où les résultats du scénario 0, lequel a est demeuré à 79.4 $/t, sont représentés par des lignes horizontales.

Pour ce qui est des résultats en lien avec les indices de frais de gestion des écocentres, les scénarios 1 et 5 sont les plus robustes, c'est-à-dire que la diminution des « tipping fees » accentue le fait qu'ils soient déjà économiquement plus intéressants par rapport au scénario 0. Les scénarios 4 et 6 sont plutôt sensibles à la variation de ces frais de gestion puisqu'une variation de moins de 5 % suffirait pour qu'ils soient plus rentables que le mode de gestion actuel de ces matières dans les écocentres. Les scénarios 2 et 3 sont peu sensibles à la variation des « tipping fees ». En effet, une diminution de presque 20 % de ces frais est nécessaire avant qu'ils ne deviennent plus intéressants économiquement pour les écocentres que le scénario 0.

En ce qui a trait aux résultats en lien avec les indices de frais de gestion du Centre de tri, les scénarios 1 et 3 sont les plus robustes puisqu'une diminution de 12 % et plus serait nécessaire pour qu'ils ne deviennent moins intéressants économiquement pour le Centre de tri que le scénario 0.

Pour le reste des scénarios, ils sont plutôt sensibles aux « tipping fees » puisqu'une diminution de moins de 5 % de ces frais suffirait pour que le Statu Quo devienne plus rentable pour le Centre de tri.

Figure 6.8 Sensibilité des scénarios de base à la variation du « tipping fee »

En plus de permettre d'évaluer la robustesse des conclusions associées aux scénarios de base, cette analyse de sensibilité permet aussi de déterminer l'éventail de valeurs possibles pour les « tipping

fees » dans chacun des scénarios (voir Tableau 6.6). En effet, cette analyse a révélé que pour les scénarios 2 et 3, aucune valeur de « tipping fees » ne permet à ces derniers d'être plus rentables que le scénario 0 pour le Centre de tri et les écocentres en même temps. La gestion différente du Roc/béton et des métaux ne permet donc pas de justifier un prix de contrat plus bas. Pour les scénarios 4 à 6, une baisse des frais de traitement de la matière allant jusqu'à 5$ est possible. Malgré cette baisse, ces derniers restent globalement plus intéressants économiquement que le Statu Quo. De tous, c'est le scénario 1 qui ouvre la porte à la plus importante diminution des « tipping fees ». En effet, ces frais pourraient être abaissés à aussi peu que 65 $/t avant que ce scénario ne devienne moins rentable que le mode de gestion actuel du bois pour les deux parties prenantes.

Tableau 6.6 Valeurs limites des « tipping fees » pour la rentabilité des scénarios de base

	Valeur limite ($/t)		Éventail de valeurs possibles
	Centre de tri	Écocentre	
Scénario 1 — Bois	> 65	< 90	65 à 90 $/t
Scénario 2 — Roc/Béton	> 75	< 65	Impossible
Scénario 3 — Métaux	> 70	< 65	Impossible
Scénario 4 — N-Recyc	> 76	< 78	76 à 78 $/t
Scénario 5 — Plastiques	> 79	< 79	Prix actuel
Scénario 6 — Gypse	> 75	< 75	75 $/t

6.1.2.4 Conclusions

Le scénario 1 a montré qu'il est économiquement avantageux pour les écocentres et le Centre de tri d'envoyer les conteneurs de bois au Centre de tri plutôt que de les acheminer directement à des recycleurs. Ce changement de gestion permet donc d'ajouter de la valeur au conteneur de « CRD recyclables non-triés » qui est envoyé au Centre de tri. Cette nouvelle méthode de gestion s'accompagne néanmoins d'une diminution du taux de récupération de 8 %, mais il a été démontré que cette diminution comporte beaucoup d'incertitudes et qu'elle se rapprocherait plutôt de 0 %.

Le scénario 2 a permis de constater qu'il n'est économiquement pas avantageux pour les écocentres d'envoyer leur roc/béton au Centre de tri. Pour le Centre de tri, il y a un intérêt économique à recevoir cette matière, mais l'analyse de sensibilité a révélé que ce dernier est sensible à la valeur des « tipping fees » qu'il perçoit. Ce changement au mode de gestion s'accompagne aussi d'une diminution de 3 % du taux de récupération combiné des agrégats.

Le scénario 3 a montré qu'il est économiquement avantageux pour le Centre de tri de recevoir les métaux des écocentres, mais que ce changement de gestion ne l'est pas pour les écocentres. Ce scénario s'accompagne d'une diminution du taux de récupération combiné des métaux, mais n'affecte pas le taux de récupération combiné global. De plus, l'analyse combinée de l'indice de frais de gestion de ce scénario a dévoilé que d'envoyer les métaux au Centre de tri augmenterait les frais de gestion combinés pour cette matière.

Le scénario 4 a permis de constater que, comme pour le scénario 2, envoyer les « CRD non-recyclables » au Centre de tri n'est économiquement pas avantageux pour les écocentres, mais l'est pour le Centre de tri. Toutefois, cette conclusion est sensible à la variation de la valeur des « tipping fees » qu'il perçoit annuellement. Ce scénario permet néanmoins d'augmenter le taux de récupération combiné global de 1 %.

Le scénario 5 a révélé qu'il est économiquement non avantageux pour les écocentres de pré-trier les plastiques. Ce changement de mode de gestion affecte peu l'indice de frais de gestion du Centre de tri. Un tel prétri des plastiques permet d'augmenter le taux de récupération combiné global de 3 %.

Le scénario 6 a montré qu'il est économiquement avantageux pour le Centre de tri si les écocentres trient le gypse. Ce changement a toutefois peu d'impact sur l'indice de frais de gestion des écocentres. Ce nouveau mode de gestion permet d'augmenter le taux de récupération combiné global de 5 % et constitue une opportunité pour diminuer les « tipping fees ».

Finalement, les scénarios de base 1, 4 et 6 ont été retenus. Dans la prochaine section, ces derniers seront combinés pour former les scénarios avancés.

6.1.3 **Scénarios 7 à 9 : les scénarios avancés**

L'objectif des scénarios avancés est de déterminer quel serait l'impact économique et sur le taux de récupération de combiner les scénarios de bases qui ont été jugés avantageux dans l'analyse qui précède. Ces scénarios permettront aussi d'évaluer l'impact sur le nombre de préposés dans les écocentres et donc sur la composante « salaire » de l'indice de frais de gestion des écocentres, ce qui n'a pas pu être fait avec les scénarios 1 à 6.

À la suite de l'analyse des scénarios de base, les scénarios 1, 4 et 6 ont été retenus. Ils ont ensuite été combinés de différentes façons afin de former les trois scénarios avancés. Dans chacun de ces

scénarios, le bois est déposé dans le conteneur de « CRD recyclables non-triés » (scénario 1) en raison du gain important qu'apporte cette modification. Ainsi, seule la gestion des « CRD non-recyclables » et du gypse varie entre les scénarios 7 à 9. Les détails des trois scénarios sont présentés ci-dessous :

- Scénario 7 (combinaison des scénarios 1 et 6) – Le bois est placé dans le conteneur « CRD recyclables non-triés » et un conteneur additionnel pour le gypse.
    - Le conteneur 3 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 8 (combinaison des scénarios 1 et 4) – Le bois et les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables non-triés »
    - Les conteneurs 1 et 3 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 9 (combinaison des scénarios 1, 4 et 6) – Le bois et les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables non-triés » et un conteneur additionnel pour le gypse.
    - Les conteneurs 1 et 3 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.

6.1.4 **Résultats des scénarios 7 à 9 et discussion**

Les scénarios avancés définis précédemment ont été évalués à l'aide de l'outil d'aide à la prise de décision. Leur impact sur l'indice de frais de gestion et sur le taux de récupération versus le Statu Quo a été analysé. Tous les scénarios avancés ont en commun une gestion modifiée du bois de CRD en écocentre (scénario 1). Étant donné que cette modification a un effet important sur l'indice de frais de gestion et les taux de récupération, les scénarios avancés ont été comparés avec le

scénario 1 en plus du scénario de référence habituel, soir le scénario 0. Ce scénario de référence supplémentaire apparaît donc sur les graphiques d'analyse des scénarios avancés.

6.1.4.1 Indice de frais de gestion

L'analyse de l'impact sur l'indice de frais de gestion a été faite pour les écocentres et le Centre de tri séparément, puis de façon combinée afin d'analyser le système dans son ensemble.

6.1.4.1.1 Centre de tri

Les deux graphiques de cette sous-section présentent la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios (Figure 6.9) ainsi que celle du coût marginal (Figure 6.10). Dans le cas du Centre de tri, le tonnage annuel utilisé dans le calcul du coût marginal correspond à la différence entre le tonnage qu'il reçoit dans le scénario étudié et le Statu Quo. Par exemple, si le Centre de tri reçoit 10 t de bois supplémentaire, mais environ 6 t de gypse en moins. Le tonnage utilisé dans le calcul du coût marginal est donc de 4 t.

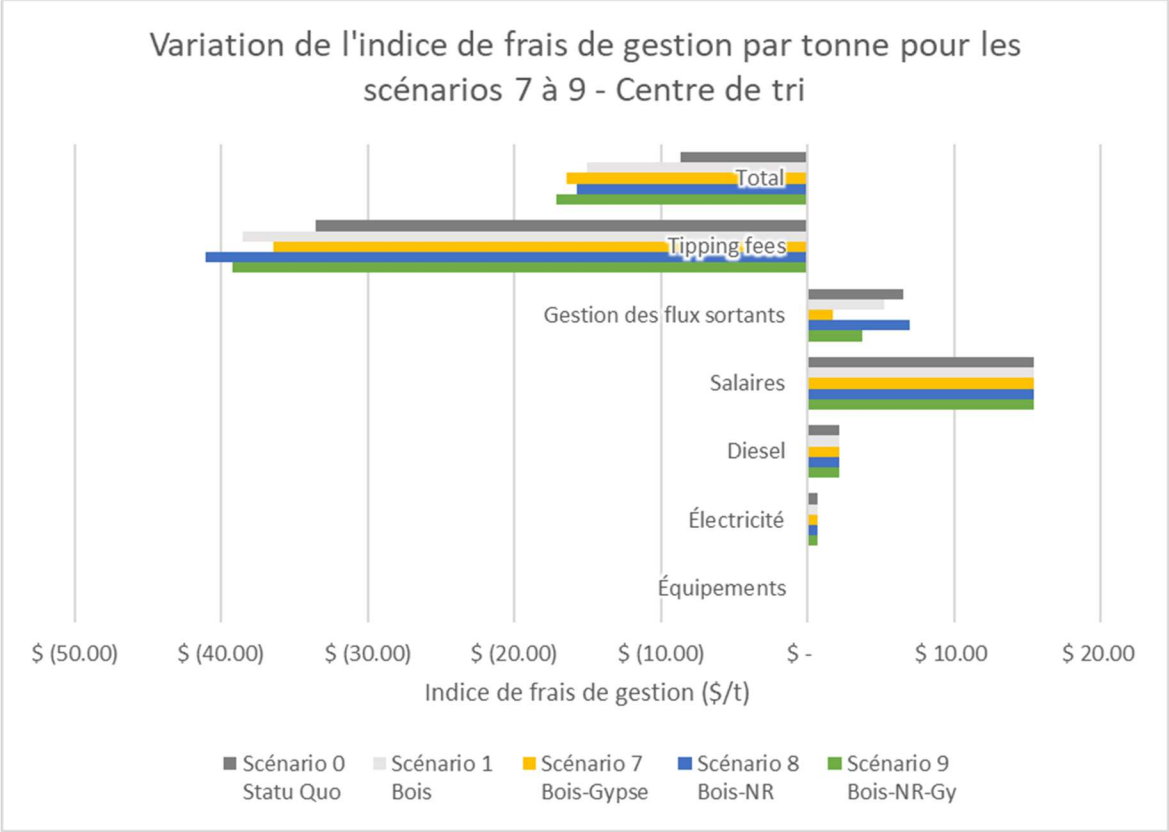


Figure 6.9 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 7 à 9 — Centre de tri

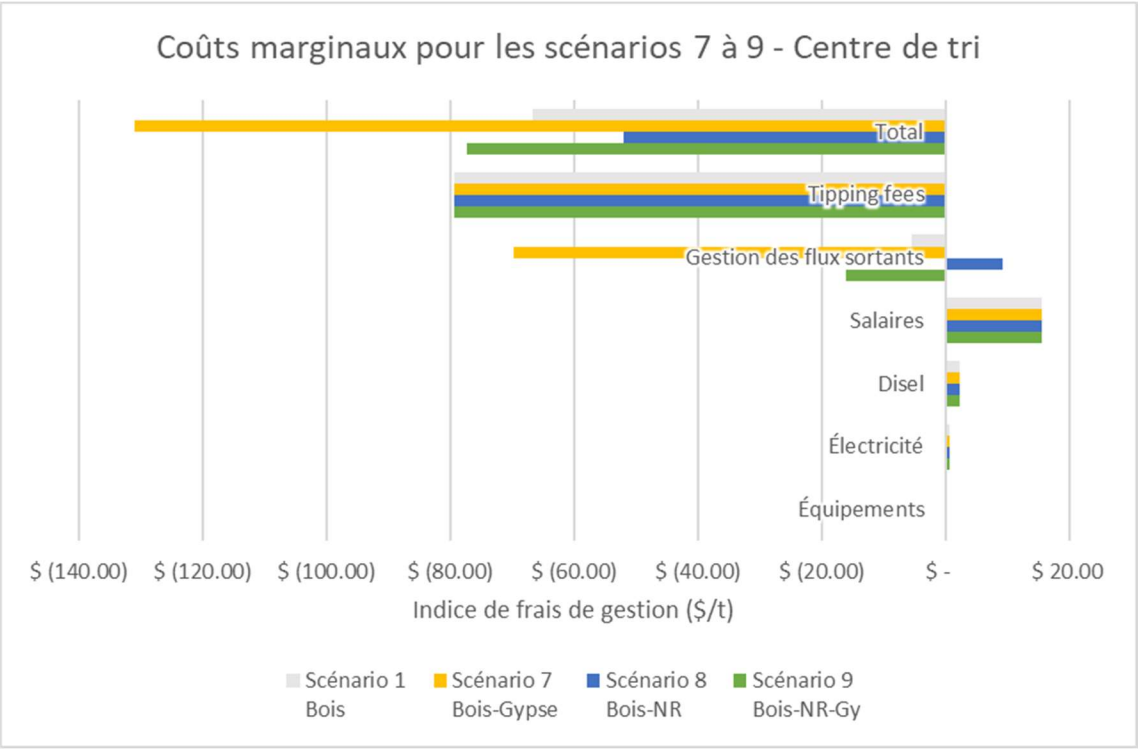


Figure 6.10 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 — Centre de tri

En ce qui concerne la composante « gestion des flux sortants » de l'indice de frais de gestion, les scénarios 7 et 9, lesquels concernent le gypse, présentent une diminution des frais en raison de la teneur réduite en rejets dans les entrants du Centre de tri. Seul le scénario 8 résulte en une augmentation de ces frais, et ce, même au-delà du montant observé avec le scénario 0. Cela signifie que la gestion des « CRD non-recyclables » occasionne plus de frais de « gestion des flux sortants » au Centre de tri que ce que peut lui rapporter la réception du bois des écocentres.

Tous les scénarios mènent à une augmentation des revenus dans la composante « tipping fees » par rapport au scénario 0 en raison du fort tonnage additionnel de bois acheminé au Centre de tri. Lorsque comparé au scénario 1, seul le scénario 7 présente une baisse des profits liés au « tipping fees » en raison de la diminution de tonnage occasionnée par le prétri du gypse en écocentre.

Globalement, les trois scénarios permettent une diminution de l'indice de frais de gestion allant de 80 à 100 % par rapport à la gestion actuelle des matières en écocentre.

6.1.4.1.2 Écocentres

Dans les scénarios de base, la composante « salaire » avait été mise de côté étant donné que sa variation non linéaire biaisait les comparaisons. Dans le cas des scénarios avancés, cette

composante de l'indice de frais de gestion est prise en compte puisque ces scénarios sont considérés comme finaux.

Les deux graphiques qui suivent présentent la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios (Figure 6.11) ainsi que celle du coût marginal (Figure 6.12). Dans le cas des écocentres, le tonnage annuel utilisé dans le calcul du coût marginal correspond à la somme des tonnages affectés par les modifications. Par exemple, si le mode de gestion de 10 t de bois et de 6 t de gypse est modifié. Le tonnage utilisé dans le calcul du coût marginal est donc de 16 t.

La composante « salaire » du scénario 8 diminue puisqu'elle mène au retrait de deux conteneurs, ce qui engendre une diminution du nombre d'employés dans certains écocentres en été.

La composante « traitement des matières » de l'indice de frais de gestion augmente pour tous les scénarios en comparaison avec le scénario 0 en raison du fort tonnage de bois qui est envoyé au Centre de tri. Les scénarios concernant le gypse (scénario 7 et 9) permettent toutefois de diminuer ces frais en acheminant le gypse vers une filière moins coûteuse.

L'acheminement du bois des écocentres au Centre de tri, commun à tous les scénarios avancés, permet une réduction de base de 25 % des frais de « transport et déplacement » pour chacun d'entre eux. Cette économie de base est légèrement réduite dans les scénarios 7 et 9 où des frais supplémentaires sont nécessaires pour transporter le gypse.

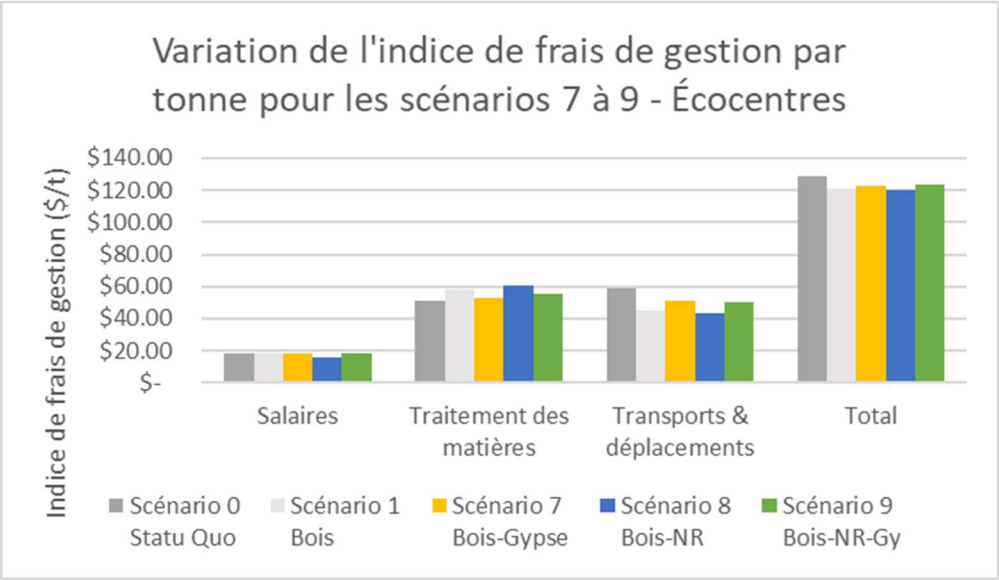


Figure 6.11 Indice de frais de gestion par tonne pour les scénarios 7 à 9 - Écocentres

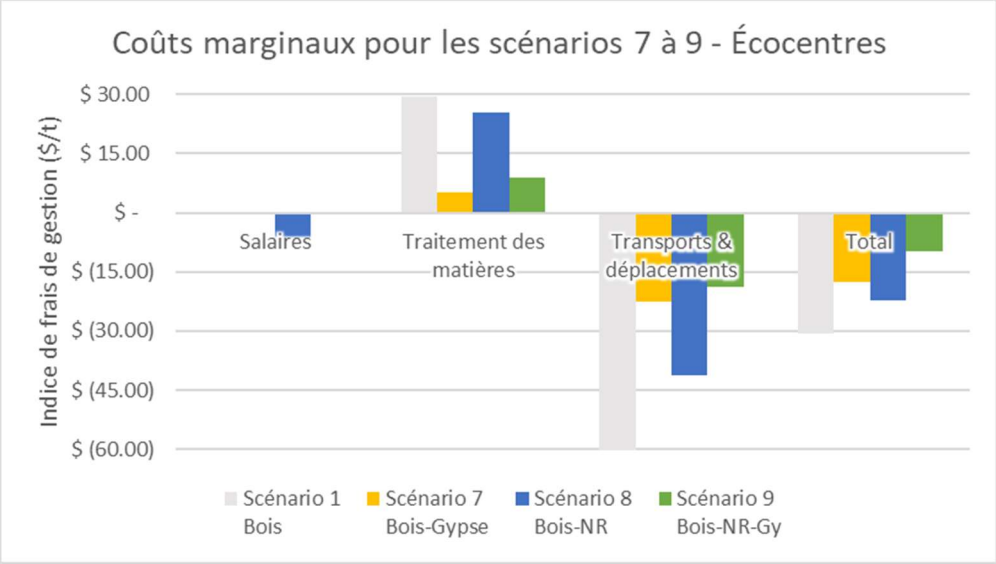


Figure 6.12 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 — Écocentres

Globalement, les scénarios avancés ont un indice de frais de gestion plus bas que celui du scénario 0. Les économies marginales pour ces trois scénarios se situent entre 10 et 22$/t, ce qui est inférieur à l'économie marginale occasionnée par le bois dans le scénario 1, soit 31$/t.

6.1.4.1.3 Combiné

Le graphique de la Figure 6.13 présente la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios. Étant donné que les coûts marginaux ne sont pas calculés de la même façon pour les écocentres et les centres de tri, il n'est pas possible de produire des valeurs de coûts marginaux combinés qui soient sensées.

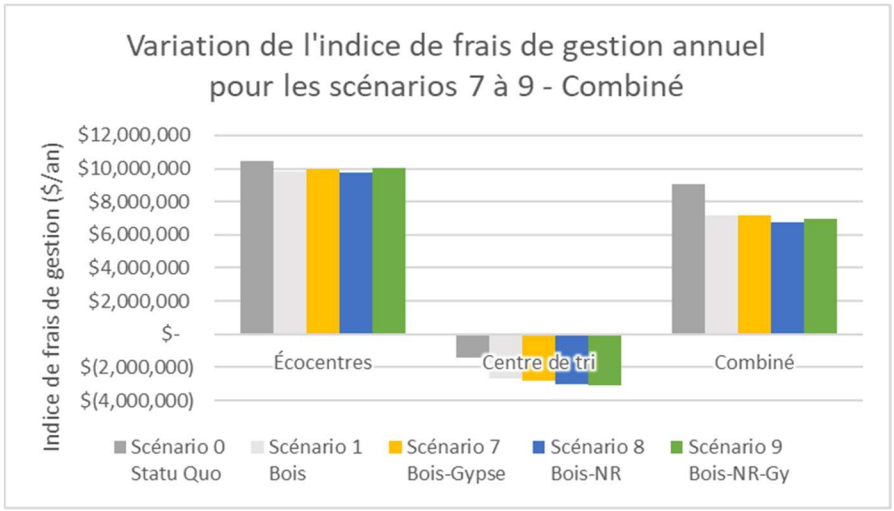


Figure 6.13 Indice de frais de gestion annuels pour les scénarios 7 à 9 — Combiné

Globalement, les trois scénarios avancés ont un indice de frais de gestion plus bas que celui du scénario 0, mais seulement le scénario 8 permet un résultat économiquement plus avantageux que le scénario 1. La diminution des indices de frais de gestion se situe entre 21 % et 26 % par rapport à la situation actuelle (scénario 0).

6.1.4.2 Taux de récupération

Les taux de récupération ont été calculés de la même façon que pour les scénarios de base.

6.1.4.2.1 Centre de tri

Comme pour les scénarios de base, les taux de récupération par matière ne changent pas. Le scénario 7 permet une augmentation de 5 % du taux de récupération global en raison de la diminution de la proportion de rejets dans les entrants du Centre de tri. Dans le scénario 8, le gain de 2 % engendré par la gestion alternative du bois est perdu. L'acheminement des « CRD non-recyclables » au Centre de tri diminue le taux de récupération et le rend équivalent au scénario 0. Finalement, dans le scénario 9, l'impact du gypse et des « CRD non-recyclables » sur le taux de récupération global vient se balancer pour donner une valeur égale à celle du scénario 1.

6.1.4.2.2 Combiné

La gestion alternative du bois, commune à tous les scénarios avancés, génère une baisse de 2 % du taux de récupération combiné global. Cette baisse est palliée dans les scénarios 7 et 9 par le tri en écocentre du gypse qui permet d'augmenter le taux de récupération combiné global à 50 %.

Tableau 6.7 Taux de récupération du combiné pour les scénarios 7 à 9

	Métaux (N-Ferr.)	Métaux (Ferreux)	Fils élect.	Bois	Agrégat	Bardeau	Gypse	Papier & Carton	Plastique	Verre	Autre	Poussière	Global
Scénario 0 Statu Quo	68%	83%	9%	76%	89%	0%	0%	29%	0%	0%	0%	0%	**48%**
Scénario 7 Bois-Gypse	68%	86%	9%	68%	89%	0%	51%	30%	0%	0%	0%	0%	**50%**
Scénario 8 Bois-NR	71%	86%	32%	68%	89%	0%	0%	32%	0%	0%	0%	0%	**46%**
Scénario 9 Bois-NR-Gy	71%	86%	32%	68%	89%	0%	51%	32%	0%	0%	0%	0%	**50%**

6.1.4.3 Conclusions

Le scénario 7 a montré qu'il est économiquement avantageux pour les écocentres et le Centre de tri de trier le gypse en écocentre et d'envoyer les conteneurs de bois au Centre de tri plutôt que de

les acheminer directement à des recycleurs (scénario 0). Toutefois, cette nouvelle méthode de gestion se révèle moins avantageuse économiquement que de simplement envoyer le bois au Centre de tri (scénario 1). Ainsi, dans le scénario 7, la gestion alternative du bois a pour effet de financer en quelque sorte le tri du gypse en écocentre. Ces deux changements combinés permettent une augmentation du taux de récupération combiné global de 2 % par rapport au Statu Quo et de 4 % par rapport au scénario 1.

Le scénario 8 a permis de constater qu'il est économiquement avantageux pour les écocentres et le Centre de tri d'envoyer les conteneurs de bois ainsi que ceux de « CRD non-recyclable » au Centre de tri, et ce, par rapport aux deux scénarios de référence. Ce changement au mode de gestion actuel s'accompagne cependant d'une diminution de 2 % du taux de récupération combiné global par rapport à la situation actuelle, soit au même niveau que le scénario 1.

Le scénario 9 a mené à des conclusions similaires au scénario 7. Il a révélé qu'il est économiquement avantageux pour les écocentres et le Centre de tri de trier le gypse en écocentre et d'envoyer les conteneurs de bois et de « CRD non-recyclable » au Centre de tri plutôt que de les acheminer directement à des recycleurs (scénario 0). Cette nouvelle méthode de gestion n'est néanmoins pas avantageuse pour les écocentres en comparaison avec le scénario 1. La gestion alternative du bois a donc pour effet de financer l'acheminement des « CRD non-recyclables » au Centre de tri et le tri du gypse en écocentre. Ce scénario augmente le taux de récupération combiné global de 2 % par rapport au taux actuel.

En résumé, les modifications évaluées pour le gypse et les « CRD non-recyclables » ont des effets inverses sur les indices de frais de gestion. Toutefois, les effets observés avec le gypse sont plus marqués que ceux observés avec les « CRD non-recyclables ». Advenant le cas d'une synergie entre les écocentres et le Centre de tri, le scénario 8 serait l'option permettant d'optimiser les frais de gestion et le scénario 9 celle permettant d'optimiser le taux de récupération.

6.2 Centre de tri

L'application de l'outil au Centre de tri se fait via l'évaluation de quatre scénarios. Dans les sous-sections qui suivent, les scénarios eux-mêmes seront présentés, suivit de l'analyse et la discussion de résultats qui y sont associés.

6.2.1 **Scénarios C1 à C4 : tester les fonctionnalités de l'outil**

L'objectif des scénarios sur le Centre de tri est de démontrer trois fonctionnalités de l'outil d'aide à la prise de décision. La première fonctionnalité adresse un questionnement qui accompagne l'arrivée de nouvelles méthodes de tri basées sur les technologies émergentes. Il s'agit de déterminer, dans un contexte donné et pour une matière donnée, quelle option de tri manuel, mécanique ou automatique est la mieux adaptée aux besoins de la chaîne de tri. Cette comparaison tient compte des variables économiques qui varient entre les différentes méthodes de tri ainsi que des coefficients de séparation propres à chacune. Le scénario C1 a pour but de mettre en application cette première capacité en remplaçant le tri manuel des métaux non-ferreux sur la chaîne de tri par un courant de Foucault.

Le marché entourant les résidus de CRD est sujet à des changements parfois radicaux et rapides découlant de la mise en place de nouvelles réglementations, par exemple. Les centres de tri de résidus de CRD doivent donc constamment améliorer leurs opérations et une des façons d'y parvenir est d'effectuer des changements sur leur chaîne de tri. La deuxième fonctionnalité est d'évaluer la rentabilité de ces derniers ainsi que leur impact sur les taux de récupération. Les scénarios C2 et C3 visent à mettre en application cette capacité de l'outil. Dans le scénario C2, un trieur de métaux additionnel est placé sur la chaîne de tri. Ce trieur, comme l'autre déjà présent, récupère les métaux ferreux, non-ferreux et les fils électriques. Dans le scénario C3, un aimant à ferraille est ajouté afin de récupérer les métaux ferreux de petite taille comme les clous, les vis, les pentures, etc.

Le coût associé à la gestion des rejets et à leur enfouissement est considérablement élevé. Il est donc souhaitable de récupérer davantage de matières afin de réduire la quantité de rejets. Or, le prix de vente ou de gestion de ces nouveaux flux sortants n'est pas toujours connu à l'avance. C'est pourquoi la troisième fonctionnalité vise à déterminer le prix de vente ou le coût de traitement limite pour qu'il soit plus rentable de récupérer une matière plutôt qu'elle n'aboutisse dans le flux de rejets. Étant donné que le Centre de tri produit un flux sortant de bois de qualité #1 destiné au recyclage, une importante quantité de bois non-recyclables, tels que le bois traité, pourri et le bois contaminé par d'autres matières, abouti dans son flux de rejets. Ces types de bois, bien que ne pouvant pas être recyclés, peuvent être valorisés énergétiquement. Le scénario C4 a donc pour but de déterminer quel serait le prix de vente ou le coût de traitement limite à partir duquel il serait

plus avantageux économiquement de récupérer ces types de bois et de les envoyer en valorisation énergétique.

Les détails techniques des scénarios C1 à C4 sont présentés à l'annexe I.

6.2.2 Résultats des scénarios C1 à C4 et discussion

Les scénarios C1 à C4 n'affectent pas le tri des résidus de CRD dans les écocentres parce que ces derniers sont en amont du système de gestion. C'est pourquoi seuls les impacts sur l'indice de frais de gestion et les taux de récupération du Centre de tri lui-même seront analysés et discutés. De plus, comme l'objectif est de comparer les modifications avec le Statu Quo et non pas entre elles, les différents scénarios seront analysés séparément et non en parallèle comme il a été le cas avec les scénarios des écocentres.

6.2.2.1 Scénario C1 — Courant de Foucault

Ce premier scénario vise à démontrer la capacité de l'outil à comparer le tri manuel au tri mécanique d'une matière donnée dans un contexte donné.

6.2.2.1.1 Indice de frais de gestion

Le graphique de la Figure 6.14 présente la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios ainsi que celle du coût marginal. Le tonnage annuel utilisé dans le calcul du coût marginal correspond à la quantité additionnelle (ou inférieure) de matière récupérée avec le nouvel équipement de tri.

Dans le scénario C1, un des trieurs est remplacé par un courant de Foucault. Cela a pour effet de diminuer les dépenses liées aux salaires de 0.85$/t, soit presque 136 000$/an, ce qui représente une économie marginale de 295$ par tonne supplémentaire de non-ferreux récupéré. L'achat et la maintenance du nouvel équipement représentent une dépense supplémentaire de 0.04$/t. Aussi, le courant de Foucault augmente la consommation en électricité, mais son impact sur la composante « électricité » de l'indice de frais de gestion est négligeable. Le bilan de ces trois composantes combinées est une diminution de 0.81$/t des frais et une économie marginale de 282$ par tonne supplémentaire de non-ferreux récupéré.

L'ajout du courant de Foucault à la chaîne de tri étudiée permet de diminuer les frais associés à la « gestion des flux sortants » puisque 460 t de matière qui étaient rejetées dans le scénario 0 sont

maintenant récupérées et vendues pour une somme substantielle. L'économie marginale sur la « gestion des flux sortants » est de 1960$ par tonne de matière supplémentaire récupérée.

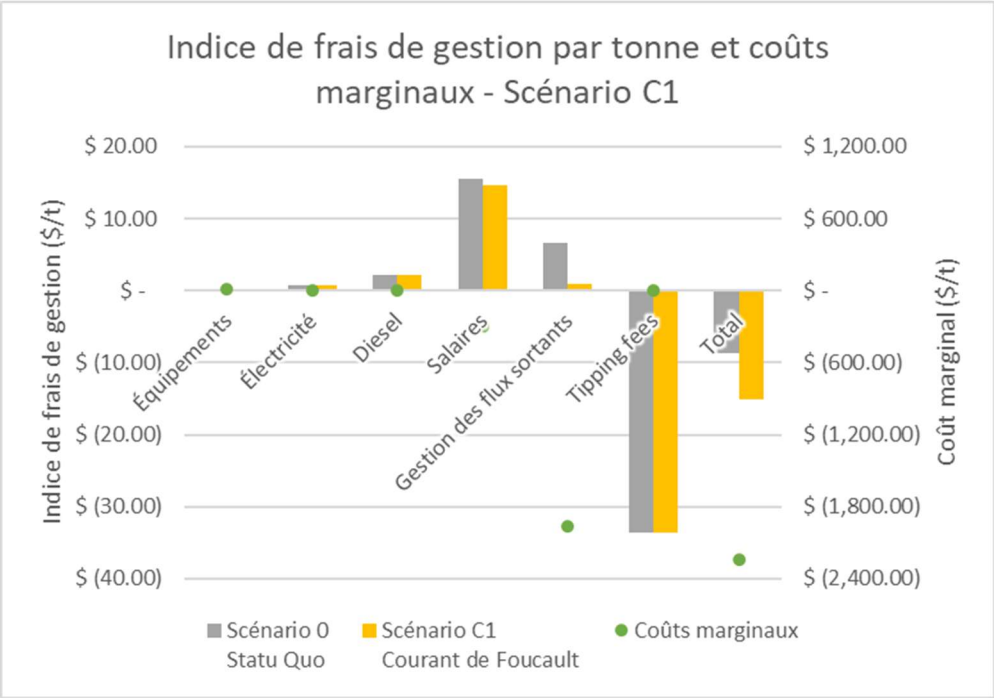


Figure 6.14 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C1

Globalement, le scénario C1 permet une économie marginale de 2 241$/t, ce qui représente une économie annuelle de 74 % sur l'indice de frais de gestion du Centre de tri par rapport à la configuration actuelle de la chaîne de tri.

6.2.2.1.2 Taux de récupération

Les taux de récupération ont été calculés de la même façon que pour les scénarios d'écocentres. La fraction fine n'est donc pas prise en compte dans la somme des quantités récupérées lors du calcul.

Remplacer un trieur manuel par un courant de Foucault permet de récupérer une quantité plus élevée de métaux non-ferreux et ainsi augmenter le taux de récupération de cette matière de 6 %. Cette augmentation est due au fait que le coefficient de séparation associé à l'équipement (85 %) est plus élevé que celui du trieur manuel (70 %) pour cette matière. Le flux de matière collecté par l'équipement contient cependant plus de contaminants que lorsque cette matière est récupérée manuellement, comme il est possible de le voir sur la Figure 6.15. Le taux de récupération global pour sa part n'est pas affecté en raison du faible tonnage relatif impliqué.

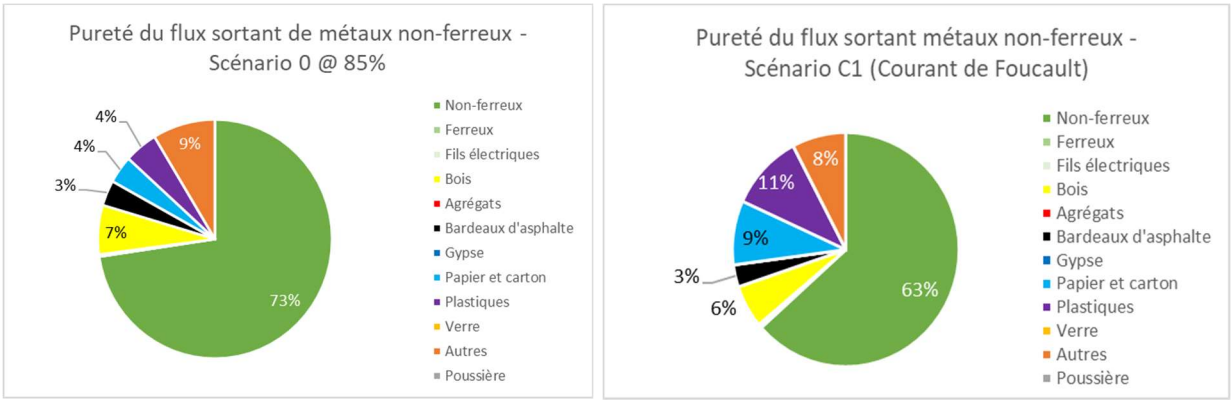


Figure 6.15 Pureté du flux sortant de métaux non-ferreux dans les scénarios 0 et C1

6.2.2.1.3 Analyse de sensibilité

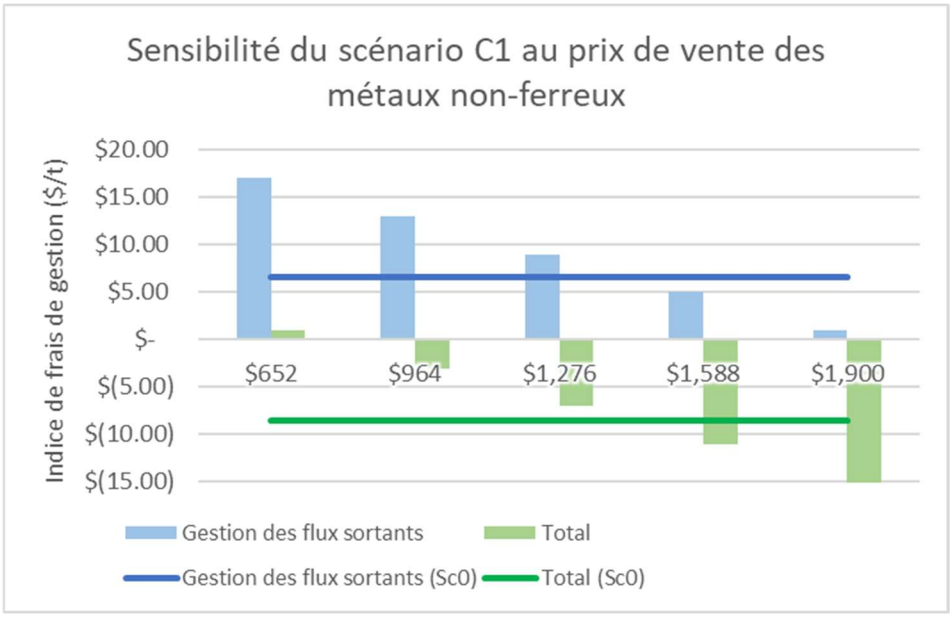


Figure 6.16 Sensibilité du scénario C1 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux

La sensibilité des conclusions du scénario C1 face au prix de vente des métaux non-ferreux a été évaluée. Le prix de vente a été varié entre 1 900 $/t, prix de vente obtenu par les écocentres, et 652 $/t, prix de vente moyen obtenu par les centres de tri du Québec en 2018 (RECYC-QUÉBEC, n.d.). Il est possible de voir sur la Figure 6.16 que si le prix de vente obtenu par le Centre de tri était de moins de 1 400 $/t, soit une diminution de 26.3 % par rapport au prix utilisé dans la modélisation, la conclusion s'inverserait pour le scénario C1, c'est-à-dire qu'il serait plus rentable de trier manuellement les métaux non-ferreux que d'utiliser un courant de Foucault. En effet, les revenus liés à la vente de la matière supplémentaire récupérée ne suffiraient plus à couvrir les coûts annuels

associés au nouvel équipement, et ce, malgré l'économie substantielle occasionnée par le retrait d'un trieur manuel.

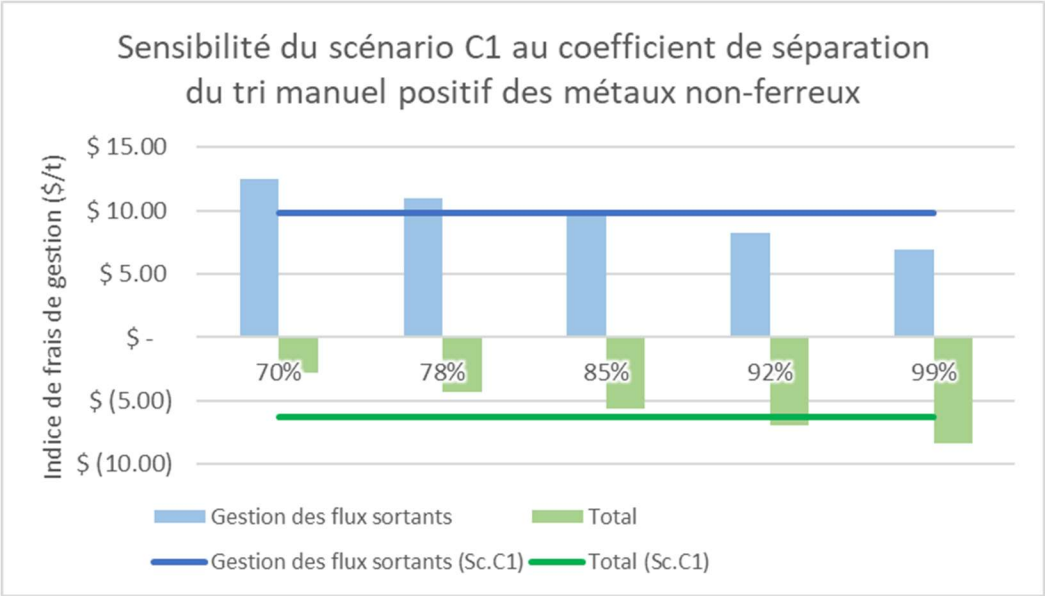


Figure 6.17 Sensibilité du scénario C1 au coefficient de séparation du tri manuel positif des métaux non-ferreux

La sensibilité des conclusions du scénario C1 face au coefficient de séparation pour le tri manuel positif des métaux non-ferreux a aussi été évaluée. À la Figure 6.17, cette analyse révèle que 84 % est la valeur à laquelle la composante « gestion des flux sortants » est équivalente pour les scénarios 0 et C1, c'est-à-dire que les revenus générés par la vente des matières récupérées sont les mêmes dans les deux cas. Il est intéressant de noter que ce coefficient est en dessous de celui du courant de Foucault, soit 85 %. Cela est dû au le fait que l'augmentation du coefficient de tri manuel affecte la performance du tri dans les diverses stations de récupération des métaux non-ferreux alors que le remplacement par un courant de Foucault impacte uniquement une de ces stations. La quantité de métaux non-ferreux récupérés aux autres stations de tri n'est donc pas négligeable.

De façon globale, quand on regarde l'indice de frais de gestion dans son ensemble, une augmentation à 89 % du coefficient de tri manuel positif des métaux non-ferreux serait nécessaire pour que le scénario C1 devienne moins rentable que le Statu Quo. La diminution de la masse salariale est plus forte que l'augmentation des coûts liés à l'acquisition de l'équipement et à sa consommation en électricité, ce qui explique la valeur élevée du coefficient de séparation nécessaire pour inverser la conclusion.

6.2.2.1.4 Conclusions

L'étude du scénario C1 a permis de comparer le tri manuel et le tri mécanique des métaux non-ferreux. Les résultats montrent que, dans le cas étudié, le tri mécanique permet un meilleur taux de récupération, mais résulte en un flux sortant plus contaminé. Du point de vue financier, il permet de diminuer l'indice de frais de gestion de 6.5$/t, soit une économie marginale de 2 241$/t.

Le coût annuel d'un trieur manuel, incluant les avantages sociaux et les frais administratifs, a été simulé à 135 861$/an. Étant donné le coût d'achat et d'installation total du courant de Foucault de 23 650$ et le revenu supplémentaire annuel de 900 000$ qu'il apporte, le remplacement peut être rentabilisé en moins d'un an. Les frais annuels de l'équipement sont évalués à 2 700$/an en maintenance et réparation et à 500$/an de consommation en électricité.

Ces conclusions sont toutefois sensibles à deux variables. En effet, une diminution de 26.3 % du prix de vente des métaux non-ferreux par rapport au prix utilisé dans le modèle ou bien une augmentation de 19 % du coefficient de séparation des métaux non-ferreux dans le tri manuel permettent chacun de renverser les conclusions et de faire en sorte que le Statu Quo soit économiquement plus intéressant que l'utilisation d'un courant de Foucault.

6.2.2.2 Scénario C2 — Trieur supplémentaire de métaux

Ce deuxième scénario vise à démontrer la capacité de l'outil à évaluer la rentabilité d'un changement à la chaîne de tri ainsi que son impact sur les taux de récupération.

6.2.2.2.1 Indice de frais de gestion

Le graphique à la Figure 6.18 présente la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios ainsi que celle du coût marginal. Le tonnage annuel utilisé dans le calcul du coût marginal correspond à la quantité additionnelle de métaux récupérés avec le trieur supplémentaire.

L'ajout d'un trieur a pour effet d'augmenter la composante « salaire » de 0.85$/t, soit une augmentation marginale de 177$ par tonne de métaux supplémentaires récupérés.

En détournant 764 t de l'enfouissement, l'ajout d'un trieur de métaux permet une diminution de 7.5$/t de la composante « gestion des flux sortants », ce qui représente une augmentation marginale des revenus de 1 555$ par tonne supplémentaire récupérée.

Globalement, le scénario C2 représente une économie de 7$/t sur l'indice de frais de gestion du Centre de tri.

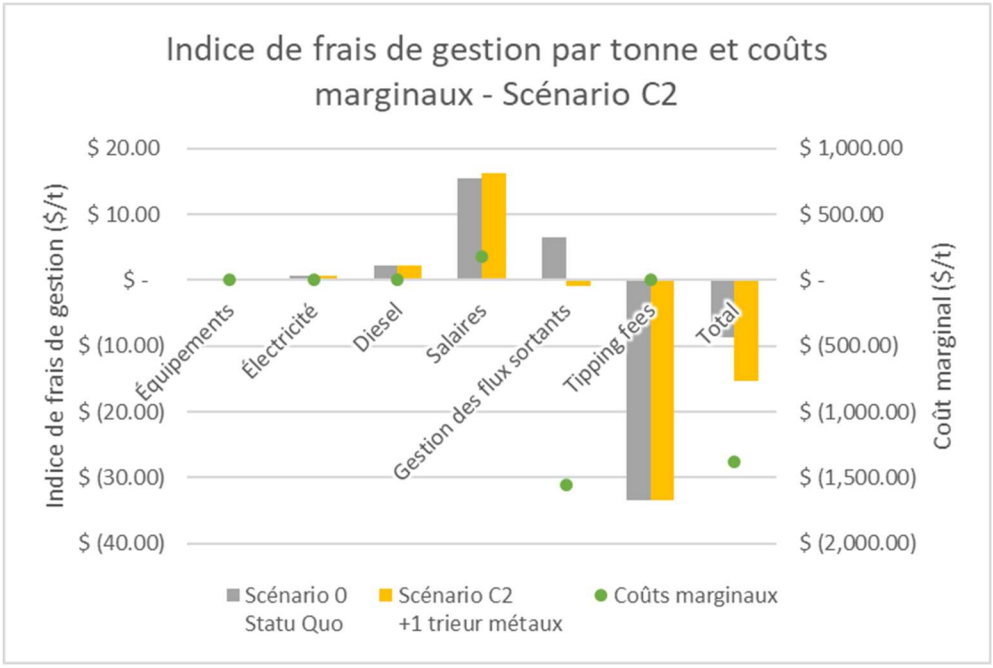


Figure 6.18 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C2

6.2.2.2.2 Taux de récupération

La quantité additionnelle de métaux récupérée par le trieur de métaux supplémentaire permet de détourner de l'enfouissement une quantité appréciable de métaux. Ainsi, les taux de récupération des trois types de métaux sont jusqu'à 19% plus élevés qu'avec le scénario 0.

6.2.2.2.3 Analyse de sensibilité

Étant donné qu'il a trait à la récupération des métaux, le scénario C2 a été confronté à la variabilité des prix de vente des métaux non-ferreux. Comme pour les scénarios 3 et C1, le prix de vente a été varié entre 1 900 $/t et 652 $/t (RECYC-QUÉBEC, n.d.). Il est possible de voir sur la Figure 6.19 que si le prix de vente réel obtenu par le Centre de tri descendait sous 1 415 $/t pour les métaux non-ferreux, soit une diminution de 25.5 % par rapport au prix utilisé dans la modélisation, la conclusion s'inverserait. Il ne serait ainsi pas rentable d'embaucher un trieur de métaux supplémentaire. En effet, les revenus liés à la vente de la matière supplémentaire récupérée ne suffiraient pas à couvrir les coûts annuels associés au salaire d'un trieur manuel additionnel.

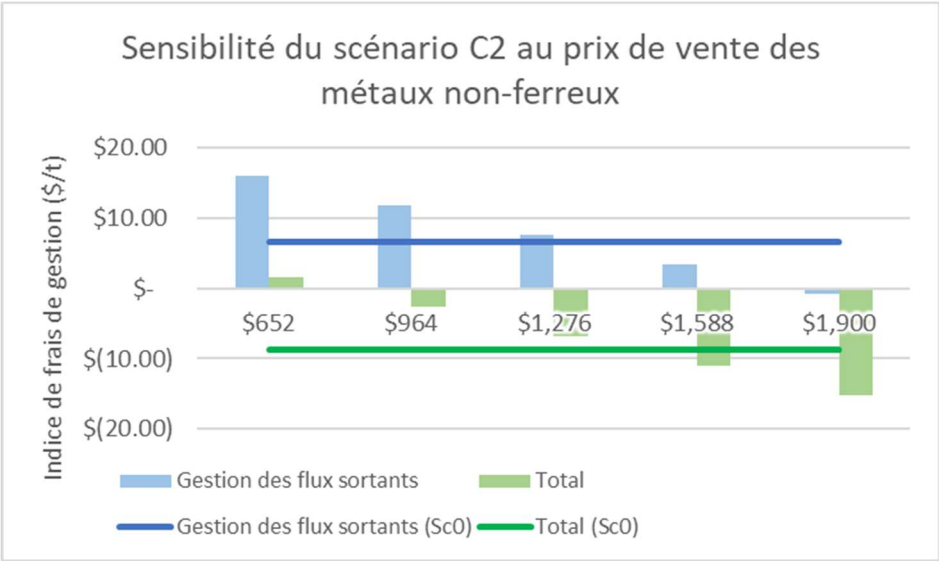


Figure 6.19 Sensibilité du scénario C2 à la variation du prix de vente des métaux non-ferreux

Le scénario C1 impacte aussi les métaux ferreux, mais comme l'écart entre le prix de vente obtenu par les écocentres et le prix de vente moyen obtenu par les centres de tri du Québec en 2018 (RECYC-QUÉBEC, n.d.) n'est pas très élevé, la sensibilité des conclusions par rapport à ce paramètre n'ont pas été évaluées.

6.2.2.2.4 Conclusions

Le scénario C2 a permis d'évaluer la rentabilité d'ajouter un trieur manuel de métaux sur la chaîne de tri et d'évaluer son impact sur le taux de récupération. Il s'avère que cet ajout est rentable pour le Centre de tri étant donné la quantité considérable de métaux récupérés ainsi que leur prix de vente. Cependant, cette conclusion s'inverserait si le prix de vente venait à diminuer de 25.5 %. Ce changement a aussi un effet positif sur le taux de récupération des métaux, mais n'affecte pas le taux de récupération global du Centre de tri.

6.2.2.3 Scénario C3 — Aimant à ferraille

Ce scénario sert le même objectif que le scénario C2, soit démontrer la capacité de l'outil à évaluer la rentabilité d'un changement à la chaîne de tri ainsi que son impact sur les taux de récupération.

6.2.2.3.1 Indice de frais de gestion

Le graphique à la Figure 6.20 présente la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios ainsi que celle du coût marginal. Le tonnage annuel utilisé

dans le calcul du coût marginal correspond à la quantité additionnelle de matière récupérée avec l'équipement supplémentaire.

L'ajout d'un aimant à ferraille occasionne une augmentation des composantes « équipements » et « électricité » de l'indice de frais de gestion de 0.12$/t et 0.01$/t respectivement.

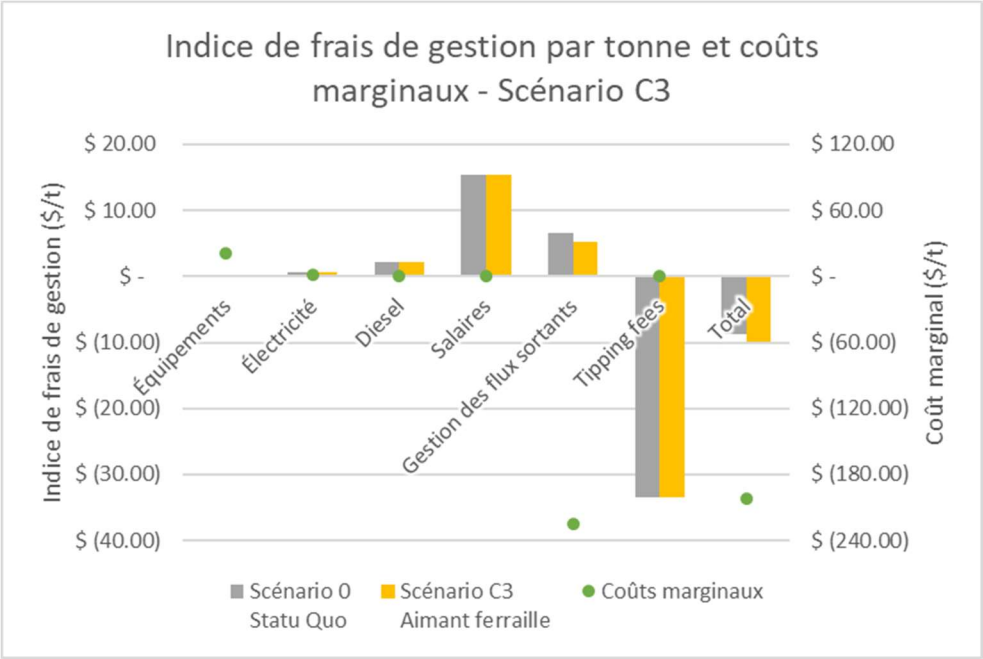


Figure 6.20 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C3

L'ajout de l'aimant à ferraille permet d'augmenter les revenus associés à la « gestion des flux sortants » de 1.25$/t en récupérant 892 t de métaux ferreux supplémentaires. Dans le scénario 0, ce tonnage se retrouvait dans le flux sortant de bois qui se vend à un prix moindre que le flux sortant de métaux ferreux, d'où l'augmentation marginale de 224$ par tonne de métaux ferreux détourné.

L'économie globale associée à l'ajout d'un aimant à ferraille est d'un peu plus de 1$ par tonne de matière triée, ou 202$ par tonne de métaux ferreux détourné.

6.2.2.3.2 Taux de récupération

L'ajout de l'aimant à ferraille après la déchiqueteuse à bois permet de récupérer plusieurs tonnes de métaux ferreux qui se retrouveraient autrement dans le flux sortant de bois. Cela permet une augmentation de 9 % du taux de récupération des métaux ferreux sans affecter celui du bois. Le taux de récupération global n'est toutefois pas impacté en raison du faible tonnage relatif impliqué.

6.2.2.3.3 Conclusions

L'objectif du scénario C3 était d'évaluer la rentabilité d'ajouter un aimant à ferraille à la chaîne de tri ainsi que son impact sur le taux de récupération. Cette simulation a permis de constater qu'un tel ajout engendre des économies annuelles estimées à presque 180 500$ pour le Centre de tri. Ce gain économique est plus fragile que ceux observés dans les scénarios C1 et C2 dont la variation annuelle dépassait le million de dollars. De plus, la présence de l'aimant supplémentaire permet d'augmenter le taux de récupération des métaux ferreux de 9 %.

6.2.2.4 Scénario C4 — Valorisation énergétique du bois non-recyclable

Ce dernier scénario vise à démontrer la capacité de l'outil à déterminer le prix de vente ou le coût de traitement limite auquel il devient plus rentable de récupérer une matière plutôt qu'elle n'aboutisse dans le flux de rejets.

6.2.2.4.1 Indice de frais de gestion

Le graphique à la Figure 6.21 présente la variation des différentes composantes de l'indice de frais de gestion entre les divers scénarios ainsi que celle du coût marginal. Le tonnage annuel utilisé dans le calcul du coût marginal correspond à la quantité de matière détournée de l'enfouissement avec la nouvelle unité de tri.

La composante « salaire » de l'indice de frais de gestion du scénario C4 augmente de 0.85$/t. Le coût marginal lié à l'ajout d'un trieur est de 16$ par tonne de bois supplémentaire récupéré, soit 11 fois moins que pour le scénario C2 en raison du fort tonnage de bois récupéré.

En ce qui concerne la composante « gestion des flux sortants », il est impossible de l'évaluer étant donné que le prix de vente de ce nouveau flux sortant est inconnu. Il est néanmoins possible de calculer la valeur limite à laquelle il devient rentable de trier le bois non-recyclable pour la valorisation énergétique plutôt que de l'enfouir. Le prix de vente de ce nouveau flux sortant a été fixé à 0$ lors de la modélisation afin de permettre ce calcul. Pour ce faire, les indices de frais de gestion annuels des scénarios 0 et C4 sont utilisés, soit exactement -1 390 762$/an et -1 940 412$/an. L'écart entre les deux scénarios est donc de -549 650$/an, ce qui signifie qu'il est donc possible d'augmenter encore les dépenses du scénario C4 de 549 650$/an avant que ce dernier ne soit équivalent au scénario 0. Sachant que le trieur supplémentaire récupère 8 568 t/an, le prix minimum auquel ce bois peut être vendu est de -64.15$/t. En d'autres mots, le Centre de tri peut

payer jusqu'à 64.15$/t pour se départir de ce bois de qualité inférieure avant qu'il ne devienne plus rentable de l'enfouir plutôt que de le récupérer.

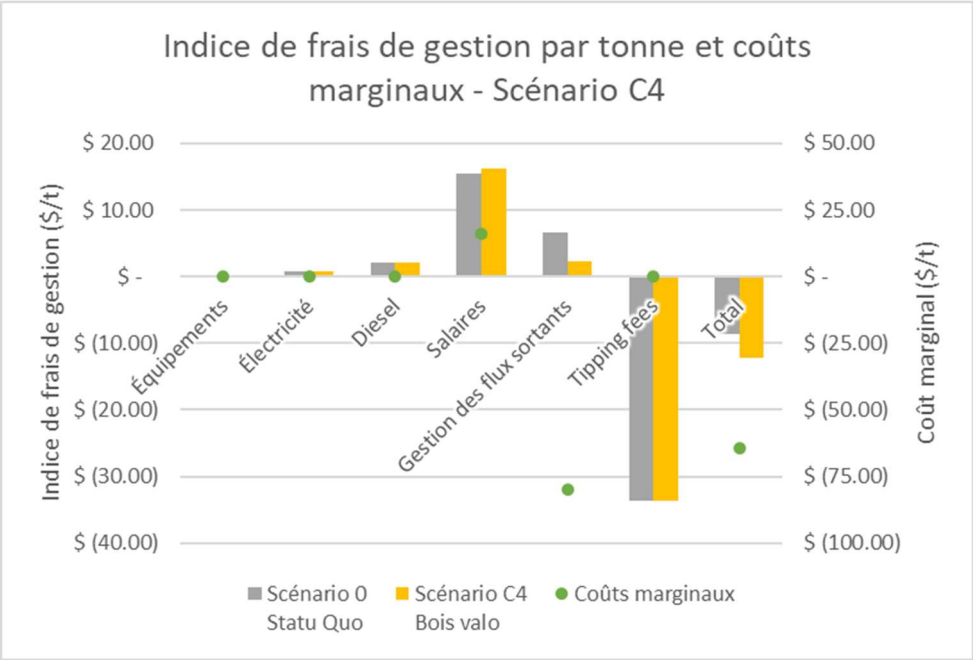


Figure 6.21 Indice de frais de gestion par tonne et coûts marginaux pour le scénario C4

6.2.2.4.2 Taux de récupération

L'ajout d'un trieur dont le rôle est de récupérer le bois non-recyclable pour le valoriser énergétiquement permet de détourner de l'enfouissement une quantité importante de bois. Le taux de récupération de cette matière augmente de 17%. Étant donné l'importance de la quantité additionnelle récupérée, le taux de récupération global augmente de 5 %.

6.2.2.4.3 Conclusions

Le scénario C4 a permis de déterminer le prix de vente limite auquel la récupération d'une nouvelle matière devient plus rentable que son enfouissement. Cette simulation a été effectuée sur le bois de basse qualité qui ne se qualifie pas pour le recyclage, mais qui pourrait être valorisé énergétiquement. Elle a révélé que si le Centre de tri parvient à trouver un valorisateur dont les frais de traitement sont inférieurs à 64.15$/t pour valoriser ce bois, il est plus rentable pour le Centre de tri de récupérer ce bois non-recyclable plutôt que de l'enfouir. La valorisation énergétique de ce bois permet une augmentation de 17 % du taux de récupération de cette matière et de 5 % du taux de récupération global du Centre de tri.

6.3 Limitations de l'outil

L'analyse des résultats obtenus par l'application de l'outil à la gestion des résidus de CRD à Montréal a permis d'identifier certaines limitations. Il s'agit d'abord du fait que les équations économiques liées à la composante « gestion des flux sortants » pour le centre de tri ne tiennent pas compte de la qualité d'un flux sortant. En réalité, la valeur qu'un recycleur de matière est prêt à payer dépend de la qualité et de la pureté de cette matière. Ainsi, une augmentation du taux de contamination d'un flux s'accompagne habituellement d'une diminution de son prix de vente (Raymond, 2017). Or, dans les équations économiques du modèle, cet effet n'est pas pris en compte. Il en résulte des conclusions anormales comme dans scénario 1 où l'acheminement du bois des écocentres vers le Centre de tri vient gonfler les revenus associés à la vente des métaux non-ferreux en raison de la hausse de la quantité de contaminants en bois dans ce flux.

Une autre limitation de l'outil vient quant à elle impacter la qualité des résultats de la composante « transport des matières » dans l'indice de frais de gestion des écocentres. Le calcul des coûts de transport est basé, notamment, sur le tonnage de matière par voyage. Chaque conteneur a un tonnage par matière différent étant donné la variation de densité entre les différentes catégories de matière. Quand une matière est ajoutée ou retirée du conteneur « CRD recyclables non-triés », son tonnage par voyage change. Or, ce n'est pas le cas dans les équations utilisées dans l'outil. Cette omission a un impact sur l'estimation des coûts de transport qui occupent une portion considérable du budget des écocentres.

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les objectifs de ce projet, qui consistaient à brosser un portrait détaillé des résidus de CRD au Québec ainsi qu'à développer un outil d'aide à la prise de décision concernant la gestion des résidus de CRD au Québec, ont été atteints. Ce portrait et l'utilisation de cet outil par les décideurs, tant au niveau municipal que dans les entreprises qui gèrent ces matières résiduelles, contribuera à l'optimisation du système de gestion et à améliorer le taux de récupération des résidus de CRD.

Dans un premier temps, l'élaboration du portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD au Québec a permis d'avoir une vision d'ensemble de l'état actuel de la situation entourant ces matières résiduelles. Ce portrait a aussi permis d'identifier les matières dont le taux de récupération est plus faible et celles qui sont davantage valorisées énergétiquement plutôt que recyclées. De plus, les enjeux entourant certaines matières, comme la fraction fine, ont été étudiés afin de saisir l'ampleur de la problématique ainsi que les pistes de solutions actuellement explorées et mises à l'essai dans la province.

Dans un deuxième temps, la modélisation du système de gestion des résidus de CRD dans la province a permis de créer l'outil d'aide à la prise de décision dont le but est de faciliter l'optimisation de ce système de gestion. Sa mise en application au contexte montréalais démontre que d'envoyer au Centre de tri le bois reçu par les écocentres plutôt que de l'acheminer directement aux recycleurs permettrait de réduire les coûts de gestion de façon globale pour cette matière dans le système. De plus, l'étude de cas sur le gypse a permis de constater que le fait de trier le gypse en écocentre augmenterait peu les coûts de gestion pour cette matière, mais permettrait d'améliorer considérablement son taux de récupération.

Dans un troisième temps, l'outil d'aide à la prise de décision comporte une modélisation détaillée du centre de tri étudié qui présente trois fonctionnalités qui se révèlent intéressantes pour un gestionnaire de centre de tri. Il s'agit de : (1) déterminer, dans un contexte donné et pour une matière donnée, quelle option de tri manuel, mécanique ou automatique est la mieux adaptée aux besoins d'une chaîne de tri ; (2) évaluer la rentabilité de changements potentiels sur une chaîne de tri et de son impact sur les taux de récupération ; (3) déterminer le prix de vente ou le coût de traitement limite auquel il devient plus rentable de récupérer une matière plutôt que de l'enfouir. L'étude de cas du Centre de tri étudié a permis de conclure, de façon générale, que les modifications à la chaîne de tri visant à augmenter le taux de récupération des métaux seraient rentables, et ce,

même si elles nécessitent l'embauche d'un nouveau trieur ou l'installation d'un nouvel équipement. Les analyses ont aussi révélé que le tri du bois de faible qualité en vue de sa valorisation énergétique serait complémentaire au tri du bois de qualité #1 destiné au recyclage, puisqu'il permettrait une augmentation marquée des taux de récupération et qu'il offrirait une marge de manœuvre afin d'augmenter la rentabilité des opérations.

L'outil développé dans le cadre de ce projet peut être utilisé dans un grand nombre d'applications différentes qui n'ont pas nécessairement été abordées dans ce mémoire. Il serait notamment pertinent d'utiliser cet outil afin de faire une analyse de sensibilité sur la performance du transport des matières reçues dans les écocentres et son impact sur les différents scénarios étudiés. Les variables qui semblent intéressantes à analyser sont le mode de transport employé pour chaque type de matière, la distance entre les différents écocentres et le centre de tri ou le recycleur, et l'utilisation d'un traitement de fin de vie (centre de tri versus recycleur) différent pour chaque écocentre pour une matière donnée en fonction de la distance entre l'écocentre et le lieu de traitement de la matière. De plus, il serait intéressant d'évaluer l'incertitude sur les données utilisées lors de la mise en application de l'outils d'aide à la prise de décision et sur l'indice de frais de gestion qui en résulte ainsi que de déterminer à partir de quel taux de variation de l'indice de frais de gestion et du taux de récupération est-ce qu'un scénario devient significativement différent du scénario de référence.

Cet outil d'aide à la prise de décision pourrait aussi être mis en application dans l'optimisation de la gestion d'autres matières résiduelles telles que la collecte sélective et les ordures ménagères. Le système de gestion pour ces deux types de matières s'apparente à celui destiné aux résidus de CRD. De plus, il existe dans la littérature un bon nombre de coefficient de séparation pour ces autres matières résiduelles.

En ce qui concerne la méthodologie de caractérisation par imagerie développée au cours de ce projet et décrite à l'annexe D, elle pourrait, quant à elle, être davantage poussée et utilisée en combinaison avec un algorithme d'apprentissage machine afin de permettre la caractérisation automatisée de flux de matières. Presque 400 photos de résidus de CRD ont déjà été caractérisées dans le cadre de ce projet, ce qui peut constituer un ensemble de données de départ dans le développement d'un tel programme.

Pour permettre d'améliorer le portrait de la génération et de la gestion des résidus de CRD présenté dans ce mémoire, il semble nécessaire d'y inclure les données les plus récentes de RECYC-QUÉBEC, lesquelles seront bientôt publiées. Cela permettrait de tenir compte des tendances des dernières années dans le domaine des résidus de CRD. Il semble aussi nécessaire d'améliorer certaines des hypothèses qui ont été posées lors de l'élaboration du portrait, notamment les hypothèses dans les sections orangées du Tableau K.44 à l'annexe K.

En ce qui a trait à l'outil d'aide à la prise de décision développé dans le cadre de ce projet, il serait approprié d'améliorer les coefficients de séparation obtenus pour le classificateur à air et le tri manuel des métaux non-ferreux ou encore de remplacer les coefficients de séparation par des modèles phénoménologiques. Les éléments mentionnés dans les limitations de l'outil à la section 6.3 devraient aussi être améliorés.

Finalement, dans le but de rendre l'outil plus complet, il serait pertinent de coupler le portrait des résidus de CRD au Québec et l'outil avec une analyse de cycle de vie pour permettre d'étudier des indicateurs environnementaux, notamment les émissions de GES. Une telle combinaison permettrait d'élucider des problèmes complexes, par exemple, tel que choisir entre deux options : (1) prioriser le recyclage du bois tout en sacrifiant un peu de son taux de récupération ou bien (2) prioriser son détournement de l'enfouissement, quitte à le valoriser énergétiquement plutôt que de le recycler. Un compromis stratégique auquel font face les gestionnaires de centre de tri, mais auquel l'outil, dans son état actuel, ne peut répondre.

RÉFÉRENCES

3R MCDQ. (2015). *La réutilisation des agrégats et des bardeaux recyclés*.

3R MCDQ. (2018). *Chronologie des évènements liés à la démarche du recyclage des bardeaux d'asphalte par le 3R MCDQ et de ses membres*.

3R MCDQ. (n.d.). Comité gypse. Tiré de https://www.3rmcdq.qc.ca/projets-et-enjeux/gypse

Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. (2011a). *La valorisation du bois*. Tiré de https://www.democles.org/fiche/bois/

Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. (2011b). *La valorisation du plâtre*. Tiré de https://www.democles.org/fiche/platre/

Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. (2011c). *La valorisation du verre plat*. Tiré de https://www.democles.org/fiche/verre-plat/

AlloTapis. (n.d.). Tiré de https://www.allotapis.com/

Ambros, W. M., Sampaio, C. H., Cazacliu, B. G., Miltzarek, G. L., & Miranda, L. R. (2017). Usage of air jigging for multi-component separation of construction and demolition waste. *Waste Management, 60*, 75-83. doi:10.1016/j.wasman.2016.11.029

Bellerose, N. (2019, 11 février). [Communication personnelle].

Bellerose, N., Annie, L., & Lafrance, S. (2019). *Données, enjeux et pistes de solution pour la GMR au Québec.* Communication présentée à Americana, Montréal, QC.

Bernardin, G. (2018, 8 août). [Communication personnelle].

Biomass Recycle. (n.d.). Nos services. Tiré de http://www.biomassrecycle.ca/fr/nos-services

Bitume Québec. (2010). Le recyclage des enrobés bitumineux. *TECHNO-BITUME - Bulletin Technique, 03*. Tiré de http://www.bitumequebec.ca/wp-content/uploads/2015/03/9333ce91d4f2ac1file.pdf

Blackburn, P. (2019). La compagnie de récupération Mélimax privée de contrats publics pour cinq ans. *le Soleil de Châteauguay*. Tiré de https://www.cybersoleil.com/la-compagnie-de-recuperation-melimax-privee-de-contrats-publics-pour-cinq-ans/

Brunner, P. H., & Stampfli, D. M. (1993). Material balance of a construction waste sorting plant. *Waste Management & Research, 11*(1), 27-48. doi:10.1006/wmre.1993.1005

Bureau de normalisation du Québec. (2002). Granulats - Matériaux recyclés fabriqués à partir de résidus de béton, d'enrobés bitumineux et de briques - Classification et caractéristiques. *Norme NQ 2560-600.* Tiré de https://www.bnq.qc.ca/fr/normalisation/genie-civil-et-infrastructures-urbaines/granulats-materiaux-recycles-fabriques-a-partir-de-residus-de-beton.html

CAA-Québec. (n.d.-a). Le bois traité. Tiré de https://www.caaquebec.com/fr/a-la-maison/guides/guide-pour-une-maison-en-sante/le-bois-traite/

CAA-Québec. (n.d.-b). Options de revêtements pour les toits plats. Tiré de https://www.caaquebec.com/fr/a-la-maison/conseils/capsules-conseils/conseil/show/sujet/options-de-revetements-pour-les-toits-plats/

California Integrated Waste Management Board. (2001). C&D recycling program - Drywall recycling. Tiré de http://www.eurogypsum.org/wp-content/uploads/2015/05/N023.doc

Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2001). RDF production plants: II Economics and profitability. *Applied Thermal Engineering, 22*, 439-448. doi:10.1016/S1359-4311(01)00101-6

Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2002). RDF production plants: I Design and costs. *Applied Thermal Engineering, 22*(4), 423-437. doi:10.1016/S1359-4311(01)00100-4

Carpenter, A., Jambeck, J. R., Gardner, K., & Weitz, K. (2013). Life-cycle assessment of end-of-life management options for construction and demolition debris. *Journal of Industrial Ecology, 17*(3), 396-406. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00568.x

Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ). (2000). *Étude de faisabilité sur la récupération et le recyclage des bardeaux d'asphalte*. Sainte-Foy, QC: Tiré de http://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/1992025

Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ). (2011). *Débouchés pour les rebuts de bois de construction, rénovation, démolition (CRD) en dehors du québec*.

Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles (CRVMR). (n.d.). Accueil. Tiré de https://www.polymtl.ca/crvmr/

Chamard, J.-L. (2018, 28 février). [Communication personnelle].

Chamard stratégies environnementales, & CTTÉI. (2017). *Évaluation des alternatives de valorisation des résidus de criblage fin issus des centres de tri des débris de construction, de rénovation et de démolition*. Montréal, QC: Tiré de http://www.3rmcdq.qc.ca/client_file/upload/Residus_fins_rapport_3R_MCDQ_2017-05-30.pdf

Cimpan, C., Maul, A., Jansen, M., Pretz, T., & Wenzel, H. (2015). Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. *J Environ Manage, 156*, 181-199. doi:10.1016/j.jenvman.2015.03.025

Cimpan, C., Maul, A., Wenzel, H., & Pretz, T. (2016). Techno-economic assessment of central sorting at material recovery facilities – the case of lightweight packaging waste. *Journal of Cleaner Production, 112*, 4387-4397. doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.011

Coelho, A., & de Brito, J. (2013a). Economic viability analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – part I: location, materials, technology and economic analysis. *Journal of Cleaner Production, 39*, 338-352. doi:10.1016/j.jclepro.2012.08.024

Coelho, A., & de Brito, J. (2013b). Economic viability analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – part II: economic sensitivity analysis. *Journal of Cleaner Production, 39*, 329-337. doi:10.1016/j.jclepro.2012.05.006

Coelho, A., & de Brito, J. (2013c). Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal--Part I: energy consumption and CO2 emissions. *Waste Manag, 33*(5), 1258-1267. doi:10.1016/j.wasman.2013.01.025

Coelho, A., & de Brito, J. (2013d). Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal--Part II: Environmental sensitivity analysis. *Waste Manag, 33*(1), 147-161. doi:10.1016/j.wasman.2012.09.004

Combs, A. R. (2012). *Life cycle analysis of recycling facilities in a carbon constrained world.* (North Carolina State University, Raleigh). Tiré de https://repository.lib.ncsu.edu/bitstream/handle/1840.16/7808/etd.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Coudert, L. (2013). *Décontamination de déchets de bois traité à base de composés cuivrés en vue de leur revalorisation.* (Université du Québec - Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, QC). Tiré de http://espace.inrs.ca/1457/1/T000629.pdf

Deloitte. (2018). *Étude sur le gypse résiduel au Québec*. Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/etude-gypse-residuel-deloitte.pdf

Demers, S. (2018, 20 février). [Communication personnelle].

Demers, S. (2019, 18 et 23 septembre). [Communication personnelle].

Desjardins, L. (2018, 6 février). [Communication personnelle].

Développement durable, Environnement et Parcs Québec,. (2009). *Lignes directrices relatives à la gestion du béton, de brique et d'asphalte issus des travaux de construction et de démolition et des résidus du secteur de la pierre de taille*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/valorisation/lignesdirectrices/beton-brique-asphalte.pdf

Diaz, L. F., Savage, G. M., & Golueke, C. G. (1982). *Resource recovery from municipal solid waste: primary processing*: CRC Press.

Dumont, A. (2016). Vieux plâtre, vieilles méthodes. *La Presse*. Tiré de http://plus.lapresse.ca/screens/032746d4-b75c-4ce4-88a6-b0d81943da26__7C___0.html

Écohabitation. (2012). Isolant minéral : La fibre de verre (ou laine minérale). Tiré de https://www.ecohabitation.com/guides/2629/isolant-mineral-la-fibre-de-verre-ou-laine-de-verre/

Edo-Alcón, N., Gallardo, A., & Colomer-Mendoza, F. J. (2016). Characterization of SRF from MBT plants: Influence of the input waste and of the processing technologies. *Fuel Processing Technology, 153*, 19-27. doi:10.1016/j.fuproc.2016.07.028

Engineering Toolbox. (n.d.). Fuels - Higher and lower calorific values. Tiré de https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html

Feil, A., Pretz, T., Vitz, P., & Thoden van Velzen, U. (2017). A methodical approach for the assessment of waste sorting plants. *Waste Manag Res, 35*(2), 147-154. doi:10.1177/0734242X16683270

Foo, K. Y., Hanson, D. I., & Lynn, T. A. (1999). Evaluation of roofing shingles in hot mix asphalt. *Journal of Materials in Civil Engineering, 11*(1), 15-20. doi:10.1061/(Asce)0899-1561(1999)11:1(15)

Gente Strategies Inc. (2015). *Report on demolition, land clearing and construction material recovery facilities study*. Vancouver, BC: Tiré de http://www.metrovancouver.org/services/solid-waste/SolidWastePublications/DemolitionConstructionMaterialRecoveryFacilityDiversionPotential.pdf

Girard, C. (2018). *Modélisation et optimisation d'un procédé de traitement mécanique pour la valorisation d'un courant hétérogène de matières résiduelles solides.* (École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC). Tiré de https://publications.polymtl.ca/3039/1/2018_CamilleGirard.pdf

Gouvernement du Canada, Environnement Canada, & Santé Canada. (1993). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Liste des substances d'intérêt prioritaire: Rapport d'évaluation Matières résiduaires imprégnées de créosote*. Tiré de http://publications.gc.ca/collections/collection_2018/eccc/En40-215-13-fra.pdf

Gouvernement du Québec. (2011). *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles - Plan d'action 2011-2015*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/presentation.pdf

Gutowski, T. G., Dahmus, J., Albino, D., & Branham, M. (2007). *Bayesian material separation model with applications to recycling.* Communication présentée à Proceedings of the 2007 IEEE International Symposium on Electronics & the Environment, Conference Record (p. 233-238). doi:10.1109/Isee.2007.369400

Hébert, M. (2015). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires – Édition 2015*. Québec, QC: Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf

Hoang, H., Ishigaki, T., Kubota, R., Yamada, M., Kawamoto, K., Nguyen, G., & Tong, K. (2019). *An empirical investigation of generation rate, composition, and handling practices of construction and demolition waste in Hanoi, Vietnam.* Communication présentée à Sardinia, Italie (p. 14).

Huang, W.-L., Lin, D.-H., Chang, N.-B., & Lin, K.-S. (2002). Recycling of construction and demolition waste via a mechanical sorting process. *Resources Conservation and Recycling, 37*(1), 23-37. doi:10.1016/S0921-3449(02)00053-8

Hydro-Québec. (n.d.). Tarif M : Tarif général – Clientèle de moyenne puissance. Tiré de http://www.hydroquebec.com/affaires/espace-clients/tarifs/tarif-m-general-clientele-moyenne-puissance.html

Institut national de recherche et de sécurité. (2019). Chlorure d'hydrogène (ou acide chlorhydrique) et solutions aqueuses - Fiche toxicologique n° 13. Tiré de http://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_13

Ip, K., Testa, M., Raymond, A. G., Graves, S. C., & Gutowski, T. G. (2018). Performance evaluation of material separation in a material recovery facility using a network flow model. *Resources, Conservation and Recycling, 131*, 192-205. doi:10.1016/j.resconrec.2017.11.021

Jeffrey, C. (2011). *Construction and demolition waste recycling: A literature review*. Halifax, NS: Dalhousie University. Tiré de https://cdn.dal.ca/content/dam/dalhousie/pdf/dept/sustainability/Final%20C%26D%20literature%20review.pdf

Jiménez Rivero, A., Sathre, R., & García Navarro, J. (2016). Life cycle energy and material flow implications of gypsum plasterboard recycling in the European Union. *Resources, Conservation and Recycling, 108*, 171-181. doi:10.1016/j.resconrec.2016.01.014

Kachanova, V. (2014). *Les écocentres québécois: Portrait et recommandations pour le réseau de deuxième génération.* (Université de Sherbrooke). Tiré de https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7249/cufe_Kachanova_V__essai461.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Kleemann, F., Lehner, H., Szczypinska, A., Lederer, J., & Fellner, J. (2017). *An innovative method to determine amount and composition of building demolition waste on a regional level - The case of vienna.* Communication présentée à Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Vienna, AT.

Klimpel, R. R., & Aplan, F. A. (1991). Role of mathematical optimization in the macro design and analysis of particulate processing plants. *Evaluation and Optimization of Metallurgical Performance*, 305-321.

L'élémentarium. (n.d.). Verres. Tiré de https://www.lelementarium.fr/product/verres/

Lagneau, J. (2018). *Étude multi-échelle des coûts de gestion de la matière résiduelle organique au Québec.* (Polytechnique Montréal, Montréal, QC). Tiré de https://publications.polymtl.ca/3673/1/2018_JeremyLagneau.pdf

Levis, J. W. (2008). *A life-cycle analysis of alternatives for the management of waste hot-mix asphalt, commercial food waste, and construction and demolition waste.* (North Carolina State University, Raleigh, NC). Tiré de https://repository.lib.ncsu.edu/bitstream/handle/1840.16/2701/etd.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Loi sur la qualité de l'environnement, RLRQ c Q-2, art 53.4.1. (2019). Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cs/q-2

Luc Vachon, J.-F., Beaulne-Bélisle, K., Rosset, J., Gariépy, B., McGrath, K., & RECYC-QUÉBEC. (2009). *Profil de la gestion des débris de construction, rénovation et démolition (CRD) au Québec*. Montréal, QC: Tiré de http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1992042

Malo, J.-M. (2013). *Incorporation de particules de bardeaux d'asphalte de postconsommation dans les enrobés bitumineux.* (École de technologie supérieure). Tiré de http://espace.etsmtl.ca/1137/1/MALO_Jean-Michel.pdf

Mercante, I. T., Bovea, M. D., Ibanez-Fores, V., & Arena, A. P. (2012). Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *International Journal of Life Cycle Assessment, 17*(2), 232-241. doi:10.1007/s11367-011-0350-2

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2014). *Gestion des résidus du secteur de la construction, de la rénovation et de la démolition (CRD)*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/ficheinformationcrd.pdf

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP),. (2011). *Lignes directrices relatives à la gestion du bois traité*. Québec, QC. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/valorisation/lignesdirectrices/bois-traite.pdf

Montréal en statistiques, Service du développement économique, & Ville de Montréal. (2018). *Profil sociodémographique 2016 : Agglomération de Montréal*. Tiré de http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/MTL_STATS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PROFIL_SOCIOD%C9MO_AGGLOM%C9RATION%202016.PDF

Morris, J. (2017). Recycle, bury, or burn wood waste biomass?: LCA answer depends on carbon accounting, emissions controls, displaced fuels, and impact costs. *Journal of Industrial Ecology, 21*(4), 844-856. doi:10.1111/jiec.12469

Ndukwe, I., & Yuan, Q. (2016). Drywall (gyproc plasterboard) recycling and reuse as a compost-bulking agent in Canada and North America: A review. *Recycling, 1*(3), 311-320. doi:10.3390/recycling1030311

NI Corporation. (2017). *Caractérisation de CRD et encombrants collectés en bordure de rue à Montréal*. Laval, QC:

Noël, F. (2006). *Incorporation de particules de bardeaux d'asphalte de postconsommation dans les enrobés bitumineux*. École de technologie supérieure. Tiré de http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1992020

Nuclear power for everybody. (n.d.). Diesel cycle – Diesel engine. Tiré de https://www.nuclear-power.net/nuclear-engineering/thermodynamics/thermodynamic-cycles/diesel-cycle-diesel-engine/

Oliveira Neto, R., Gastineau, P., Cazacliu, B. G., Le Guen, L., Paranhos, R. S., & Petter, C. O. (2017). An economic analysis of the processing technologies in CDW recycling platforms. *Waste Manag, 60*, 277-289. doi:10.1016/j.wasman.2016.08.011

OPTA Minerals. (n.d.). Crushed glass for water filtration. Tiré de https://www.optaminerals.com/solutions/water-filtration/crushed-glass-for-water-filtration/

Palmer, J. R. (1999). *Concept design and optimization of MSW management system.* (Air Force Institute of Technology). Tiré de https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a361791.pdf

Peddireddy, S., Longhurst, P. J., & Wagland, S. T. (2015). Characterising the composition of waste-derived fuels using a novel image analysis tool. *Waste Management, 40*, 9-13. doi:10.1016/j.wasman.2015.03.015

Peters, M., Timmerhaus, K., & West, R. (2002). 6.Analysis of cost estimation. Dans *Plant Design and Economics for Chemical Engineers* (5e^{e} éd., p. 226-277). États-Unis: McGraw-Hill Education.

Pressley, P. N., Levis, J. W., Damgaard, A., Barlaz, M. A., & DeCarolis, J. F. (2015). Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Manag, 35*, 307-317. doi:10.1016/j.wasman.2014.09.012

Raymond, A. G. (2017). *Modeling of material recovery facility performance with application for life cycle assessment.* (Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts). Tiré de https://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/111296/1003284237-MIT.pdf?sequence=1&isAllowed=y

RECYC-QUÉBEC. (1999). *Guide d'information sur le recyclage des matériaux secs*. Tiré de http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/1992015

RECYC-QUÉBEC. (2004). *Bilan 2004 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Québec, QC: Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2004.pdf

RECYC-QUÉBEC. (2009). *Les résidus de construction, de rénovation et de démolition - Fiches informatives*. Tiré de https://recycquebec.o2web.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-crd.pdf

RECYC-QUÉBEC. (2013). *Bilan 2010-2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Québec, QC: Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/rapport-annuel-2012-2013-anglais.pdf

RECYC-QUÉBEC. (2017). *Bilan 2015 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Québec, QC: Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf

RECYC-QUÉBEC. (2018a). *Collecte sélective: Contenant et emballages en polystyrène (PS) #6*. Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-polystyrene.pdf

RECYC-QUÉBEC. (2018b). RECYC-QUÉBEC accorde une aide de 292 875 $ à deux projets de récupération et de valorisation du bois et du gypse. Québec, QC.

RECYC-QUÉBEC. (2019). *Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec - Section sur l'élimination*. Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-section-elimination.pdf

RECYC-QUÉBEC. (n.d.). Indice du prix des matières. Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/municipalites/collecte-selective-municipale/indice-prix-matieres

Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, RLRQ c Q-2, r. 4.1, art 77-87 & 153. (2019). Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cs/q-2

Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, RLRQ c Q-2, r. 19. (2019). Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2019

Règlement sur les matières dangereuses, RLRQ c Q-2, r. 32. (2019). Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/Q-2,%20r.%2032

Reize Developpement, & Pöyry S.A.S. (2011). *Analyse technico-économique de 39 plates-formes françaises de tri - Valorisation des déchets du BTP*.

Rhyner, C. R., Schwartz, L. J., Wenger, R. B., & Kohrell, M. G. (1995). *Waste management and resource recovery* (1st^{e} éd.): CRC Press.

Rona. (n.d.). Tuiles à plafond et panneaux. Tiré de https://www.rona.ca/webapp/wcs/stores/servlet/CategoryDisplay?catalogId=10051&urlLangId=-2&categoryId=17637&langId=-2&storeId=10151&productCategory=1000039919

Sampaio, C. H., Cazacliu, B. G., Miltzarek, G. L., Huchet, F., le Guen, L., Petter, C. O., . . . Oliveira, M. L. S. (2016). Stratification in air jigs of concrete/brick/gypsum particles. *Construction and Building Materials, 109*, 63-72. doi:10.1016/j.conbuildmat.2016.01.058

Samson, A. (2019). *Détourner le gypse de l'enfouissement - Projet pilote dans les Laurentides.* Communication présentée à Americana, Montréal, QC.

SECOR, & 3R MCDQ. (2011). *Concertation des acteurs de la filière du bois récupéré du secteur CRD - Conclusions des rencontres*. Tiré de https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/concertation-filiere-bois-secor.pdf

Shih, L.-H., & Lee, S.-C. (2007). Optimizing disassembly and recycling process for EOL LCD-type products: A heuristic method. *IEEE Transactions on Electronics Packaging Manufacturing, 30*(3), 213-220. doi:10.1109/tepm.2007.901172

Solid waste optimization life-cycle framework (SWOLF). (n.d.). About SWOLF. Tiré de https://jwlevis.wixsite.com/swolf/about

St-Laurent Samuel, A., Deshaies, M.-È., Richard, G., & Escafit, E. (2017). *Faire flèche de tout bois: Guide pratique de mise en valeur du bois post-consommation*. Québec, QC: Tiré de http://dev.phenixweb.com/nature-quebec/wp-content/uploads/2019/04/Faire_Fleche_15fev2017_Web.pdf

Statistique Canada. (n.d.-a). Recensement de la population de 2016, produit numéro 98-400-X2016016 au catalogue de Statistique Canada. Tiré de https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/dt-td/Rp-fra.cfm?LANG=F&APATH=3&DETAIL=0&DIM=0&FL=A&FREE=0&GC=0&GID=0&GK=0&GRP=1&PID=109885&PRID=10&PTYPE=109445&S=0&SHOWALL=0&SUB=0&Temporal=2016&THEME=116&VID=0&VNAMEE=&VNAMEF=

Statistique Canada. (n.d.-b). Tableau 16-10-0040-01 Produits de papier-toiture asphalté, production et destination des livraisons, données mensuelles. Tiré de https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1610004001

Statistique Canada. (n.d.-c). Tableau 34-10-0135-01 Société canadienne d'hypothèques et de logement, logements mis en chantier, en construction et achèvements, toutes les régions, trimestriel. Tiré de https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3410013501&pickMembers%5B0%5D=1.7&pickMembers%5B1%5D=4.1

Su, J., Laux, S. J., & Townsend, T. G. (2018). Trace chemical partitioning in construction and demolition debris fines: process and market implications. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 20*(3), 1416-1427. doi:10.1007/s10163-018-0700-2

Suárez, S., Roca, X., & Gasso, S. (2016). Product-specific life cycle assessment of recycled gypsum as a replacement for natural gypsum in ordinary Portland cement: application to the Spanish context. *Journal of Cleaner Production, 117*, 150-159. doi:10.1016/j.jclepro.2016.01.044

Syndicat Intercommunal du Segréen pour le Traitement des Ordures (SISTO). (2018). Tri des emballages en verre, pour ne plus se tromper. Tiré de http://www.sisto.fr/tri-des-emballages-en-verre-pour-ne-plus-se-tromper/

Tacquet, L. (2009). *Analyse de la Gestion des Résidus de la Construction, Rénovation et Démolition au Québec.* (Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC). Tiré de https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2009/Tacquet_L_19-05-09.pdf

Tam, V. W. Y., & Tam, C. M. (2006). Evaluations of existing waste recycling methods: A Hong Kong study. *Building and Environment, 41*(12), 1649-1660. doi:10.1016/j.buildenv.2005.06.017

Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of solid waste management* (2e[e] éd.): McGraw-Hill.

Testa, M. (2015). *Modeling and design of material recovery facilities: genetic algorithm approach.* (Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA). Tiré de http://web.mit.edu/ebm/www/Publications/Ip%20et%20al_MRF.pdf

Townsend, T. G., Chadik, P., Bitton, G., Booth, M., Lee, S., & Yang, K. (2002). *Gypsum drywall impact on odor production at landfills: science and control strategies*. Gainesville, FL: Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. Tiré de https://semspub.epa.gov/work/05/222393.pdf

Townsend, T. G., Laux, S., Su, J., & Anshassi, M. (2018). *Guidance for beneficially reusing construction and demolition debris fines*. Gainesville, FL: University of Florida - Engineering School of Sustainable Infrastructure and Environment. Tiré de https://cdrecycling.org/site/assets/documents/CDRA%20C&D%20Fines%20Executive%20Summary%2007_25.pdf

U.S. Energy Information Administration - Office of Energy Consumption and Efficiency Statistics. (2012). Forms EIA-871A and E of the 2012 commercial buildings energy consumption survey.

Ulubeyli, S., Kazaz, A., & Arslan, V. (2017). Construction and demolition waste recycling plants revisited: Management issues. *Procedia Engineering, 172*, 1190-1197. doi:10.1016/j.proeng.2017.02.139

Umweltbundesamt. (2011). *Planspiel zur fortentwicklung der verpackungsverordnung - Teilvorhaben 1: Bestimmung der idealzusammensetzung der wertstofftonne* Dessau-Roßlau: Tiré de https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4074.pdf

UN Environment Programme, & CalRecovery inc. (2005). *Solid waste management* (Rapport n[o] 92-807-2676-5). Tiré de http://www.unep.or.jp/ietc/publications/spc/solid_waste_management/Vol_I/Binder1.pdf

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2003). *Estimating 2003 building-related construction and demolition materials amounts*. Tiré de https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P10030DA.PDF?Dockey=P10030DA.PDF

Valoris (2018, 24 juillet). [Communication personnelle].

Valoris (2019, 28-30 juin). [Communication personnelle].

Viking Recycling. (n.d.). Excess recycling montréal. Tiré de https://www.vikingrecycling.ca/excess-recycling-montreal

Ville de Montréal. (2016). Règlement sur les services de collecte 16-049. Tiré de http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/1/89397265.PDF

Ville de Montréal. (n.d.-a). Dépliant d'information sur les écocentres de la Ville de Montréal. Tiré de

http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENTS/20608_DEPLIANT_ECOCENTRE%202019_FR_HR.PDF

Ville de Montréal. (n.d.-b). Règlement sur les services de collecte 17-009.

Waste and Resources Action Programme (WRAP). (2007). *Life-cycle assessment of construction product data: Environmental impact of higher recycled content in construction projects*. Banbury, UK: Tiré de http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Environmental%20assessment%20report%20FINAL%20011007.pdf

Waste management world. (2013). PVC : To burn or not to burn ? Tiré de https://waste-management-world.com/a/pvc-to-burn-or-not-to-burn

Wolf, M. I. (2011). *Modeling and design of material separation systems with applications to recycling*. (Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA). Tiré de https://dspace.mit.edu/bitstream/handle/1721.1/67359/764508066-MIT.pdf?sequence=2&isAllowed=y

YCharts. (n.d.). Montréal, QC average retail price for diesel fuel at self service filling stations. Tiré de https://ycharts.com/indicators/montreal_qc_average_retail_price_for_diesel_fuel_at_self_service_filling_stations

ANNEXE A HYPOTHÈSES

Les trois tableaux qui suivent présentent les hypothèses utilisées dans ce mémoire. Les hypothèses dont la numérotation commence par « P » ont trait au portrait, celles commençant par « MM » sont en lien avec la modélisation des flux de masses et celles commençant par « MÉ » ont trait à la modélisation des flux économiques.

Tableau A.1 Hypothèses utilisées dans le portrait

Numéro	Hypothèse
P01	Le bardeau d'asphalte, contrairement à l'enrobé bitumineux, ne peut être recyclé qu'en centrale et non sur place et uniquement avec des procédés à chaud et non à froid.
P02	L'utilisation de bois pourri dans la fabrication d'un nouveau produit réduirait la durée de vie de ce dernier et affecterait ses caractéristiques, il est considéré que le bois pourri ne peut être utilisé dans la fabrication de nouveaux produits.
P03	Le bois inclus dans la sous-catégorie « déconstruit » n'a qu'un seul débouché, soit la réutilisation et qu'il est le seul type de bois ayant accès à ce débouché.
P04	Le tapis inclus dans la sous-catégorie « déconstruit » n'a qu'un seul débouché, soit la réutilisation et qu'il est le seul type de tapis ayant accès à ce débouché.
P05	Les débouchés du gypse qui ne sont pas quantifiés dans le rapport (Deloitte, 2018) sont marginaux.
P06	La moyenne des deux estimations produites par la méthodologie présentée dans (Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000) est considérée comme étant représentative de la quantité de bardeaux d'asphalte résiduels générés
P07	Dans les résultats du sondage sur les centres de tri présentés dans (RECYC-QUÉBEC, 2017), l'échantillon (c.-à-d. les centres de tri ayant répondu au sondage) est statistiquement représentatif de la population (c.-à-d. l'ensemble des centres de tri de résidus de CRD du Québec) et une règle de proportionnalité peut être utilisée pour estimer les quantités recyclées et valorisées de chacune des matières à l'échelle du Québec à partir des résultats présentés dans le bilan.
P08	Les agrégats exportés ou dont le débouché n'est pas spécifié ont été recyclés.
P09	Les métaux exportés ou dont le débouché n'est pas spécifié ont été recyclés.
P10	L'échantillon utilisé (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017) est statistiquement représentatif de la population (c.-à-d. l'ensemble des centres de tri de résidus de CRD du Québec)
P11	D'après les photos annexées au rapport (Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017), la catégorie de matière « autres » était constituée, à parts égales, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale.
P12	La composition des résidus de CRD enfouis en 2011 est considérée comme étant similaire à la composition de ce même flux aujourd'hui.

P13	Certaines matières sont communes entre les résidus de CRD et la collecte sélective, comme les métaux, le papier et carton, et le plastique. Il est considéré que lorsque des résidus de CRD de cette nature sont générés par le secteur résidentiel et les ICI, puis envoyés à l'enfouissement, ils sont comptabilisés avec les résidus de métal, de papier et carton ou de plastique générés par ces secteurs et non pas comme des résidus de CRD dans (RECYC-QUÉBEC, 2013).
P14	La proportion d'encombrants dans la catégorie « encombrants et résidus de CRD » de (RECYC-QUÉBEC, 2013) est constante pour les 3 secteurs de génération.
P15	Le tonnage de « textile » enfoui par le secteur résidentiel et les ICI provient essentiellement d'autres industries, notamment celle du textile, et ne sont pas des résidus de CRD.
P16	Le « textile » enfoui par le secteur de la CRD est constitué majoritairement de tapis.
P17	Les seuls débouchés pour la matière organique générée dans les résidus de CRD sont l'enfouissement et la fraction fine.
P18	La fraction fine enfouie a été comptabilisée dans la catégorie « encombrants et résidus de CRD » ou « autres » de (RECYC-QUÉBEC, 2013) et est donc incluse dans ces tonnages.
P19	La classification « bois peint, huilé, verni ou enduit de colle » de (RECYC-QUÉBEC, 2013) est composée à 20 % de bois peint, huilé et vernis et à 80 % de bois enduit de colle.
P20	La proportion du bois traité provenant des entreprises de la CRD a été estimée à 10 % et celle provenant des ICI est jugée négligeable.
P21	Les différents types de bois enfouis par les secteurs résidentiels et des ICI, mis à part le bois traité, ont les mêmes proportions l'un par rapport à l'autre que ce qui est observé dans le flux de bois enfouis par les entreprises de la CRD.
P22	Puisque le bois n'est généralement pas trié à la source, la composition du bois dans les résidus de CRD envoyés au centre de tri est donc la même que celle du flux de bois généré lors de ces projets et que celle envoyée à l'enfouissement.
P23	Le bois envoyé en valorisation énergétique a la même composition que le flux de bois entrant dans les centres de tri.
P24	La composition maximale en panneaux dans le flux de bois recyclé est de 5 %.
P25	La proportion du bois reçu par les centres de tri qui aboutit dans la fraction fine a la même composition que le flux de bois reçu par les centres de tri.
P26	La composition des matières passant par le centre de réemploi de La Salle est représentative de la composition des matières passant par l'ensemble des centres de réemploi de la province.
P27	Les quantités recyclées des matières suivantes sont nulles ou négligeables : les résidus de tapis issus de la démolition et tout type d'isolant.
P28	La quantité de verre plat recyclé en peinture réfléchissante est négligeable.
P29	Les résidus d'agrégats sont répartis également entre leurs différents débouchés de recyclage.
P30	Le recyclage sur place de l'enrobé bitumineux n'est utilisé que dans les travaux de voiries dans le segment infrastructure et non dans le segment bâtiment.
P31	L'enrobé bitumineux retrouvé dans le secteur bâtiment n'est pas recyclé. Il est entièrement envoyé à l'enfouissement.
P32	La terre apportée aux centres de tri dans les résidus de CRD se retrouve à 100 % dans la fraction fine en raison de sa taille et des activités de tamisage sur les lignes de tri.

P33	La proportion de terre dans les chargements de résidus de CRD apportés directement à l'enfouissement est la même que celle dans les chargements apportés aux centres de tri.
P34	La composition des résidus de plastique de CRD au Québec est comparable à celle en Nouvelle-Écosse.
P35	Les métaux acheminés directement vers les recycleurs sont recyclés aux mêmes débouchés que les métaux transitant par les centres de tri.
P36	Les résidus de terre sont répartis également entre leurs différents débouchés de recyclage.
P37	Les encombrants métalliques recyclés sont comptabilisés dans les métaux et empruntent les mêmes débouchés que ces derniers puisqu'ils sont souvent collectés en bord de rue par des ferrailleurs (Bellerose, 2019).
P38	L'objectif de la PQGMR de recycler ou valoriser 80 % des résidus d'agrégats (Gouvernement du Québec, 2011) a été atteint (Bellerose, 2019). Il est estimé que 20 % de la quantité d'agrégats générés sont enfouis.
P39	Les quantités enfouies d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale sont environ les mêmes.
P40	Les agrégats acheminés directement vers les recycleurs sont recyclés par les mêmes débouchés et dans les mêmes proportions que les agrégats transitant par les centres de tri.
P41	Assume que le bois récupéré par les écocentres est valorisé énergétiquement en raison de son fort contenu en bois traité.

Tableau A.2 Hypothèses utilisées dans la modélisation des flux de masse

Numéro	Hypothèse
MM01	La capacité des recycleurs et des LET d'accepter de la matière est considérée comme étant illimitée dans le cadre des analyses qui seront faites avec le modèle.
MM02	Les équipements modélisés ont les mêmes paramètres et conditions d'opération que ceux utilisés lors du développement des coefficients de séparation.
MM03	Les matières modélisées ont les mêmes propriétés que celles utilisées lors du développement des coefficients de séparation.
MM04	Les deux échantillons de fraction fine prélevés et caractérisés sont représentatifs du flux de fraction fine dans son ensemble en ce qui a trait à la composition moyenne en poussière versus bois.
MM05	La portion de la poussière qui entre sur la chaîne de tri (X0), mais qui n'est pas redirigée vers la fraction fine est négligeable.
MM06	La poussière contenue dans la ferraille est de la poussière de bois résultant des activités de la déchiqueteuse et elle a été considérée comme étant du bois.
MM07	La composition de la couche de surface visible sur les photos est représentative du reste des matières présentes dans la pile.
MM08	30 % des rejets proviennent de la table de tri du bois (L0B) versus 70 % en fin de ligne (L0A)
MM09	10 % du métal ferreux provient de la ferraille (Z1C)
MM10	10 % du métal ferreux provient du trieur manuel en fin de ligne (Z1B)
MM11	La quantité de fils électriques est environ égale à 10 % de la quantité de métaux non-ferreux.
MM12	La station de tri négatif des agrégats chez Valoris n'a pas été utilisée pour toute la durée de la période étudiée, soit de début 2018 à mi-2019
MM13	Les proportions de matière sortant du classificateur à air par la sortie moyen ou léger sont indépendantes de la composition de la matière entrante et sont constantes.
MM14	Étant donné le manque de données, les métaux ferreux récupérés par le trieur manuel sont considérés comme étant purs à 100 %.
MM15	Le métal dans le flux de métaux ferreux est uniquement du métal ferreux
MM16	Le métal dans le flux de métaux non-ferreux est uniquement du métal non-ferreux
MM17	Le métal dans le flux sortant de fils électriques (Z4) est du métal non-ferreux.
MM18	Le métal dans le flux de fraction fine (Z2) et de bois (Z6) est du métal ferreux
MM19	Le métal dans le flux de rejets provenant de la table de tri du bois (L0B) est du métal ferreux
MM20	Le métal dans le flux de rejets en fin de ligne (L0A) est à 15 % du métal ferreux
MM21	Le métal dans le flux d'agrégats (Z3) est à 95 % du métal ferreux
MM22	Le métal dans la sortie légère du classificateur à air (FI13) est à 10 % du métal ferreux
MM23	Le métal dans la sortie moyenne du classificateur à air (FI6) est à 60 % du métal ferreux
MM24	Le métal à l'entrée du balistique (FI4) est à 10 % du métal ferreux
MM25	Les flux de matière sont de composition et de quantité constantes dans le temps.
MM26	L'efficacité de tri des deux trieurs est identique.
MM27	Pour le tri manuel positif des métaux non-ferreux, le coefficient de séparation obtenu pour le verre est de 0 %.

MM28	Les coefficients de séparation sont indépendants de la taille des matières, sauf en ce qui concerne des stations de tri qui font une séparation par granulométrie (tamis vibrant à doigts et le crible rotatif).
MM29	Les coefficients de séparation des stations de tri qui font une séparation par granulométrie dépendent uniquement de la granulométrie moyenne globale d'une matière donnée dans les résidus de CRD et ne sont pas affectés par les variations journalières ou autre de cette granulométrie.
MM30	Les coefficients de séparation sont indépendants du nombre de trieurs affectés à une station de tri donnée puisque ce nombre est optimisé en fonction du débit de matière cible passant sur le convoyeur à leur station de tri de telle sorte que le coefficient de séparation attribué à cette dernière est rencontré.
MM31	La proportion de ferraille dans les métaux ferreux du Centre de tri est la même que chez Valoris.
MM32	La quantité de matières entraînées avec les agrégats est négligeable.
MM33	Contrairement au bois, les agrégats sont peu susceptibles d'être entravés et rejetés avec les contaminants.
MM34	La granulométrie des métaux ferreux et non ferreux, des fils électriques, des matières « autres », du verre et de la poussière est peu affectée par les opérations de broyage en début de chaîne de tri. Donc, la taille de ces matières dans les entrants au Centre de tri est similaire à celle observée sur la chaîne de tri de Valoris.
MM35	25 % des résidus « autres » ont une taille supérieure à 8 po.
MM36	La taille des résidus d'agrégats, de bardeaux d'asphalte, de papier et carton, de gypse et de plastique est également répartie entre plus de 8 po et 8 po et moins.
MM37	Les observations faites au centre de tri de Valoris sont aussi valables pour le Centre de tri en raison de la similarité de leurs opérations et des matières qu'ils trient.

Tableau A.3 Hypothèses utilisées dans la modélisation des flux économiques

Numéro	Hypothèse
MÉ01	Les frais de transport, de débouché et de traitement demeurent constants tout au long de l'année de référence
MÉ02	Les taxes applicables sont déjà incluses dans les différents prix
MÉ03	Un voyage de conteneur de métaux non-ferreux de l'écocentre jusqu'au lieu de traitement contient 3x moins de tonnes de matière qu'un voyage de métaux ferreux
MÉ04	La répartition des tonnages entre la collecte en bord de rue et la voirie demeure constante pour toute la durée de l'année de référence
MÉ05	La répartition des tonnages entre les différentes catégories de résidus de CRD à l'écocentre demeure constante pour toute la durée de l'année de référence
MÉ06	L'apport mensuel à l'écocentre de matières autres que les résidus de CRD est constant au fil de l'année
MÉ07	Le contenu des conteneurs de métaux ferreux et non-ferreux en écocentre est pur à 100 %
MÉ08	Pour le conteneur de CRD non-recyclables en écocentre, la composition des métaux est à 50 % des métaux ferreux et à 50 % des métaux non-ferreux.
MÉ09	Le contenu en matières « autres » dans le conteneur de CRD recyclables en écocentre est de 10 %, basé sur les résultats de caractérisation de pureté des conteneurs de CRD recyclable en écocentre par la ville de Montréal (Demers, 2019)
MÉ10	Dans les collectes en bord de rue et en voirie, la composition en bardeau, verre, fils électriques et poussière est de 0 %
MÉ11	Dans les matières provenant des clients privés du Centre de tri, la composition du flux est telle que donnée par les résultats du portrait lorsque les quantités « acheminé directement au recycleur » sont retirées.
MÉ12	La répartition du tonnage de métaux reçu par Valoris (86 % ferreux, 12 % non-ferreux, 1 % fils électriques) est considérée comme étant représentative de la composition des métaux reçus par l'ensemble des centres de tri.
MÉ13	Les petits agrégats sont surtout constitués de briques et sont soumis au prix de traitement de la brique tel que fourni par le Centre de tri
MÉ14	Les gros agrégats sont surtout constitués de béton et sont soumis au prix de traitement du béton tel que fourni par le Centre de tri
MÉ15	Les prix de vente obtenus par le Centre de tri pour les métaux ferreux et non-ferreux sont les mêmes que ceux obtenus par les écocentres
MÉ16	Les prix de vente et de transport obtenu par le Centre de tri pour les fils électriques sont les mêmes que ceux obtenus pour les métaux non-ferreux
MÉ17	La différence de prix engendrée par la tarification plus élevée pour les 210 000 premiers kWh est négligeable puisque cette consommation représente moins de 5 % de la consommation annuelle du Centre de tri. La totalité du coût lié à la consommation d'électricité est calculée avec la tarification de 0.0373 $/kWh
MÉ18	Le taux horaire du superviseur au Centre de tri est d'environ 30$/h
MÉ19	La matière dans les conteneurs d'écocentre acheminés directement au recycleur est triée par ces derniers de telle sorte que 100 % de la matière cible (ex. le bois dans un conteneur de bois) est recyclée. Les contaminants sont enfouis.

MÉ20	Les frais de traitements déboursés par les écocentres pour se départir du conteneur de plastique de CRD sont de 50$/t
MÉ21	Les matières dans les conteneurs de tri supplémentaire dans les scénarios 5 et 6 des écocentres sont transportées par conteneur uniquement
MÉ22	La masse volumique non compressée du bois est environ 5 fois plus élevée que celle du plastique. Un conteneur de plastique sortant de l'écocentre contient donc un tonnage 5 fois inférieur à celui des conteneurs de bois.
MÉ23	Les panneaux de gypse ont une masse volumique et une forme similaires à celles du bois. Un conteneur de gypse sortant de l'écocentre contient donc environ le même tonnage que les conteneurs de bois.
MÉ24	Dans le scénario 5, 100 % du plastique habituellement retrouvé dans le conteneur de « CRD recyclables » est plutôt placé dans un conteneur de tri supplémentaire.
MÉ25	Dans le scénario 6, 100 % du gypse habituellement retrouvé dans le conteneur de « CRD recyclables » est plutôt placé dans un conteneur de tri supplémentaire.

ANNEXE B DONNÉES FOURNIES PAR DES EXPERTS

Les informations fournies par Gilles Bernardin du 3R MCDQ sont les suivantes (Bernardin, 2018) :

- De 2000 à 2013, les flocons de papier enduit de bitume du bardeau d'asphalte étaient séparés des fins granulats. Les flocons étaient brûlés en cimenterie et les fins granulats étaient utilisés dans la production d'enrobé bitumineux. Aujourd'hui, les usines de bitume ont besoin d'un certificat d'autorisation pour utiliser cette matière et certains LET ont reçu l'autorisation d'utiliser le bardeau comme matière de recouvrement journalier. Résultat: les bardeaux d'asphalte ne sont plus recyclés. Ils sont plutôt utilisés en LET.

Les informations fournies par Nicolas Bellerose de RECYC-QUÉBEC sont les suivantes (Bellerose, 2019) :

- Environ 90% du bois traité provient du secteur résidentiel.
- Il n'y a aucun débouché pour les matières suivantes au Québec (elles se retrouvent à l'enfouissement) :
    - Tuile acoustique;
    - Toiture plate.
- La seule filière de recyclage pour le bois de CRD au Québec est la fabrication de nouveaux panneaux ou autre produits enduits de colle. Pour les autres voies de recyclage du bois, la quantité est négligeable.
- Fraction fine: les débouchés autres que l'enfouissement et l'utilisation comme matière de recouvrement journalier dans les LET sont négligeables.
- Le verre plat n'est pas utilisé pour remplacer le sable dans les systèmes de filtration de l'eau.
- Un seul centre de tri au Québec prétri le verre plat et le met de côté pour ensuite l'envoyer chez une compagnie qui produite de la peinture réfléchissante pour la chaussée avec ce verre.
- Le principal débouché pour le bardeau d'asphalte est l'utilisation comme chemin temporaire dans les LET.

- Le papier et carton est surtout recyclé dans la fabrication de nouveaux papier et carton via les mêmes filières que la collecte sélective.
- Les encombrants non-valorisables et valorisables non-métallique sont entièrement envoyés à l'enfouissement.
- Les encombrants métalliques sont souvent ramassés en bord de rue avant que le camion de collecte ne passe ou encore ils sont mis de côté au centre de tri.
- Il n'existe pas de chiffres sur la quantité de résidus de CRD recyclés sur place ou acheminés directement au recycleur. Il n'existe pas de chiffres non plus sur les résidus du segment infrastructure.

Les informations fournies par Jean-Louis Chamard de Chamard stratégies environnementales sont les suivantes (Chamard, 2018) :

- L'utilisation de la fraction fine comme matière de recouvrement journalier dans les LET de FF a vraiment beaucoup diminué. Il estime que 20% de la fraction fine est ainsi utilisée aujourd'hui. Une portion de la fraction fine est entreposée.
- L'enrobé bitumineux est surtout utilisé dans les remblais routiers et la production de nouvel enrobé bitumineux. Il est peu utilisé pour le remplissage de carrière et sablière.
- Les bardeaux d'asphalte sont peu utilisés en valorisation énergétique et leur utilisation dans la production de nouvel enrobé bitumineux diminue parce des tests d'impacts sur la qualité de l'air sont nécessaires pour l'obtention d'autorisations gouvernementales. Les bardeaux d'asphalte sont davantage utilisés dans les LET (enfouissement, chemins temporaires, recouvrement journalier).
- Les sol contaminés A-B peuvent être utilisés dans ces débouchés:
    - Remplissage de carrière et sablière;
    - Remblais;
    - Recouvrement journalier;
    - Recouvrement de terril minier;
    - Envoyé en centre de traitement pour être décontaminé et réutilisé.

- Très peu de métaux vont à l'enfouissement.
- Environ 30% du papier et carton est envoyé à l’enfouissement ou en valorisation énergétique.
- Le verre se retrouve beaucoup dans la fraction fine. Aucun centre de tri au Québec ne tri le verre plat, alors il n’est pas envoyé délibérément dans des filières de valorisation.
- Il existe une compagnie qui fait des microbilles avec le verre pour produire de la peinture de route réfléchissante.

ANNEXE C DÉTAILS DE LA MÉTHODOLOGIE DU PORTRAIT

Cette annexe présente les détails de certaines étapes de la méthodologie du portrait, soit : (1) la détermination de la composition du flux de bois ; (2) le calcul des quantités de terre et de métaux générés ; (3) le calcul des quantités d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale générées et enfouies.

C.1 La composition du flux de bois

La détermination de la composition du flux de bois dans les résidus de CRD se fait en quatre grandes étapes. Il s'agit en fait d'estimer la quantité et la composition du flux de bois assimilé par chacune de ces trois grandes familles de débouchés, soit l'enfouissement, le recyclage et la valorisation énergétique, ainsi que celles du bois se retrouvant dans la fraction fine. La démarche utilisée dans l'estimation de chacune est détaillée dans les paragraphes qui suivent.

C.1.1 Flux de bois enfoui

Tout d'abord, en ce qui concerne l'enfouissement, la quantité totale de bois de CRD enfoui peut être calculée à partir de l'hypothèse P12 et du bilan 2018 (RECYC-QUÉBEC, 2019). La composition du flux de bois de CRD éliminé, pour sa part, reste à déterminer. Elle diffère entre les trois secteurs de génération des matières résiduelles au Québec, soit le secteur résidentiel, le secteur de la CRD et les ICI. La composition du flux de bois éliminé par chacun de ces trois secteurs soit donc être déterminée. Le bilan 2011 donne la quantité totale de bois enfoui par chacun des trois secteurs, mais ne donne la composition de ce bois que pour le secteur de la CRD (RECYC-QUÉBEC, 2013). Une méthodologie en quatre étapes est utilisée afin de déterminer la composition du bois enfoui par le secteur résidentiel et les ICI.

La première étape vise à uniformiser les catégories de bois utilisées dans le la caractérisation 2010-11 et dans ce projet-ci. La caractérisation de 2010-11 utilise cinq catégories pour classer le bois alors que le portrait en utilise six. La première étape consiste donc à ajuster les cinq types de bois utilisés dans la caractérisation afin qu'ils correspondent avec les six types utilisés dans le portrait. Pour ce faire, il a été estimé que la classification « bois peint, huilé, verni ou enduit de colle » de la caractérisation était composée à 20 % de bois peint, huilé et vernis et à 80 % de bois enduit de colle (Hypothèse P19).

La deuxième étape consiste à répartir la provenance du gisement de bois traité enfoui entre les trois secteurs de génération des matières résiduelles puisque cette matière n'est pas générée de façon proportionnelle entre ces derniers. En effet, il est estimé que 90 % du gisement de bois traité provient du secteur résidentiel (Bellerose, 2019). Toutefois, la provenance du 10 % restant est inconnue. La deuxième étape, vise donc à déterminer la proportion du flux de bois traité provenant des ICI et celle provenant du secteur de la CRD. Pour ce faire, divers éléments ont été pris en considération. Premièrement, le bois traité est typiquement utilisé pour les installations extérieures résidentielles comme les terrasses. Deuxièmement, les entreprises de la CRD effectuent des projets d'aménagement extérieur résidentiel et sont susceptibles d'utiliser ce matériau. Finalement, dans le Bilan 2011 (RECYC-QUÉBEC, 2013), les entreprises de la CRD enfouissent annuellement environ 5 000 t de bois traité. Si on pose l'hypothèse que ces 5 000 t représentent 5 % du flux total de bois traité, alors la quantité totale du flux de bois traité enfoui annuellement serait de 100 000 t. Pour tester cette hypothèse, on calcule 90 % de cette quantité, soit 90 000 t, ce qui équivaut à la totalité du bois enfoui par le secteur résidentiel, tous types confondus. Cette hypothèse de 5 % aurait donc pour conséquence que le bois enfoui par le secteur résidentiel serait composé uniquement de bois traité et que ce secteur n'enfouirait aucun autre type de bois. Ce scénario est fortement improbable. C'est pourquoi l'hypothèse a été modifiée et il est estimé que 10 % du flux de bois traité provient des entreprises de la CRD et que la proportion provenant des ICI est négligeable (Hypothèse P20).

La troisième étape consiste à obtenir la composition des flux de bois enfouis par les secteurs résidentiels et des ICI. Il a été déterminé que les types de bois, autres que le bois traité, ont les mêmes proportions l'un par rapport à l'autre que ce qui est observé dans le flux de bois enfouis par les entreprises de la CRD (Hypothèse P21). La formule ci-dessous a été utilisée pour calculer la proportion de ces cinq types de bois dans les secteurs résidentiel et des ICI.

$$\%_Bois_{b,s} = \left(1 - \%_Bois_{Traité,s}\right) * \frac{\%_Bois_{b,S_CRD}}{\left(1 - \%_Bois_{Traité,S_CRD}\right)} \qquad \text{(C.1)}$$

Où b est le type de bois, s est le secteur (résidentiel, ICI, CRD) et *S_CRD* est le secteur de la CRD.

Lors de la quatrième et dernière étape, les compositions ainsi obtenues ont été combinées afin d'obtenir la composition globale du flux de bois de CRD enfouis au Québec. En se basant sur l'hypothèse P12 cette dernière a été croisée avec les quantités de résidus de CRD enfouis en 2018 (RECYC-QUÉBEC, 2019) afin d'obtenir la quantité totale enfouie de chacun des six types de bois.

C.1.2 Flux de bois recyclé

Pour ce qui est du bois recyclé, il est soumis à des requis de qualité plutôt strictes. Ces requis de qualité ont donc été utilisés pour déterminer la composition du flux de bois résiduel (Bellerose, 2019). La composition maximale en panneaux de bois n'étant pas spécifiée dans les requis de qualité, une composition limite de 5 % a été fixée (Hypothèse P24).

C.1.3 Flux de bois valorisé énergétiquement

En ce qui a trait au flux de bois acheminé en valorisation énergétique, deux hypothèses ont été posées dans le but de déterminer sa composition. La première hypothèse est basée sur le fait que le bois n'est généralement pas trié à la source sur les chantiers. Ceci a pour conséquence que (1) la composition du bois envoyé à l'enfouissement est identique à la composition globale des résidus de bois générés lors des projets de CRD et que (2) le bois qui est envoyé au centre de tri a la même composition que celui qui est généré sur les chantiers. Ainsi, la composition du bois envoyé dans les centres de tri est considérée comme étant la même que celle du bois envoyé à l'enfouissement (Hypothèse P22). Deuxièmement, étant donné les requis de qualité associés à la valorisation énergétique et les pratiques de tri dans les centres de tri, il est estimé que le bois acheminé vers ce débouché a la même composition que le bois qui entre dans les centres de tri (Hypothèse P23). En résultat, la composition du flux de bois envoyé en valorisation énergétique est la même que la composition du flux de bois enfouis.

C.1.4 Flux de bois dans la fraction fine

En plus des deux débouchés ci-dessus, une certaine proportion du bois reçu par les centres de tri se retrouve dans la fraction fine. La composition de ce bois est considérée comme étant la même que la composition du bois dans les résidus de CRD envoyés au centre de tri (Hypothèse P25).

Finalement, ces quatre compositions ont été combinées pour estimer la composition globale du bois de CRD généré au Québec. Les résultats de cet exercice sont présentés dans la section 5.5.

C.2 Les quantités de terre et de métaux générés

La terre et les métaux sont des matières qui sont acheminées en grande quantité directement vers les recycleurs, sans transiter par les centres de tri. Il en est ainsi en raison de leur valeur monétaire ou de la facilité à les trier à la source. Afin de déterminer la quantité générée pour ces deux matières, des estimations de composition globale des résidus de CRD au Québec ont été utilisées. En effet, bien qu'il n'y ait pas de quantité officielle de résidus de CRD générés par le segment bâtiment dans la province, certains auteurs ont produit des estimations de la composition globale de ces résidus. Deux d'entre eux sont des estimations de la composition des résidus au Québec produits en 2009 (Luc Vachon et al., 2009; Tacquet, 2009). Le troisième est une estimation du contenu en plastique dans les résidus de CRD en Nouvelle-Écosse (Jeffrey, 2011). Afin d'utiliser cette source, l'hypothèse que le gisement de plastique de CRD au Québec est comparable à celui en Nouvelle-Écosse a été posée (Hypothèse P34).

Les estimations de composition tirées de la littérature ainsi que les quantités de résidus générés connues jusqu'ici sont présentées dans le Tableau C.4. Lorsque les deux informations sont connues pour une matière donnée, elles sont combinées pour produire une estimation de la quantité totale de résidus de CRD générés. Par exemple, si les 968 637 t de résidus de bois représentent 18 % des résidus de CRD générés, alors un total de 5 535 069 t de résidus de CRD seraient générées, toutes matières confondues. Une moyenne des différentes estimations ainsi produite a permis d'estimer la génération totale de résidus de CRD à l'échelle de la province à 4 081 597 t annuellement.

Cette quantité globale de résidus de CRD générés a ensuite été multipliée à la proportion estimée de terre et de métaux pour obtenir la quantité générée de ces deux matières. De plus, il a été déterminé que les métaux acheminés directement vers les recycleurs sont recyclés aux mêmes débouchés que les métaux transitant par les centres de tri (Hypothèse P35) et que les résidus de terre sont répartis également entre leurs différents débouchés de recyclage (Hypothèse P36). Il a aussi été estimé que les encombrants métalliques recyclés sont comptabilisés dans les métaux et qu'ils empruntent les mêmes débouchés que ces derniers puisqu'ils sont souvent collectés en bord de rue par des ferrailleurs (Bellerose, 2019) (Hypothèse P37).

Tableau C.4 Estimation de la quantité globale annuelle de résidus de CRD générés par le segment bâtiment au Québec

Catégories de matière	Quantité générée	Proportion dans les résidus de CRD	Source	Quantité totale estimée (t)	Quantité totale moyenne (t)
Agrégats	Inconnu				4 081 597
Terre	Inconnu	6 %	(Luc Vachon et al., 2009)		
Bardeaux d'asphalte	206 093	5 %	(Tacquet, 2009)	4 121 865	
Enrobé bitumineux	Inconnu				
Bois	968,637	18 %	(Luc Vachon et al., 2009)	5,535,069	
Gypse	204 000	5 %	(Tacquet, 2009)	4 080 000	
Métaux	Inconnu	9 %	(Luc Vachon et al., 2009)		
Papier et carton	70 979	3 %	(Tacquet, 2009)	2 365 969	
Verre — Plat	40 516				
Verre — Laine minérale	Inconnu				
Plastique	43 051	1 %	(Jeffrey, 2011)	4 305 081	
Encombrants	87 748				
Tapis	4 742				
Autre — Tuiles acoustiques	Inconnu				
Autre — Toiture plate	Inconnu				
Autre — Matière organique	19 131				

C.3 Les quantités d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale générées et enfouies

À ce point, les seules quantités manquantes sont les quantités générées et enfouies d'agrégats, d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale. Ces quantités ont

été calculées à partir des quantités générées et enfouies obtenues jusqu'à maintenant ainsi que de deux hypothèses. La première hypothèse est basée sur les objectifs de valorisation des résidus de CRD tels que présentés dans la Politique québécoise de la gestion des matières résiduelles de 2011-2015. L'un des objectifs pour les résidus de CRD est de recycler ou valoriser 80 % des résidus d'agrégats (Gouvernement du Québec, 2011), objectif qui a été atteint (Bellerose, 2019). Il a donc été estimé que 20 % des agrégats générés sont enfouis (Hypothèse P38). La deuxième hypothèse est que les quantités enfouies d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale sont environ les mêmes (Hypothèse P39).

À partir de ces deux hypothèses et des tonnages enfouis totaux et par matière, une première équation a pu être développée :

$$1\,404\,826 = \sum Qté\ enfouie\ par\ matière \tag{C.2}$$

$$1\,404\,826 = 0.2y + 4x + \sum Qté\ enfouie\ par\ autres\ matières \tag{C.3}$$

$$429\,623 = 0.2y + 4x \tag{C.4}$$

Où y est la quantité d'agrégats générée et x est la quantité enfouie pour chacune des quatre matières suivantes : enrobé bitumineux, toiture plate, tuiles acoustiques et laine minérale.

Une deuxième équation a été développée pour décrire ces deux mêmes variables inconnues. Cette équation est basée sur les tonnages générés totaux et par matière.

$$4\,081\,597 = \sum Qté\ générée\ par\ matière \tag{C.5}$$

$$4\,081\,597 = y + x + (x + FF_{TP}) + (x + FF_{TA}) + (x + FF_{LM}) + \sum Qté\ générée\ par\ les\ autres\ matières \tag{C.6}$$

$$1\,824\,461 = y + 4x + FF_{TP} + FF_{TA} + FF_{LM} \tag{C.7}$$

Où FF est la quantité d'une matière donnée se retrouvant dans la fraction fine, TP représente la toiture plate, TA les tuiles acoustiques et LM la laine minérale. Les quantités de matières se retrouvant dans la fraction fine sont connues.

Les deux équations ainsi obtenues sont linéaires. Par une substitution, il est possible d'isoler x pour obtenir l'équation suivante :

$$x = \frac{418\,823 - 364\,892.2 + 0.2 \cdot (FF_{TP} + FF_{TA} + FF_{LM})}{3.2} \quad \text{(C.8)}$$

En substituant les quantités connues, on obtient :

$$x = 20\,539\ t \quad \text{(C.9)}$$

$$y = 1\,737\,332\ t \quad \text{(C.10)}$$

D'après ces résultats, 1 737 332 t de résidus d'agrégats seraient générées annuellement au Québec et 20 539 t d'enrobé bitumineux, de toiture plate, de tuiles acoustiques et de laine minérale chacun seraient enfouies chaque année. Parmi les agrégats générés, une importante proportion est acheminée directement aux recycleurs. Il a été estimé que les agrégats acheminés directement vers les recycleurs sont recyclés par les mêmes débouchés et dans les mêmes proportions que les agrégats transitant par les centres de tri (Hypothèse P40).

ANNEXE D GÉNÉRATION DE NOUVEAUX COEFFICIENTS DE SÉPARATION POUR LES RÉSIDUS DE CRD

Cette section présente les détails de la méthodologie utilisée pour générer de nouveaux coefficients de séparation par le biais de l'étude de la chaîne de tri de résidus de CRD de Valoris. Les différentes étapes de la démarche sont présentées dans la Figure D.1 ci-dessous.

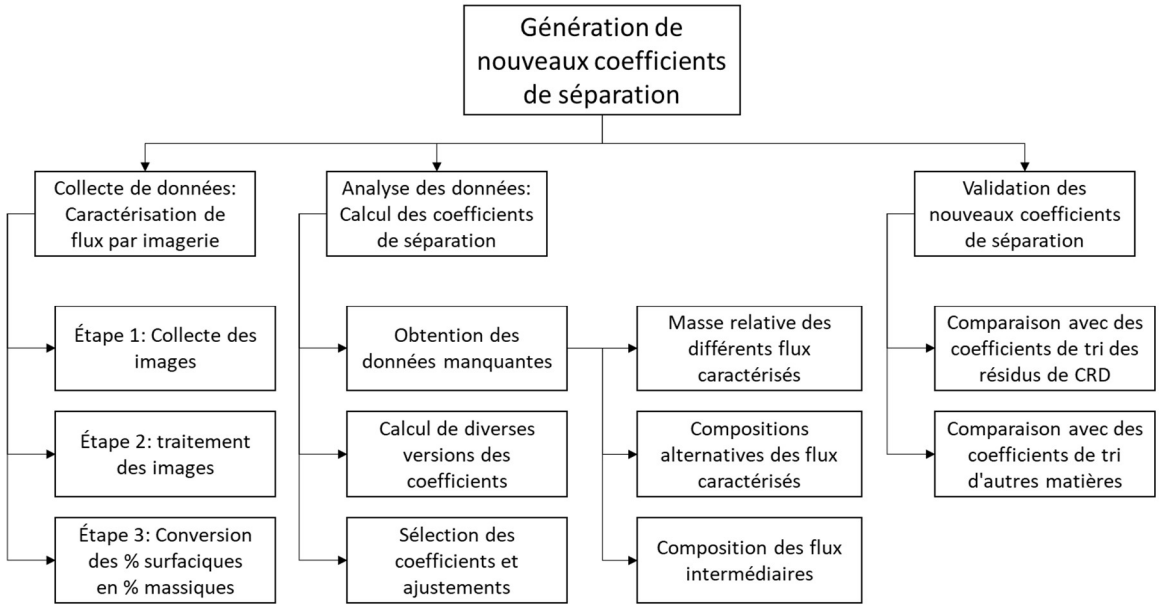


Figure D.1 Méthodologie de la génération de nouveaux coefficients de séparation (répétée)

La première section qui suit présente la chaîne de tri de Valoris, utilisée pour développer de nouveaux coefficients. Par la suite, la méthodologie permettant de caractériser des flux de matière par imagerie est étayée. Ensuite les coefficients de séparation sont calculés à partir des caractérisations obtenues à l'étape précédente. Finalement, ils sont validés en les comparant avec des coefficients d'équipements similaires trouvés dans la littérature.

D.1 Présentation de la chaîne de tri de Valoris

La chaîne de tri utilisée pour le développement de nouveaux coefficients de séparation est celle du centre de tri de résidus de CRD de Valoris. Le diagramme de flux de sa chaîne de tri est présenté à la Figure D.2.

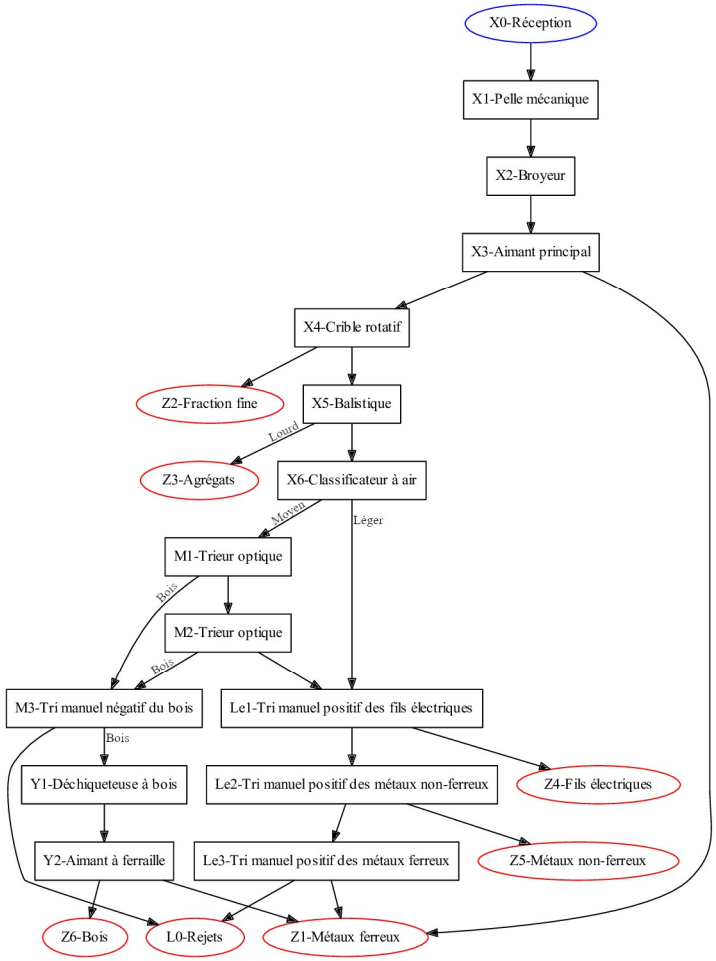


Figure D.2 Schéma de la chaîne de tri de Valoris

Les résidus de CRD sont d'abord chargés dans un broyeur pour être ensuite acheminés vers l'aimant principal et le crible rotatif qui en retire les métaux ferreux et la fraction fine. Les résidus passent ensuite par deux étapes de séparation basées sur leur densité et leur forme. Il s'agit du séparateur balistique, qui retire les résidus plus lourds et les achemine vers le flux sortant d'agrégats, et du classificateur à air qui sépare la matière restante en deux fractions, soit les résidus légers et ceux de densité moyenne. L'objectif de ces deux étapes de séparation par densité est de concentrer le bois dans la fraction de densité moyenne. Cette dernière passe ensuite par deux trieurs optiques qui redirigent le bois vers une ligne de post-tri du bois. Le reste est envoyé sur le

convoyeur qui transporte la fraction de résidus légers. Le post-tri du bois est constitué de trois unités de tri. Il s'agit d'un tri manuel pour en retirer les contaminants, suivi d'une déchiqueteuse, puis d'un aimant à ferraille qui récupère les clous et autres petits métaux ferreux présents dans les morceaux de bois. La fraction légère des résidus, quant à elle, passe par une série de tris manuels positifs afin d'en extraire les métaux et les fils électriques.

De façon globale, la chaîne de tri sépare la matière entrante en sept différents flux sortants qui sont listés dans le Tableau D.5. Les équipements et stations de tri qui constituent la chaîne de tri sont listés et décrits dans le Tableau D.6.

Tableau D.5 Liste des flux entrants et sortants de la chaîne de tri de Valoris

Numéro	Nom technique
X0	Réception
Z1	Métaux ferreux
Z2	Fraction fine
Z3	Agrégats
Z4	Fils électriques
Z5	Métaux non-ferreux
Z6	Bois
L0	Rejets

Tableau D.6 Liste des équipements de la chaîne de Valoris

Numéro	Nom technique	Description
X1	SEP_Excavator	Pelle mécanique
X2	SEP_Crusher	Broyeur (300 kW, Taille après broyage : 8po)
X3	SEP_Magnet	Aimant principal (9 kW)
X4	SEP_Trommel	Crible rotatif (Ouvertures de 2 po)
X5	SEP_Ballistic	Séparateur balistique
X6	SEP_Air_Classifier	Classificateur à air
M1	SEP_Optical_Wood	Trieur optique à jet d'air ciblant le bois
M2	SEP_Optical_Wood	Trieur optique à jet d'air ciblant le bois
M3	SEP_Man_Neg_Wood	Tri manuel négatif du bois (4 trieurs)
Y1	SEP_Shredder	Déchiqueteuse à bois
Y2	SEP_Magnet_Scrap	Aimant à ferraille
Le1	SEP_Man_Pos_Wires	Tri manuel positif des fils électriques (1 trieur)
Le2	SEP_Man_Pos_NFer	Tri manuel positif des métaux non-ferreux (1 trieur)
Le3	SEP_Man_Pos_Fer	Tri manuel positif des métaux ferreux (1 trieur)

D.2 Caractérisation de flux de matière par imagerie

Cette section présente une méthode alternative de caractérisation des flux de matières qui a été développée dans le cadre de ce projet de recherche. Cette approche diffère des méthodes conventionnelles de caractérisation de flux de matière du fait qu'elle est basée sur l'analyse d'images plutôt que sur le prélèvement, le tri puis la pesée de nombreux échantillons.

La caractérisation de matières résiduelles basée sur l'analyse d'images est déjà retrouvée dans certaines utilisations. À titre d'exemple, il est possible d'analyser des images satellites afin d'estimer la quantité de résidus de CRD générés entre deux points de référence temporelle (Kleemann, Lehner, Szczypinska, Lederer, & Fellner, 2017). D'autres auteurs encore emploient la caractérisation par imagerie afin de déterminer la composition de divers flux de matière (Hoang et al., 2019; Peddireddy, Longhurst, & Wagland, 2015), mais leur méthodologie diffère de celle présentée dans les sections qui suivent en ce qui a trait au traitement des images elles-mêmes.

Le développement de cette méthode découle d'un besoin en données de composition des flux de matières sur une chaîne de tri de résidus de CRD québécoise, afin de permettre la génération de nouveaux coefficients de séparation spécifiques à ce contexte. En effet, les résidus de CRD sont généralement composés de matières lourdes et de grande taille. Une caractérisation conventionnelle de ces résidus présente donc des risques ergonomiques et de blessures. Cette nouvelle méthodologie a donc été développée de façon à permettre une caractérisation plus sécuritaire de ces flux de matière. La chaîne de tri utilisée pour développer cette méthodologie est celle de Valoris. Elle est présentée à la section D.1.

D.2.1 La méthodologie

La méthodologie de caractérisation par imagerie est constituée de trois étapes. La première étape consiste à procéder à la collecte des données par la prise de photographies et d'un échantillonnage réduit. Au cours de la deuxième étape, les images prélevées sont traitées et caractérisées. La troisième et dernière étape consiste à utiliser les échantillons pour développer une régression visant à convertir les données de surfaces en données massiques.

L'intérêt principal de cette méthode de caractérisation des flux par imagerie est qu'elle permet de caractériser des flux intermédiaires, c'est-à-dire la matière située entre deux équipements de tri. Ces flux sont souvent inaccessibles et leur l'échantillonnage nécessite généralement l'interruption

de la chaîne de tri. Un autre avantage de cette méthode est qu'elle permet une caractérisation à distance des flux de matières, ce qui peut se révéler utile dans les cas où la chaîne de tri étudiée est relativement éloignée. Dans les cas où une visite en personne au centre de tri est quand même souhaitée, la méthode permet de réduire la durée du séjour étant donné que la prise d'image est plus rapide qu'une caractérisation massique conventionnelle. De plus, lors de son exécution, la caractérisation des flux par imagerie requiert moins d'espace dans le centre de tri, puisqu'elle ne nécessite pas la mise de côté de grandes quantités de matières ni l'installation d'un grand espace de tri. Elle demande aussi moins de ressources, puisque l'assistance de machineries lourdes pour prélever et déplacer les échantillons n'est pas nécessaire. Finalement, la caractérisation par imagerie se révèle être plus sécuritaire et ergonomique. En effet, en réduisant la manipulation des matières, les risques de blessures (ex. coupure) ou de contamination par des matières résiduelles porteuses de divers pathogènes volatiles sont réduits. Dans le cas des résidus de CRD, cette technique est plus ergonomique puisqu'en raison de la taille et du poids de ces matières, les échantillons sont généralement de grande taille et triés à même le sol, posant ainsi des risques ergonomiques qui sont absents de la caractérisation par imagerie.

Toutefois, bien que le temps associé à la collecte de données soit moindre avec la caractérisation par imagerie, le traitement des images et le développement du modèle de régression peuvent s'avérer chronophages en fonction des choix d'analyse qui sont faits. Les techniques de caractérisation par imagerie et conventionnelle sont donc considérées comme étant équivalentes en ce qui a trait au temps d'exécution.

La méthode de caractérisation par imagerie peut être utilisée pour caractériser des flux de matières de façon générale et à des fins variées. Néanmoins, les exemples présentés dans la description des étapes dans les sous-sections qui suivent se concentrent sur la caractérisation de flux de matières dans le contexte de l'étude de la chaîne de tri de résidus de CRD de Valoris.

D.2.1.1 Étape 1 : Collecte d'images

La collecte des données commence par une phase de préparation et de planification. Cette phase a pour but la familiarisation avec la chaîne de tri étudiée et l'optimisation de la collecte de donnée basée sur les résultats finaux recherchés. Il s'agit d'abord d'avoir un diagramme de flux à jour et complet de la chaîne de tri. Ensuite, les unités de tri critiques sont identifiées. Une unité de tri peut être jugée critique pour plusieurs raisons, par exemple le manque de données sur cet équipement

dans la littérature, l'impact important de son efficacité de tri sur la performance du reste de la chaîne de tri ou encore son rôle dans les objectifs spécifiques des chercheurs effectuant l'étude. Une fois les équipements critiques identifiés, la liste des flux entrants, intermédiaires et finaux à caractériser est dressée.

Dans le cas de la chaîne de tri de Valoris, le séparateur balistique et le classificateur à air ont été identifiés comme étant des équipements critiques en raison du manque de données dans la littérature et de leur rôle important dans la performance globale de la chaîne de tri. Il a donc été décidé que les sept flux sortants de la chaîne de tri, son unique flux entrant, ainsi que l'entrée et les sorties des deux équipements critiques devaient être caractérisés.

Après la phase de préparation vient la collecte de donnée elle-même. Il s'agit de prendre de nombreuses photos et vidéos des flux à caractériser. Pour des données plus représentatives, il est préférable de prendre des images à différentes heures, différents jours et différentes saisons pour couvrir les variations potentielles de la composition de la matière. La prise de vidéo peut être utilisée pour collecter des images de flux intermédiaires passant sur des convoyeurs. Toutefois, il est préférable de prioriser les photos plutôt que les vidéos, ce qui réduit la charge de travail lors des étapes subséquentes de traitement des images. Pour les mêmes raisons, des vues d'ensemble, sur lesquels une grande portion des amas de matières sont visibles, sont préférable plutôt que des gros plans sur une petite portion de la matière. Il faut toutefois trouver un bon compromis avec la résolution de l'appareil utilisé afin de permettre de bien identifier les matières sur l'image (Figure D.3).

Finalement, un certain nombre d'échantillons doivent être prélevés dans les flux caractérisés en vue de développer une régression entre la caractérisation surfacique et massique des matières. Les échantillons sont collectés dans des flux où le profil de la matière est aussi diversifié que sur l'ensemble de la chaîne de tri, c'est-à-dire que les flux doivent idéalement contenir une proportion appréciable de chacune des matières étudiées dont les tailles et les formes sont diversifiées et représentative de l'ensemble des matières présentes dans les flux caractérisés. Les échantillons ainsi collectés sont ensuite étalés sur une table de tri, photographié, puis les diverses matières qui les constituent sont triées, pesées à part, puis photographiées de nouveau (Figure D.4).

Figure D.3 Photos de flux sortants prises lors de la collecte de données chez Valoris

Figure D.4 Processus de collecte d'échantillons effectué chez Valoris

Lors de la collecte de données chez Valoris, plus de 1000 photos et vidéos ont été pris. De plus 11 échantillons ont été caractérisés par masse, dont neuf provenaient de deux chutes de rejet et deux de la fraction fine. La collecte de données avait été effectuée sur 3 jours.

D.2.1.2 Étape 2 : Traitement des images

Une fois les images collectées, elles sont soumises à une étape de prétraitement, à leur caractérisation surfacique, puis à l'extraction des données qu'elles renferment.

L'étape de prétraitement consiste à préparer les images en vue de leur caractérisation surfacique. Il s'agit d'abord d'extraire des images pour chaque vidéo. Puis, dans les cas où la prise de plusieurs photos a été nécessaire afin de capturer un flux de matière dans son ensemble, ces photos sont réunies pour former un panorama (voir Figure D.5).

Figure D.5 Prétraitement des images

Les images ainsi prétraitées sont ensuite caractérisées. Un code couleur est sélectionné dans lequel chaque matière caractérisée est associée à une couleur. Une couleur supplémentaire devrait aussi être choisie pour l'arrière-plan. Parmi toutes les images prises et prétraitées, un certain nombre sont sélectionnées et sont colorées. Il existe diverses méthodes de coloration des images. Dans le cas de l'étude menée chez Valoris, les images ont été colorées intégralement (voir Figure D.6) en raison de la grande variété de tailles et de formes des résidus. Dans certains cas, l'arrière-plan ainsi que les contaminants étaient colorés plutôt que les matières elles-mêmes afin d'accélérer le processus de coloration (voir bas Figure D.6). Les images peuvent aussi être colorées en utilisant une grille : l'intersection de chaque ligne et colonne est colorée en fonction de la matière localisée à cet endroit (voir Figure D.7).

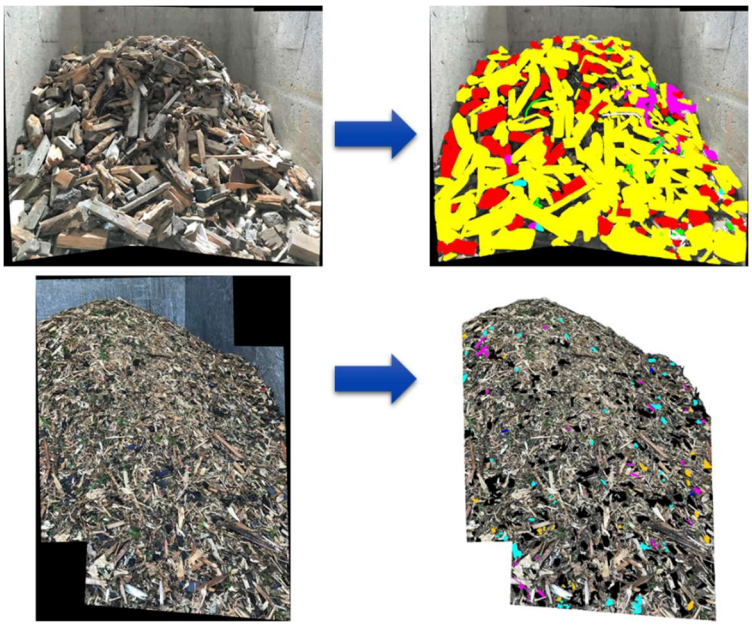


Figure D.6 Caractérisation surfacique par coloration intégrale des images

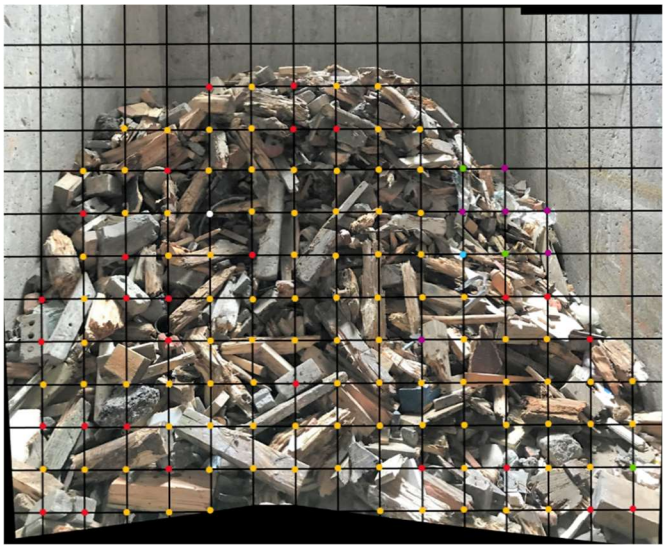


Figure D.7 Exemple de caractérisation surfacique par grille d'un flux de matière

Une fois la caractérisation surfacique complétée, la surface occupée par chaque couleur ainsi que la surface totale de l'image sont extraites. Ces données sont réunies par flux de matière dans des feuilles de calculs. Le pourcentage surfacique (*%_Surfacique*) de chaque matière au sein d'un flux donné est calculé avec la formule suivante :

$$\%_Surfacique_m = \frac{\sum_{p=1}^{P} S_{p,m}}{\sum_{m=1}^{M}\sum_{p=1}^{P} S_{p,m}} \quad \text{(D.11)}$$

Où p représente chacune des photos caractérisées pour un flux donné, P le nombre total de photos caractérisées pour un flux donné, m chacune des matières caractérisées, M le nombre total de catégories de matière caractérisées et $S_{p,m}$ la surface occupée par la matière m dans la photo p. Il est aussi possible de calculer le pourcentage surfacique des différentes matières dans chacune des images pour évaluer si la composition du flux varie notablement d'une image à l'autre, le cas échéant, la caractérisation d'images supplémentaires pourrait être nécessaire.

La poussière est une matière difficile à distinguer sur les images parce qu'elle est de très petite taille. Quelques hypothèses ont donc dû être posées pour parvenir à bien caractériser cette matière dans les différents flux. Tout d'abord, en raison de la petite taille et du nombre important de morceaux de matière dans la fraction fine, il était ardu de différentier avec certitude le bois et la poussière. Une aire commune pour ces deux matières sur les images a donc été calculée. Par la suite, la composition moyenne en poussière versus bois dans les deux échantillons de fraction fine prélevés a été utilisée pour déterminer que la poussière occupait 72 % de l'aire commune à ces deux matières (Hypothèse MM04). Ensuite, étant donné que très peu de poussière était présente dans les échantillons de rejets ou sur les images caractérisées, il est considéré que la quantité de poussière qui entre sur la chaîne de tri (X0), mais qui n'est pas redirigée vers la fraction fine est négligeable (Hypothèse MM05). La dernière hypothèse concerne la présence de poussière dans le flux sortant de ferraille. Étant donné l'hypothèse MM05 et la présence de la déchiqueteuse à bois, il a été déterminé que la poussière contenue dans la ferraille est de la poussière de bois résultant des activités de la déchiqueteuse et elle a été considérée comme telle lors du calcul du pourcentage surfacique du bois (Hypothèse MM06).

Finalement, un niveau de confiance peut être attribué aux différentes images en fonction de la visibilité des matières sur ces dernières, de leurs méthodes de prétraitement, etc. Ce niveau de confiance est subjectif et il ne constitue pas une incertitude, mais plutôt un élément de comparaison entre les différentes photos lors de la sélection des coefficients de séparation (voir section D.3.4). Cinq niveaux de confiance ont été utilisés pour décrire les images prises chez Valoris, tels que listés dans le Tableau D.7 ci-dessous.

Tableau D.7 Description des niveaux de confiances utilisés pour décrire les photos de Valoris

Niveau	Description
1	Photo, bien éclairées, contours nets, les matières sont bien visibles et suffisamment grosses pour permettre leur identification avec certitude
2	Photo, bien éclairée, contours nets, les matières sont bien visibles, mais de petite taille, rendant leur identification un peu incertaine par moment
3	Image extraite d'un vidéo, bien éclairée, contours nets
4	Image extraite d'un vidéo, sombre et/ou légèrement embrouillé et/ou loin (présente 1 de ces conditions détériorantes)
5	Image extraite d'un vidéo, sombre et/ou légèrement embrouillé et/ou loin (présente 2 ou plus de ces conditions détériorantes)

D.2.1.3 Étape 3 : Conversion des pourcentages surfaciques en pourcentages massiques

La conversion des pourcentages surfaciques en pourcentages massiques se fait à partir d'une équation de conversion et d'un ensemble de paramètres, lesquels sont développés à partir des échantillons de matière caractérisés. Cette opération de conversion est basée sur l'hypothèse que la composition de la couche de matière visible sur les photos est représentative du reste des matières présentes dans l'amas (Hypothèse MM07).

Pour chacun des échantillons pris en photo, l'image est caractérisée suivant la méthodologie exposée à l'étape 2 afin d'obtenir les pourcentages surfaciques de chaque échantillon. Par la suite, la masse de chacun des constituants des échantillons est entrée dans une feuille de calcul afin de calculer les pourcentages massiques de chaque matière dans les échantillons. Un modèle de régression est ensuite développé dans le but d'obtenir une équation permettant de convertir les pourcentages surfaciques en pourcentages massiques. Plusieurs formes d'équation peuvent être testées afin de trouver celle qui décrit le mieux le lien entre l'aire de surface et la masse des matières.

Dans le cas des échantillons collectés chez Valoris, plusieurs formes d'équation ont été testées. Certains des cas testés tentaient de correspondre l'aire de surface des matières avec leur masse, alors que d'autres utilisaient les pourcentages surfaciques et les pourcentages de masse. Certaines méthodes tentaient d'ajuster les matières indépendamment les unes des autres alors que d'autres prenaient en considération toutes les matières à la fois. Une approche géométrique basée sur la forme des matières et la relation entre leur aire de surface et leur profondeur a aussi été tentée.

La méthode donnant le meilleur résultat et qui a été retenu effectue sa conversion à partir des pourcentages surfaciques. Le résultat est une série de fractions massiques dont la somme ne donne pas 100 % et qui doivent être pondérées entre elles afin de ramener leur somme à 100 % et ainsi obtenir des pourcentages massiques. Les deux paramètres dans cette régression sont β, un facteur de forme commun à toutes les matières, et α_m, un facteur multiplicateur en lien avec la densité, lequel varie d'une matière à l'autre. Un programme informatique en python a été développé pour procéder à la régression. Ce dernier détermine lui-même la valeur de β et de chacun des α_m. L'équation utilisée pour appliquer la régression aux données de pourcentage surfacique est la suivante :

$$\%_Massique_Prédit = \frac{\alpha_m \%_Surfacique_m^{\beta}}{\sum_{m=1}^{M} \alpha_m \%_Surfacique_m^{\beta}} \quad \text{(D.12)}$$

Où m représente chacune des matières caractérisées, M le nombre total de matières caractérisées, *%_Surfacique* est le pourcentage surfacique tel qu'obtenu à l'étape 2 de la méthodologie et *%_Massique_Prédit* est le pourcentage massique obtenu après la conversion.

La sélection des paramètres β et de chacun des α_m se fait par itération afin de minimiser la somme du carré des erreurs entre les pourcentages massiques prédits et les pourcentages massiques réels. L'ensemble des matières est considéré dans la somme du carré des erreurs et chaque matière a le même poids vis-à-vis de cette somme. Les valeurs de β et de α_m ainsi obtenues sont présentées dans le Tableau D.8. Le R^2 global résultant de cette méthode est de 0.92 (voir Figure D.8).

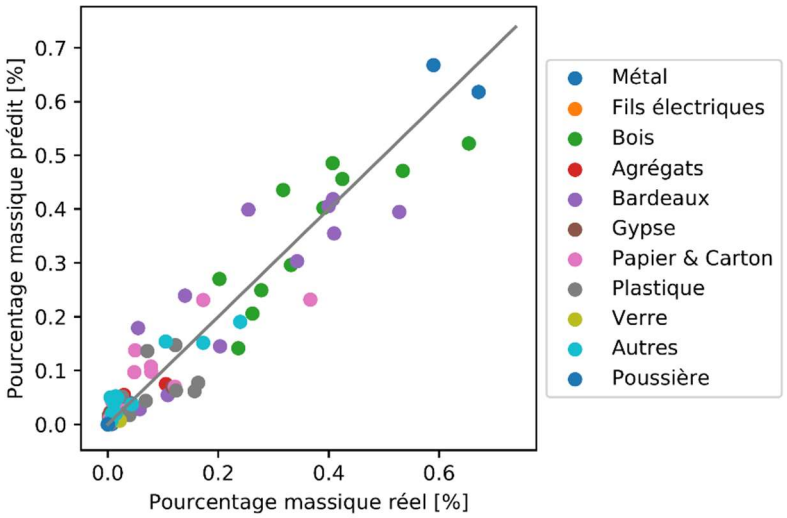


Figure D.8 Pourcentages massiques réels vs prédits par la régression

Tableau D.8 Paramètres de conversion obtenus par régression

Paramètre	Matière	Valeur
β	Toutes	0.72
α_m	Métaux	0.17
	Fils électriques	0.23
	Bois	0.48
	Agrégats	2.21
	Bardeaux d'asphalte	0.47
	Gypse	0.83
	Papier et Carton	0.17
	Plastiques	0.087
	Verre	0.32
	Autres	0.24
	Poussière	0.68

Comme mentionné précédemment, le paramètre multiplicateur α_m intègre la notion de densité des matières dans la conversion des données de surface en masse. Il est possible de faire en parallèle entre les valeurs obtenues pour ce paramètre, telles que présentées dans le tableau ci-dessus, et la densité et la géométrie de ces matières afin de valider ces derniers.

Tout d'abord, les résidus de bois ont généralement une géométrie plane, comme un panneau, ou allongée, comme une planche. Ils ont donc une profondeur moindre relativement à leur largeur et longueur. Les agrégats en contrepartie ont une géométrie s'apparentant à celle d'un cube, comme un bloc de béton, ou encore d'un prisme rectangulaire court, comme une brique. Leur profondeur est donc similaire à leur largeur et longueur. De plus, le ratio entre la densité des agrégats de celle du bois est d'environ 2.6. C'est pourquoi il est attendu que, pour une même aire de surface, la masse d'agrégats soit plus de 2.6 fois supérieure à celle du bois pour tenir compte cette différence de densité et de forme. Les valeurs de α_m obtenues pour ces deux matières vont en effet en ce sens avec un ratio avec un α_m pour les agrégats 4.6 supérieur à celui du bois.

Il est aussi possible de faire un parallèle entre le papier et carton et le plastique. Le plastique retrouvé dans les résidus de CRD étudié était majoritairement sous forme de pellicule, comme des sacs et des emballages. Ces deux catégories de matière ont donc une géométrie similaire, mais les résidus de papier et carton étaient généralement plus épais que ceux de plastique. De plus, le papier et carton a une densité environ 1.3 fois supérieure à celle de la pellicule plastique. Un ratio de 1.9 entre le α_m du papier et carton et celui du plastique semble donc représentatif de la densité et de la géométrie respectives de ces deux matières. Il est aussi possible d'observer que ces matières, qui

sont plus minces que les autres catégories de matière, ont des valeurs de α_m plus petites ou égale à l'ensemble des autres matières.

La valeur du paramètre α_m permet de tenir compte du fait que certaines matières ont tendance à être moins visibles sur les photos que d'autres. En effet, les matières sur les photos des échantillons et des flux caractérisés ne sont pas étalées en une couche unique, mais plutôt placées dans un amas. Une certaine proportion des matières se retrouvent donc cachées sous d'autres résidus et ne sont pas visibles sur les photos. Il y a des matières qui sont plus susceptibles de se retrouver ainsi cachées sur les photos. Il s'agit des résidus de petite taille et de forte densité, comme la poussière, le gypse, les petits agrégats, le verre, etc. Toutefois, ces dernières sont quand même prises en compte lors des pesées au moment de la caractérisation par masse de l'échantillon. Cela permet au paramètre α_m de tenir compte de la présence de chaque matière dans les flux caractérisés, même si elles ne sont pas toujours visibles sur les images.

Finalement, une correction a dû être apportée à la valeur du paramètre α_m pour les métaux. Comme les métaux ferreux et non-ferreux ne peuvent être distingués avec certitude sur les images caractérisées, ils ont été placés dans une seule et même catégorie de matière pour ensuite être séparés à l'aide d'hypothèses (plus de détails dans la section D.3.2.2). Toutefois, dans les échantillons collectés (rejets et fraction fine), les métaux retrouvés lors de leur tri étaient principalement des métaux non-ferreux. Le paramètre α_m présenté dans le Tableau D.8 correspond donc davantage à ces derniers. Son utilisation dans le flux de métaux ferreux mène à des résultats non représentatifs de la composition réelle de ces flux et est donc inadéquate. C'est pourquoi, pour le flux sortant de métaux ferreux, c'est-à-dire le flux sortant Z1 dans la chaîne de tri de Valoris, un α_m ajusté a été utilisé. Cet ajustement visait à prendre en compte la densité 3 fois supérieure des métaux ferreux, notamment l'acier, par rapport aux métaux non-ferreux, comme l'aluminium, ainsi que la géométrie cylindrique et relativement plus profonde des résidus de métaux ferreux (ex. clou) comparativement à la géométrie plane et relativement moins profonde des résidus de métaux non-ferreux. La valeur de α_m utilisée pour les métaux ferreux est de 0.67, soit 4 fois supérieur au α_m des métaux non-ferreux. Cette valeur ajustée a été employée dans la conversion des pourcentages surfaciques du flux Z1 uniquement (Tableau D.9). Tous les autres flux ont été convertis avec la valeur de base non ajustée.

Tableau D.9 Paramètres de conversion obtenus par régression et ajustés

Paramètre	Matière	Valeur
β	Toutes	0.72
α_m	*Métaux ferreux (Z1)*	*0.67*
	Métaux	0.17
	Fils électriques	0.23
	Bois	0.48
	Agrégats	2.21
	Bardeaux d'asphalte	0.47
	Gypse	0.83
	Papier et Carton	0.17
	Plastiques	0.087
	Verre	0.32
	Autres	0.24
	Poussière	0.68

Une fois la régression terminée et la valeur des différents paramètres connue, les pourcentages surfaciques obtenus à la fin de l'étape 2 de la présente méthodologie ont été convertis en pourcentages massiques. Ceux-ci peuvent ensuite être utilisés pour obtenir plusieurs informations sur la chaîne de tri comme présenté dans les sections 0 et 4.1.3.

D.2.2 Les aboutissants

La méthodologie de caractérisation par imagerie présentée jusqu'ici mène à l'obtention de la composition de divers flux de matière dans une chaîne de tri. La connaissance de cette composition est nécessaire à l'obtention de plusieurs informations concernant les installations étudiées. Ci-dessous sont présentés quelques exemples d'analyses pouvant être menées à partir des compositions massiques des flux de matières sur une chaîne de tri.

La caractérisation des flux permet entre autres de connaître la pureté ainsi que la nature des contaminants dans chaque flux sortant caractérisé (Figure D.9 à gauche). Cela permet ensuite de comparer les propriétés de ce flux avec les requis de qualité de débouchés potentiels et d'évaluer si des améliorations aux opérations de tri et des étapes additionnelles de traitement post-tri sont nécessaires afin que la matière se qualifie pour les débouchés ciblés.

Cet exercice permet aussi de connaître la destination de chaque matière entrant sur la chaîne de tri (Figure D.9 à droite). Par exemple, pour la totalité du bois entrant sur la chaîne de tri, 67 % se

retrouvent dans le flux sortant de bois alors que 16 % et 15 % se retrouvent dans les rejets et la fraction fine, respectivement.

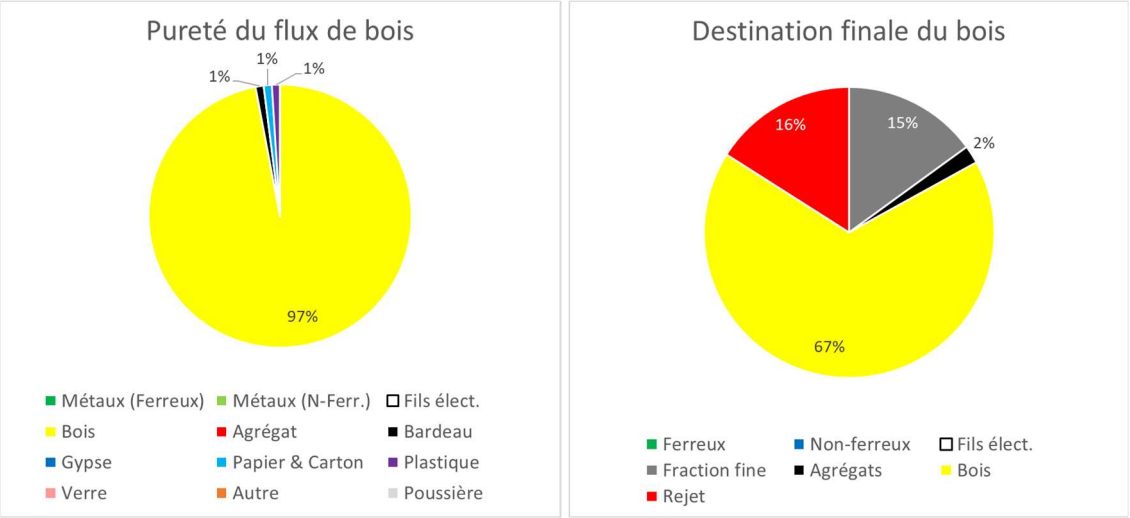


Figure D.9 Exemple de graphiques résultats de l'analyse d'une chaîne de tri

La caractérisation des flux permet aussi de calculer les coefficients de séparation des équipements et station de tri en place. Plus de détails à ce sujet sont présentés dans la section 4.1.3.

D.3 Calcul des coefficients de séparation

Cette section présente les étapes, les hypothèses et les choix qui ont fait partie du processus de détermination des coefficients de séparation des différentes unités de tri sur la chaîne de tri de Valoris. Il est à noter que les équipements n'ayant qu'un flux sortant, notamment la pelle mécanique et le broyeur, n'ont pas été inclus dans les calculs.

D.3.1 Identification des flux caractérisés

La Figure D.10 reprend le diagramme de flux de la chaîne de tri de Valoris présenté précédemment et présente les flux qui ont été caractérisés, identifiés en vert sur la figure. De plus, pour les flux sortants qui sont alimentés par plus d'une unité de tri, une numérotation bonifiée a été ajoutée à la Figure D.10 pour distinguer chacune d'elles. Le Tableau D.10 synthétise ces informations.

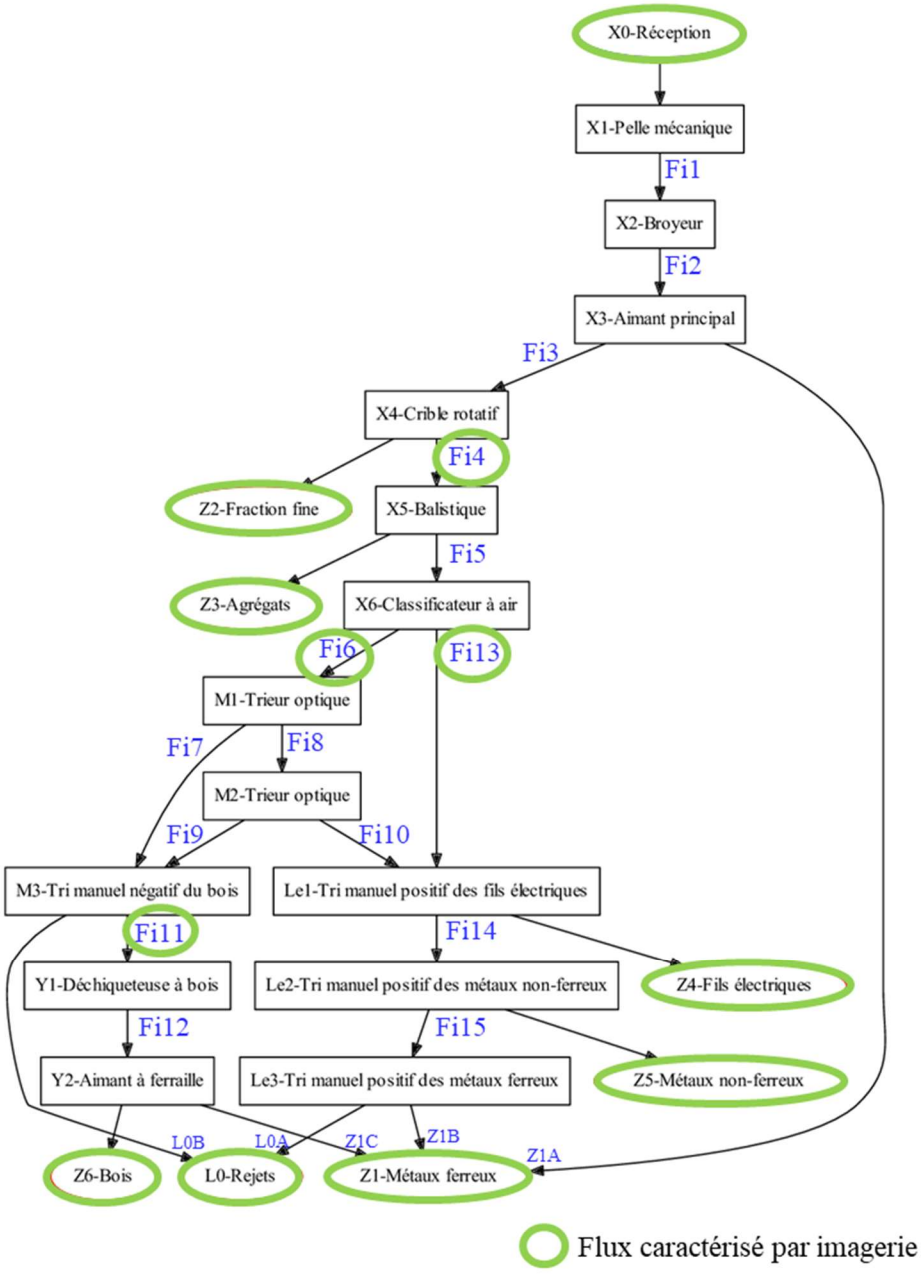


Figure D.10 Identification et numérotation des flux caractérisés sur la chaîne de tri de Valoris

Tableau D.10 Liste bonifiée des flux de la chaîne de tri de Valoris pour utilisation dans le calcul des coefficients de séparation

#	Type de flux	Description	Caractérisé ?
X0	Flux entrant	Réception	Oui
Fi1	Flux intermédiaire	Entrée du broyeur	
Fi2	Flux intermédiaire	Entrée de l'aimant principal	
Fi3	Flux intermédiaire	Entrée du crible rotatif	
Fi4	Flux intermédiaire	Entrée du séparateur balistique	Oui
Fi5	Flux intermédiaire	Entrée du classificateur à air	
Fi6	Flux intermédiaire	Sortie « moyen » du classificateur à air	Oui
Fi7	Flux intermédiaire	Sortie « bois » du premier trieur optique	
Fi8	Flux intermédiaire	Sortie « non-bois » du premier trieur optique	
Fi9	Flux intermédiaire	Sortie « bois » du deuxième trieur optique	
Fi10	Flux intermédiaire	Sortie « non-bois » du deuxième trieur optique	
Fi11	Flux intermédiaire	Entrée de la déchiqueteuse à bois	Oui
Fi12	Flux intermédiaire	Entrée de l'aimant à ferraille	
Fi13	Flux intermédiaire	Sortie « léger » du classificateur à air	Oui
Fi14	Flux intermédiaire	Entrée du tri manuel des métaux non-ferreux	
Fi15	Flux intermédiaire	Entrée du tri manuel des métaux ferreux	
Z1A	Flux sortant	Métaux ferreux, récupérés par l'aimant principal	Oui
Z1B	Flux sortant	Métaux ferreux, récupérés par le trieur manuel	Oui
Z1C	Flux sortant	Ferraille (ferreux), récupérée par l'aimant à ferraille	Oui
Z2	Flux sortant	Fraction fine	Oui
Z3	Flux sortant	Agrégats	Oui
Z4	Flux sortant	Fils électriques	Oui
Z5	Flux sortant	Métaux non-ferreux	Oui
Z6	Flux sortant	Bois	Oui
L0A	Flux sortant	Rejets, provenant de la chaîne de tri de la fraction légère	Oui
L0B	Flux sortant	Rejets, provenant de la chaîne de tri du bois	Oui

D.3.2 Obtention des données manquantes pour le calcul des coefficients de séparation

Le calcul des coefficients de séparation nécessite la connaissance de la composition des flux entrants et sortants de chaque unité de tri. La composition de plusieurs flux intermédiaires, dont la numérotation commence par « Fi », doit donc être obtenue. Cette dernière est calculée à partir des flux caractérisés. Il est d'abord nécessaire de mettre chacun des flux caractérisés à l'échelle l'un par rapport à l'autre en déterminant leur masse relative.

D.3.2.1 Masse relative des différents flux caractérisés

La masse relative de chaque flux sortant, laquelle dépend des coefficients de séparation, est obtenue à partir des pesées de matières entrantes et sortantes effectuées dans les activités quotidiennes du centre de tri. Les tonnages totaux pour la période étudiée, soit 2018 et la première moitié de 2019, est ramenée à 1 t de résidus de CRD entrant sur la chaîne de tri. Étant donné que certains flux sortants sont alimentés par plusieurs unités de tri, par exemple Z1A, Z1B et Z1C, des hypothèses basées sur l'expérience des employés du centre de tri sont utilisées pour attribuer les quantités aux différentes unités de tri. Il s'agit des hypothèses MM08 à MM11 présentées à l'annexe A. En ce qui a trait au flux sortant d'agrégats, bien que la chaîne de tri de Valoris présente les installations permettant de trier davantage ces matières, cette station de tri n'était plus en service depuis plusieurs mois au moment de la collecte des données. Il a donc été considéré que cette station n'a pas été utilisée pour toute la durée de la période étudiée, soit de début 2018 à mi-2019 (Hypothèse MM12). Le Tableau D.11 associe ces hypothèses aux flux sortants correspondants et donne les détails du calcul de la masse de ces flux lorsqu'applicable.

Certains des flux caractérisés sont des flux intermédiaires. La quantité n'est pas directement disponible pour ces flux et doit être calculée à partir de la masse des différents flux sortants. Les détails de chacun des calculs pour ces flux sont présentés dans le Tableau D.11. Il existe cependant un cas spécial où le calcul de la quantité n'a pu être basé uniquement sur la masse des flux sortants. Il s'agit des fractions « moyen » et « léger » sortant du classificateur à air (Fi6 et Fi13) dont le positionnement dans chaîne de tri rend incertaine l'estimation de leur tonnage relatif. Il a plutôt été calculé à partir de données géométriques recueillies dans les vidéos utilisées pour caractériser ces deux flux. Les données utilisées sont la largeur et la longueur de la portion visible des convoyeurs, le temps requis par un résidu pour traverser la portion visible du convoyeur, et la surface de matière visible sur le convoyeur. Ces données ont ensuite été utilisées pour calculer la vitesse de déplacement relative des deux convoyeurs, l'aire de matière transportée par unité de longueur de convoyeur, puis le débit surfacique relatif de matière sur chaque convoyeur. Finalement, la caractérisation des deux flux a été utilisée pour convertir ces débits surfaciques relatifs en débits massiques surfaciques relatifs afin d'évaluer le pourcentage de matière acheminée vers chacune des deux sorties du classificateur à air. L'hypothèse MM13, stipulant que ces proportions sont indépendantes de la composition de la matière entrante et sont constantes, a été introduite.

Tableau D.11 Formules et hypothèses utilisées dans les calculs de composition et de quantité des flux caractérisés

Numéro	Description	Formule utilisée	Explication de la formule et de la provenance des données	Hypothèses utilisées
X0(0)	Réception	N/A	Chiffrier de Valoris	
X0(1)	Réception	Z1+Z2+Z3+Z4+Z5+Z6+L0	Somme de tous les flux sortants	
X0(2)	Réception	Fi6+Fi13+(Z1A+Z2+Z3)	Somme des fractions « moyen », « léger » et des flux sortants précédant le classificateur à air	
Z1	Métaux ferreux	N/A	Chiffrier de Valoris	
Z1A	Métaux ferreux - Aimant principal	80%*Z1	Hypothèse MM09 et MM10 appliquée au tonnage de métaux ferreux	MM09, MM10
Z1B	Métaux ferreux - trieur manuel	10%*Z1	Hypothèse MM10 appliquée au tonnage de métaux ferreux	MM10
Z1C	Ferraille	10%*Z1	Hypothèse MM09 appliquée au tonnage de métaux ferreux	MM09
Z2	Fraction fine	N/A	Chiffrier de Valoris	
Z3	Agrégats	N/A	Chiffrier de Valoris	MM12
Z4	Fils électriques	10%*Z5	Hypothèse MM11 appliquée au tonnage de métaux non ferreux	MM11
Z5	Métaux non-ferreux	N/A	Chiffrier de Valoris	
Z6	Bois	N/A	Chiffrier de Valoris	
L0	Rejets	N/A	Chiffrier de Valoris	
L0A	Rejets - ligne de tri des légers	70%*L0	Hypothèse MM08 appliquée au tonnage de rejets	MM08
L0B	Rejets - ligne de tri du bois	30%*L0	Hypothèse MM08 appliquée au tonnage de rejets	MM08
Fi4(0)	Entrée séparateur balistique	Z1B+Z1C+Z4+Z5+Z6+L0	Somme des flux sortants positionnés après le séparateur balistique	
Fi4(1)	Entrée séparateur balistique	X0(0)-(Z1A+Z2)	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le séparateur balistique	
Fi4(2)	Entrée séparateur balistique	Z1B+Z1C+Z4+Z5+Z6+L0	Somme des flux sortants positionnés après le séparateur balistique	
Fi6(0)	Fraction « moyen »	90%*(Fi4(0)-Z3)	Hypothèse MM13 appliquée à la différence entre l'entrée du balistique et le flux sortant d'agrégats	MM13
Fi11(0)	Entrée de la déchiqueteuse à bois	Z1C+Z6	Somme des flux sortants positionnés après le séparateur balistique	
Fi11(1)	Entrée de la déchiqueteuse à bois	Z1C+Z6	Somme des flux sortants positionnés après le séparateur balistique	
Fi13(0)	Fraction « léger »	10%*(Fi4(0)-Z3)	Hypothèse MM13 appliquée à la différence entre l'entrée du balistique et le flux sortant d'agrégats	MM13

D.3.2.2 Compositions alternatives des flux caractérisés

Bien que les activités de caractérisation aient fourni l'essentiel des données de composition nécessaires, il est souhaitable d'ajouter certains détails dans les compositions ainsi obtenues et de calculer des compositions alternatives pour des flux déjà caractérisés.

Tout d'abord, les compositions de certains flux caractérisés se retrouvent combinées et doivent être séparées. Il s'agit de la composition des flux Z1A et Z1B, soit le tri des métaux ferreux par l'aimant principal et manuellement, qui se retrouvent tous deux dans la même chute de matière. Étant donné

le manque de données pour attribuer les contaminants à l'une ou l'autre des stations de tri, une pureté de tri de 100 % a été attribuée à la station de tri manuel (Hypothèse MM14). Ainsi, les métaux ferreux récupérés par le trieur manuel (Z1B) sont constitués de 100 % de métaux ferreux et de 0 % de contaminants.

Certaines matières, notamment les métaux ferreux et non-ferreux, sont difficilement différenciables sur certains flux. C'est pourquoi ils ont été réunis en une seule et même catégorie de matière, appelée « métaux », lors de la caractérisation par imagerie effectuée chez Valoris. Toutefois, le calcul des coefficients de séparation nécessite que ces deux types de métal soient séparés. Ainsi, les hypothèses MM15 et MM16, présentées à l'annexe A, ont été posées afin de séparer les deux types de métal dans les flux où il était impossible de les séparer en se basant sur les images. Pour les autres flux, une inspection des photos a permis de diviser les pourcentages surfaciques entre les deux types de métal (hypothèse MM17 à MM24).

Dans le Tableau D.11, introduit précédemment, il est possible de noter que le numéro des flux entrants et intermédiaires est accompagné d'un chiffre entre parenthèses, par exemple X0(0). Ce chiffre a pour but de distinguer les différentes versions d'un même flux. Chacune des versions a la même masse relative, mais leur composition diffère. Il est à noter que la composition de chacune des versions dénotées « (0) » est basée les caractérisations effectuées sur la chaîne de tri. Pour toutes les autres versions, la composition est obtenue à partir de calculs.

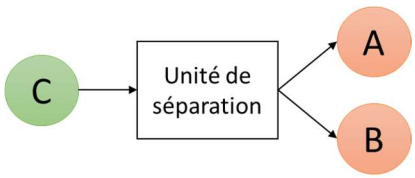


Figure D.11 Schéma d'exemple pour le calcul de la composition

Tableau D.12 Tableau d'exemple pour le calcul de la composition

		Matière 1	Matière 2	Matière 3	Total
Tonnage des flux sortant (kg)	**A**	3kg	1kg	1.5kg	4.5kg
	B	1kg	4kg	2kg	7kg
Composition du flux intermédiaire (%)	**C(1)**	(3kg+1kg)/(A+B)	(1kg+4kg)/(A+B)	(1.5kg+2kg)/(A+B)	100%
	C(0)	% obtenus lors de la caractérisation des images			100%

Un cas fictif est donné à la Figure D.11 et au Tableau D.12 afin d'illustrer le calcul des différentes versions d'un même flux. Dans ce cas, C est un flux qui a été caractérisé. Les deux versions de C,

soit C(0) et C(1) sont calculées en additionnant les flux A et B. La masse relative de C(0) est obtenue par l'addition des masses relatives de A et B, mais sa composition est dictée par les résultats de la caractérisation, comme indiqué dans le Tableau D.12. Pour ce qui est de C(1), autant sa masse relative (en kg) que sa composition (en %) sont obtenues par la combinaison de A et B. En résultat, la quantité relative (en kg) de C(0) et de C(1) sont identiques et égales à A+B (11.5 kg), mais leurs compositions sont différentes.

D.3.2.3 Composition des flux intermédiaires

Tableau D.13 Formules utilisées dans les calculs de composition et quantité des flux intermédiaires

Numéro	Description	Formule utilisée	Explication de la formule et de la provenance des données
Fi3(1)	Entrée crible rotatif	Z1B+Z1C+Z2+Z3+Z4+Z5+Z6+L0	Somme des flux sortants positionnés après trommel
Fi3(2)	Entrée crible rotatif	X0(0)-Z1A	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le trommel
Fi5(1)	Entrée souflerie	Fi4(0)-Z3	Différence entre l'entrée du séparateur balistique et le flux sortant d'agrégats
Fi5(2)	Entrée souflerie	X0(0)-(Z1A+Z2+Z3)	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le classificateur à air
Fi5(3)	Entrée souflerie	Z1B+Z1C+Z4+Z5+Z6+L0	Somme des flux sortants positionnés après le classificateur à air
Fi5(4)	Entrée souflerie	Fi6(0)+Fi13(0)	Somme des fractions « moyen » et « léger »
Fi6(1)	Fraction « moyen »	(Z1B+Z1C+Z4+Z5+Z6+L0)-Fi13(0)	Différence entre les flux sortants positionnés après le classificateur à air et la fraction « léger »
Fi10(1)	Sortie « non-bois » du deuxième trieur optique	(Z1B+Z4+Z5+L0A)-Fi13(0)	Différence entre les flux sortants de la table de tri des légers et la fraction « léger »
Fi10(2)	Sortie « non-bois » du deuxième trieur optique	Fi6(0)-"Fi17+Fi19(1)"	Différence entre la fraction « moyen » et la sortie « bois » des deux trieurs optiques
Fi17+Fi19(1)	Entrée table tri du bois	Z1C+Z6+L0B	Somme des flux sortants positionnés après la table de tri du bois
Fi17+Fi19(2)	Entrée table tri du bois	Fi6(0)-Fi10(1)	Différence entre la fraction « moyen » et la sortie « non-bois » du deuxième trieur optique
Fi10+Fi13(1)	Entrée du tri manuel des fils électriques	Z1B+Z4+Z5+L0A	Somme des flux sortants positionnés après le tri manuel des fils électriques
Fi10+Fi13(2)	Entrée du tri manuel des fils électriques	X0(0)-(Z1A+Z1C+Z2+Z3+Z6+L0B)	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le tri des fils électriques (incluant la table de tri du bois)
Fi14(1)	Entrée du tri manuel des métaux non-ferreux	Z1B+Z5+L0A	Somme des flux sortants positionnés après le tri manuel des métaux non-ferreux
Fi14(2)	Entrée du tri manuel des métaux non-ferreux	X0(0)-(Z1A+Z1C+Z2+Z3+Z4+Z6+L0B)	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le tri des métaux non-ferreux (incluant la table de tri du bois)
Fi15(1)	Entrée du tri manuel des métaux ferreux	Z1B+L0A	Somme des flux sortants positionnés après le tri manuel des métaux ferreux
Fi15(2)	Entrée du tri manuel des métaux ferreux	X0(0)-(Z1A+Z1C+Z2+Z3+Z4+Z5+Z6+L0B)	Différence entre le flux entrant et les flux sortants précédant le tri des métaux ferreux (incluant la table de tri du bois)

Une fois la composition des flux caractérisés connue, il est possible de calculer celle des flux intermédiaires. La méthode de calcul pour ces flux est la même que celle présentée pour l'exemple C(1) dans le Tableau D.12. Les formules utilisées dans l'obtention de la composition de chaque flux intermédiaire sont listées dans le Tableau D.13.

D.3.3 Calcul des coefficients de séparation

Déterminer des coefficients de séparation à partir de caractérisations se fait en posant l'hypothèse que les flux de matière sont de composition et de quantité constantes dans le temps et que les résultats de la caractérisation sont représentatifs de la matière passant sur la chaîne de tri (Hypothèse MM25).

Le calcul des coefficients de séparation se fait à partir de la composition massique de ses flux entrants et sortants. La Figure D.12 illustre une unité de tri générique où M sont les masses totales de chaque flux et % la composition (en %) d'une matière donnée dans chaque flux.

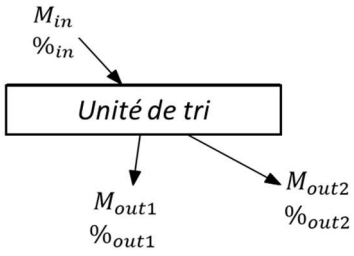


Figure D.12 Schéma générique d'une unité de tri

La masse de matière entrant dans l'unité de tri est égale à la somme de la masse de cette même matière dans l'ensemble des flux sortants de la même unité de tri. Dans le cas de l'unité de tri générique de la Figure D.12, le bilan de masse est donc :

$$M_{in} \cdot \%_{in} = (M_{out1} \cdot \%_{out1}) + (M_{out2} \cdot \%_{out2}) \quad \text{(D.13)}$$

Le coefficient de séparation est calculé à partir du flux sortant cible. Par exemple, pour un tri manuel positif de fils électriques, la sortie cible est celle en direction de laquelle le trieur envoie les fils électriques qu'il récupère. Pour chacun des coefficients calculés, cette sortie est identifiée dans la troisième colonne du Tableau D.14. Dans le présent exemple, la sortie cible est « out1 » et le coefficient de séparation est calculé comme suit (Feil et al., 2017) :

$$Coef_Séparation = \frac{M_{out1} \cdot \%_{out1}}{M_{in} \cdot \%_{in}} \quad \text{(D.14)}$$

Sur la chaîne de tri de Valoris, la configuration des deux trieurs optiques ne permet pas d'obtenir la composition des flux entrants et sortants de chaque équipement individuellement. En effet, seules les compositions des flux entrants et sortants des deux trieurs optiques combinés peuvent être obtenues, comme illustré dans la Figure D.13. L'hypothèse selon laquelle l'efficacité de tri des deux trieurs est identique a donc été posée afin de permettre le calcul de leurs coefficients de séparation (Hypothèse MM26).

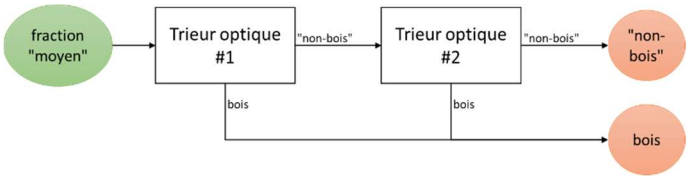


Figure D.13 Schéma utilisé dans le calcul des coefficients de séparation des trieurs optiques

Dans les équations ci-dessous, le coefficient de séparation pour une matière donnée est x % pour chacun des deux trieurs optiques et une masse de M kg de cette même matière entre dans le premier trieur optique. La masse récupérée à la sortie « bois » est de $B = Mx + M(1-x)x$ kg et celle à la sortie « non-bois » est de $NB = M(1-x)(1-x)$ kg. La somme de B et de NB est égale à M. Il est possible de calculer la valeur de x à partir de chacune des deux sorties. En utilisant la sortie « bois » et une formule quadratique, l'équation suivante décrit x :

$$x = 1 - \sqrt{1 - \frac{B}{M}} \quad \text{(D.15)}$$

En utilisant la sortie « non-bois », l'équation suivante décrit x :

$$x = 1 - \sqrt{\frac{NB}{M}} \quad \text{(D.16)}$$

Ces équations ont été utilisées dans le calcul des différentes versions des coefficients de séparation pour les trieurs optiques (M1 & M2). Le Tableau D.14 liste les différentes formules utilisées dans le calcul des coefficients de séparation et identifie les flux sortants et entrants utilisés dans ces calculs.

Tableau D.14 Formules utilisées dans les calculs de coefficients de séparation

Numéro	Nom technique	Cible	Formule utilisée	Flux utilisés (Sortie / Entrée)
X3(1)	SEP_Magnet	Métaux ferreux	Z1A/X0(0)	Métaux ferreux - Aimant principal / Réception
X3(2)	SEP_Magnet	Métaux ferreux	Z1A/X0(1)	Métaux ferreux - Aimant principal / Réception
X3(3)	SEP_Magnet	Métaux ferreux	Z1A/X0(2)	Métaux ferreux - Aimant principal / Réception
X4(1)	SEP_Trommel	Fraction Fine	Z2/Fi3(1)	Fraction fine / Entrée crible rotatif
X4(2)	SEP_Trommel	Fraction Fine	Z2/Fi3(2)	Fraction fine / Entrée crible rotatif
X5(1)	SEP_Ballistic	Agrégats	Z3/Fi4(0)	Agrégats / Entrée séparateur balistique
X5(2)	SEP_Ballistic	Agrégats	Z3/Fi4(1)	Agrégats / Entrée séparateur balistique
X5(3)	SEP_Ballistic	Agrégats	Z3/Fi4(2)	Agrégats / Entrée séparateur balistique
X6(1)	SEP_Air_Classifier	Fraction « moyen »	Fi6(0)/Fi5(1)	Fraction « moyen » / Entrée classificateur à air
X6(2)	SEP_Air_Classifier	Fraction « moyen »	Fi6(0)/Fi5(2)	Fraction « moyen » / Entrée classificateur à air
X6(3)	SEP_Air_Classifier	Fraction « moyen »	Fi6(0)/Fi5(3)	Fraction « moyen » / Entrée classificateur à air
X6(4)	SEP_Air_Classifier	Fraction « moyen »	Fi6(0)/Fi5(4)	Fraction « moyen » / Entrée classificateur à air
M1 & M2 (1)	SEP_Optical_Wood	Bois	1-SQRT(1-("Fi17+Fi19(1)"/Fi6(0)))*	Entrée table tri du bois / fraction « moyen »
M1 & M2 (2)	SEP_Optical_Wood	Bois	1-SQRT(1-("Fi17+Fi19(2)"/Fi6(0)))*	Entrée table tri du bois / fraction « moyen »
M1 & M2 (3)	SEP_Optical_Wood	« Non-bois »	1-SQRT(Fi10(1)/Fi6(0))*	Sortie « non-bois » du deuxième trieur optique / fraction « moyen »
M1 & M2 (4)	SEP_Optical_Wood	« Non-bois »	1-SQRT(Fi10(2)/Fi6(0))*	Sortie « non-bois » du deuxième trieur optique / fraction « moyen »
M1 & M2 (5)	SEP_Optical_Wood	Bois	1-SQRT(1-("Fi17+Fi19(1)"/Fi6(1)))*	Entrée table tri du bois / fraction « moyen »
M1 & M2 (6)	SEP_Optical_Wood	Bois	1-SQRT(1-("Fi17+Fi19(2)"/Fi6(1)))*	Entrée table tri du bois / fraction « moyen »
M3(1)	SEP_Man_Neg_Wood	Bois	Fi11(0)/"Fi17+Fi19(1)"	Entrée de la déchiqueteuse à bois / Entrée table tri du bois
M3(2)	SEP_Man_Neg_Wood	Bois	Fi11(0)/"Fi17+Fi19(2)"	Entrée de la déchiqueteuse à bois / Entrée table tri du bois
M3(3)	SEP_Man_Neg_Wood	Bois	Fi11(1)/"Fi17+Fi19(1)"	Entrée de la déchiqueteuse à bois / Entrée table tri du bois
M3(4)	SEP_Man_Neg_Wood	Bois	Fi11(1)/"Fi17+Fi19(2)"	Entrée de la déchiqueteuse à bois / Entrée table tri du bois
Y2(1)	SEP_Magnet_Scrap	Ferraille	Z1C/Fi11(0)	Ferraille / Entrée de la déchiqueteuse à bois
Y2(2)	SEP_Magnet_Scrap	Ferraille	Z1C/Fi11(1)	Ferraille / Entrée de la déchiqueteuse à bois
Le1(1)	SEP_Man_Pos_Wires	Fils électriques	Z4/"Fi10+Fi13(1)"	Fils électriques / Entrée du tri manuel des fils électriques
Le1(2)	SEP_Man_Pos_Wires	Fils électriques	Z4/"Fi10+Fi13(2)"	Fils électriques / Entrée du tri manuel des fils électriques
Le2(1)	SEP_Man_Pos_NFer	Métaux non-ferreux	Z5/Fi14(1)	Métaux non-ferreux / Entrée du tri manuel des métaux non-ferreux
Le2(2)	SEP_Man_Pos_NFer	Métaux non-ferreux	Z5/Fi14(2)	Métaux non-ferreux / Entrée du tri manuel des métaux non-ferreux
Le3(1)	SEP_Man_Pos_Fer	Métaux ferreux	Z1B/Fi15(1)	Métaux ferreux - trieur manuel / Entrée du tri manuel des métaux ferreux
Le3(2)	SEP_Man_Pos_Fer	Métaux ferreux	Z1B/Fi15(2)	Métaux ferreux - trieur manuel / Entrée du tri manuel des métaux ferreux

*Voir Figure D.13 et les équations (D.15) et (D.16).

D.3.4 Sélection des coefficients de séparation à conserver

Le calcul des coefficients, présenté dans la section précédente, permet de produire plusieurs versions de coefficients pour une même unité de tri. Il est ensuite nécessaire de sélectionner une

version unique à utiliser dans les modélisations. Les paragraphes qui suivent expliquent les différents choix qui ont été faits.

Tout d'abord, il a été déterminé que la composition du flux X0(0) ne devait pas être utilisée dans le calcul des coefficients de séparation puisque sa caractérisation n'est pas représentative des matières passant dans les unités de tri. En effet, la présence du broyeur à l'entrée de la chaîne de tri affecte la taille et la forme des matières et donc la façon dont elles apparaissent sur les images caractérisées. En mettant de côté X(0), les flux intermédiaires calculés à partir de ce dernier (Fi3(2), Fi5(2), Fi10+Fi13(2), Fi14(2) et Fi15(2)) ainsi que les coefficients de séparation calculés à partir de ceux-ci (X3(1), X4(2), X6(2), Le1(2), Le2(2) et Le3(2)) ne sont plus considérés.

Ensuite, en raison de la taille réduite de l'échantillon et de la visibilité réduite des matières, il a été déterminé que le flux Fi11(0) ne devait pas être utilisé. Les coefficients M3(1), M3(2) et Y(1) ont donc été mis de côté.

Concernant l'aimant principal, seule la version X3(2) des coefficients a été conservée parce qu'elle est calculée à partir des flux sortants, lesquels ont un niveau de confiance plus élevé que celui attribué à la caractérisation des flux intermédiaire des fractions « moyen » et « léger » (voir l'explication à la fin de l'étape 2 de la méthodologie de caractérisation par imagerie à l'annexe D section D.2.1.2).

En ce qui a trait au séparateur balistique, les coefficients de séparation X5(3) ont été conservés pour diverses raisons. D'abord, ils ont été calculés à partir d'images ayant un plus haut niveau de confiance. Ensuite, dans le flux intermédiaire Fi4(0), certaines matières n'ont pas la même visibilité que celles dans les flux sortants. Lorsque possible, l'utilisation combinée de ces deux types de photo a été évitée. Et finalement, les coefficients de X5(3) reflètent plus les observations qui ont été faites durant la collecte de données, notamment pour les agrégats.

Pour ce qui est du classificateur à air, X6(4) a été sélectionné parce que les autres versions combinent des caractérisations de flux sortant avec celles de flux intermédiaires (Fi4, Fi6 ou Fi13), ce qui a été évité, comme expliqué dans le paragraphe précédent. X6(4), quant à lui, est basé uniquement sur les caractérisations des fractions « moyen » et « léger ».

La version numéro 5 des coefficients de séparation des trieurs optique (M1(5) & M2(5)) a été retenue. Les versions 1 et 4 ainsi que les versions 2 et 3 étaient redondantes entre elles et donnaient les mêmes résultats. Les versions utilisant « Fi17+Fi19(2) » ou Fi6(0) n'ont pas été retenues parce

que ces flux ne permettent pas de distinguer les clous et autres métaux ferreux dans les morceaux de bois.

Finalement, M3(3) a été retenu pour le tri manuel négatif du bois parce qu'elle n'utilisait pas le flux « Fi17+Fi19(2) » sur lequel les clous ne sont pas visibles, comme expliqué dans le paragraphe précédent.

Les coefficients de séparation ainsi sélectionnés sont présentés dans le Tableau D.15.

Tableau D.15 Coefficients de séparation : résultats intermédiaires bruts

Equipment	Matière cible	Version utilisée	Métal (N-Ferr.)	Métal (Ferreux	Fils élect.	Bois	Agrégats	Bardeaux	Gypse	Papier & Carton	Plastique	Verre	Autres	Poussière
SEP_Magnet	Ferreux	X3(2)	0.00%	79.84%	0.00%	0.17%	0.00%	0.12%	0.00%	0.43%	0.72%	0.00%	1.24%	0.00%
SEP_Trommel	Fraction Fine	X4(1)	0.00%	1.48%	0.00%	14.91%	15.91%	22.80%	32.63%	16.86%	9.99%	99.32%	37.39%	100.00%
SEP_Ballistic	Lourd	X5(3)	0.41%	5.62%	8.29%	1.82%	100.00%	0.37%	0.00%	0.79%	2.19%	0.00%	1.13%	#DIV/0!
SEP_Air_Classifier	Moyen	X6(4)	76.20%	97.74%	0.00%	91.79%	100.00%	84.45%	85.95%	74.94%	85.66%	100.00%	73.48%	#DIV/0!
SEP_Optical_Wood	Bois	M1 & M2(5)	0.00%	25.70%	11.03%	75.37%	#DIV/0!	19.10%	10.87%	27.21%	28.78%	0.00%	40.99%	#DIV/0!
SEP_Man_Neg_Wood	Bois	M3(3)	#DIV/0!	87.47%	0.00%	93.42%	#DIV/0!	9.80%	6.74%	12.89%	11.73%	#DIV/0!	7.09%	#DIV/0!
SEP_Magnet_Scrap	Ferreux	Y2(2)	#DIV/0!	95.38%	#DIV/0!	0.20%	#DIV/0!	0.54%	0.00%	0.90%	0.59%	#DIV/0!	1.63%	#DIV/0!
SEP_Man_Pos_Wires	Fils élect.	Le1(1)	0.10%	0.00%	35.90%	0.03%	#DIV/0!	0.01%	0.00%	0.04%	0.01%	0.00%	0.00%	#DIV/0!
SEP_Man_Pos_NFer	Non-Ferreux	Le2(1)	71.89%	0.00%	11.43%	0.85%	#DIV/0!	0.10%	0.00%	0.42%	1.10%	100.00%	0.34%	#DIV/0!
SEP_Man_Pos_Fer	Ferreux	Le3(1)	0.00%	93.13%	0.00%	0.00%	#DIV/0!	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	#DIV/0!	0.00%	#DIV/0!

Les erreurs de division par zéro « #DIV/0! » sont dues au fait qu'il y a des matières qui ne sont pas présentes sur certaines sections de la chaîne de tri, comme la poussière qui est entièrement retirée dès le début par le crible rotatif. Ces erreurs ont été remplacées par des coefficients de séparation de 0 %. De plus, étant donné l'incertitude associée aux données collectées, les coefficients de séparation dont la valeur était de moins de 0.1 % ont été arrondis à 0 %, ceux dont la valeur était entre 0.1 % et 2.5 % inclusivement ont été arrondis à 1 %, alors que les autres ont été arrondis au 5 % près. Pour le tri manuel positif des métaux non-ferreux, le coefficient de séparation obtenu pour le verre est de 100 %. Or, ce coefficient est basé sur un seul morceau, ce qui n'est pas représentatif. Le coefficient de 0 % a été utilisé pour remplacer cette valeur (Hypothèse MM27). Les résultats finaux et corrigés sont présentés dans le Tableau F.26 à l'annexe F.

D.4 Validation des coefficients de séparation

Les coefficients présentés dans le Tableau F.26 à l'annexe F ont été obtenus à la suite de l'étude de la chaîne de tri de résidus de CRD de Valoris. La présente sous-section a pour but de valider ces derniers en les comparant à des valeurs trouvées dans la littérature pour des équipements équivalents dans des conditions d'utilisation similaires. À cette fin, plusieurs publications sont utilisées, dont une étude sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver, en Colombie-

Britannique (Gente Strategies Inc., 2015). Cette étude présente plusieurs équipements similaires à ceux utilisés sur la chaîne de tri de Valoris ainsi que des catégories de matière s'apparentant à celles utilisées ici. Il existe des matières et opérations de tri pour lesquels aucun équivalent n'a été trouvé dans la littérature. Dans ces cas, les résultats obtenus sont validés en comparant les différentes catégories de matière entre elles en fonction de leur taille, leur forme, leur densité et des résultats attendus étant donné les principes de fonctionnement de l'équipement dont il est question.

D.4.1 Crible rotatif

La sortie cible du crible rotatif étudié est la fraction fine, soit les matières de plus petite taille. Le crible rotatif de l'étude de référence de Vancouver a des ouvertures de 50 mm similaires au crible utilisé sur la chaîne de tri de Valoris. Ce crible a donc été choisi comme équipement principal de référence. Les travaux d'un deuxième auteur ont dû être utilisés pour valider le coefficient de séparation du verre, lequel n'est pas pris en compte dans la première étude. Il s'agit d'une étude de 1982 sur le tri des ordures ménagères (Diaz et al., 1982). Les données de comparaison sont présentées dans le Tableau D.16.

Tableau D.16 Coefficients de séparation de cribles rotatifs (cible : matières de petite taille)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)	(Diaz et al., 1982)
Type de matière	CRD	CRD	MSW
Commentaire	Ouvertures 2po	Ouvertures 50mm (2 po)	Ouvertures 2po
Métal (N-Ferreux)	0 %	15 %	37 %
Métal (Ferreux)	1 %	15 %	41 %
Fils électriques	0 %		
Bois	15 %	5 %	
Agrégats	15 %	25 %	
Bardeaux	25 %		
Gypse	35 %		
Papier & Carton	20 %	10 %	69 %
Plastique	10 %	10 %	62 %
Verre	100 %		1 %
Autres	40 %	25 %	
Poussière	100 %		

Les coefficients de séparation pour les agrégats, le bois et le papier et carton présentent des écarts de 10 % avec les valeurs données par l'étude de Vancouver, lesquels sont considérés comme étant acceptables étant donné les incertitudes sur les données recueillies chez Valoris. Un écart plus important est toutefois présent entre les coefficients de séparation des métaux ferreux. Cet écart peut être en partie expliqué par la configuration des deux chaînes de tri. Dans le cas de Valoris, le crible rotatif est précédé d'un aimant, alors que dans le centre de tri de Vancouver, l'aimant est placé après le crible rotatif. Les métaux ferreux libres, c'est-à-dire qui ne sont pas insérées dans des matières comme le bois, sont donc pour la plupart déjà retirés du flux de matière lorsque ce dernier entre dans le crible rotatif de Valoris. Ainsi, une plus petite proportion du tonnage entrant de métaux ferreux dans l'équipement peut être récupéré par le crible rotatif, ce qui peut expliquer son plus petit coefficient de séparation pour cette matière que celui trouvé dans la littérature.

La deuxième étude de référence a été utilisée pour valider les résultats pour le verre. L'écart observé est de 20 %. Il peut être dû à la nature différente des matières ; le verre plat des résidus de CRD est peut-être plus susceptible de se casser durant les activités de collecte et de transport que ne l'est le verre des bouteilles et contenants. Toutefois, l'absence de verre observée sur le reste de la chaîne de tri permet d'avoir un bon niveau de confiance envers le coefficient de séparation obtenu chez Valoris.

Les coefficients de séparation des fils électriques, du bardeau, du gypse et de la poussière ne peuvent être validés à partir de la littérature. Cependant, il est possible d'évaluer ces derniers en fonction de la taille et de la forme de ces matières et en les comparant aux autres matières. En effet, étant donné la granulométrie de la poussière, il est normal que son coefficient de séparation soit de 100 %. Pour ce qui est des fils électriques, bien que fins, ils sont longs et de forme irrégulière, ce qui les rend peu susceptibles d'être récupérés par le crible rotatif. Leur coefficient de séparation de 0 % semble donc valide. En ce qui a trait aux bardeaux d'asphalte et au gypse, ce sont deux matières de forme similaire qui peuvent être comparées au bois. D'une part, le gypse est davantage affecté par le broyage que ne peut l'être le bois, ce qui peut expliquer son coefficient de séparation plus élevé que ce dernier. D'autre part, le bardeau est lui aussi affecté par les activités de broyage, mais potentiellement moins que le gypse étant donné que la feuille de papier dont il est constitué est plus épaisse et enduite d'une matière collante. Cela peut justifier que son coefficient de séparation se situe entre ceux du bois et du gypse.

Globalement, les coefficients de séparation obtenus chez Valoris semblent valides. Seul le métal ferreux montre un écart plus grand par rapport à l'étude de référence dont la configuration de la chaîne diffère de celle de Valoris. Ainsi, il serait nécessaire de valider davantage ces résultats afin de pouvoir les utiliser dans la modélisation d'une chaîne dans laquelle le crible rotatif n'est pas précédé d'un aimant.

D.4.2 Séparateur balistique

Un seul séparateur balistique a pu être trouvé dans la littérature. Il s'agit de celui dans l'étude de Diaz qui traite des ordures ménagères (Diaz et al., 1982). Étant donné que le séparateur balistique fonctionne sur des principes de densité et de forme de particule (Girard, 2018), les coefficients de séparation sont similaires pour quelques-unes des matières. C'est le cas entre autres du plastique et du papier et carton, comme on peut le voir dans le Tableau D.17.

Tableau D.17 Coefficients de séparation de séparateurs balistiques (cible : fraction « lourd »)

	Chaîne de tri de Valoris	(Caputo & Pelagagge, 2002)
Type de matière	CRD	MSW
Métal (N-Ferreux)	1 %	20 %
Métal (Ferreux)	5 %	90 %
Fils électriques	10 %	
Bois	1 %	
Agrégats	100 %	
Bardeaux	1 %	
Gypse	0 %	
Papier & Carton	1 %	2 %
Plastique	1 %	2 %
Verre	0 %	30 %
Autres	1 %	
Poussière	0 %	

Pour d'autres matières, néanmoins, les résultats diffèrent. C'est le cas pour le verre. Cette matière est de forme cylindrique dans les ordures ménagères alors que dans les résidus de CRD elle est plane. Dans un cas elle a donc plus tendance à rouler vers le bas du séparateur balistique alors que

dans l'autre cas elle est davantage entraînée vers le haut avec les autres matières planes, ce qui peut expliquer que le coefficient de séparation de la littérature est plus élevé que celui obtenu chez Valoris. L'écart pour les coefficients de séparation des métaux ferreux et non-ferreux peut être expliqué de la même façon.

Étant donné que le séparateur balistique de référence triait des ordures ménagères, les coefficients de séparation de plusieurs matières ne peuvent être vérifiés avec ce dernier. Il s'agit notamment des agrégats, lesquels sont plus lourds que les autres matières et de forme plus arrondie, ce qui peut expliquer qu'ils se retrouvent à 100 % dans la sortie « lourde » de l'équipement. Pour ce qui est du bois, des bardeaux et du gypse, leur forme plane ou allongée peut justifier qu'ils soient entraînés vers le haut du séparateur balistique avec les autres matières planes comme les métaux et le verre plat. Les matières autres, quant à elles, sont surtout constituées de tissus et d'isolant, des matières plus légères qui sont facilement entraînées vers la sortie légère, d'où leur coefficient de séparation de 1 %. Finalement, étant donné leur forme et leur faible masse, il est attendu que les fils électriques soient dirigés davantage vers la sortie « moyen » du séparateur balistique, ce qui est en effet le cas avec un coefficient de 10 %.

Globalement, les coefficients de séparation obtenus chez Valoris semblent valides. La comparaison avec un séparateur balistique opérant sur une autre chaîne de tri de résidus de CRD permettrait néanmoins de valider les hypothèses émises lors de la comparaison des coefficients obtenus avec ceux de la source de référence, laquelle porte sur des matières de nature différente.

D.4.3 Classificateur à air

L'étude sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver présente trois classificateurs à air. L'un d'entre eux ne peut pas être utilisé comme équipement de référence parce qu'il tri des matières de moins de 50 mm. En ce qui concerne les deux autres, le premier est utilisé pour séparer les matières lourdes des autres alors que le deuxième est utilisé pour séparer les matières « moyenne » des matières « légères » (Gente Strategies Inc., 2015). Il est supposé que la différence entre ces deux équipements repose surtout dans les conditions d'opération, comme la vitesse et la force du vent, deux facteurs qui peuvent influencer leurs coefficients de séparation et leur utilisation (Girard, 2018). Le deuxième classificateur à air a été sélectionné comme équipement de référence principal dans la validation des résultats de Valoris. Un deuxième équipement de

référence a été utilisé pour valider les résultats du verre. Il s'agit des coefficients de l'étude menée par Diaz en 1982.

Tableau D.18 Coefficients de séparation de classificateurs à air (cible : fraction « moyen »)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)	(Diaz et al., 1982)
Type de matière	CRD	CRD	MSW
Commentaire		Moyen/Léger	Précédé d'un crible rotatif
Métal (N-Ferreux)	75 %	90 %	50 %
Métal (Ferreux)	100 %	90 %	90 %
Fils électriques	0 %		
Bois	90 %	95 %	
Agrégats	100 %	100 %	
Bardeaux	85 %		
Gypse	85 %		
Papier & Carton	75 %	30 %	2 %
Plastique	85 %	15 %/30 %*	2 %
Verre	100 %		98 %
Autres	75 %	30 %	
Poussière	0 %		

* Coefficient de séparation des plastiques mixtes/PVC

Tout d'abord, le verre étant absent dans l'étude de Vancouver, les coefficients de Diaz ont été utilisés pour valider les résultats de cette matière. Un écart de seulement 2 % entre les résultats et la donnée de référence permet de valider ce résultat.

Ensuite, bien que les coefficients de séparation des agrégats, du bois et des métaux ferreux et non-ferreux soient similaires (voir Tableau D.18), il y a des écarts majeurs entre les coefficients de l'équipement dans l'étude de Vancouver et les résultats obtenus chez Valoris. Les plastiques sont la matière qui présente les plus grands écarts avec jusqu'à 70 % de différence entre les résultats et les données de références. Le papier et carton et les matières autres ont pour leur part 45 % d'écart chacun avec les données de la littérature.

Il semble que la différence de conditions d'opération soit la piste la plus plausible pour expliquer ces écarts. En effet, il a été mentionné plus haut que la source de référence présente deux

classificateurs à air dont les matières cibles sont différentes. De plus, il a aussi été question de paramètres d'opération, comme la force et la vitesse du vent ainsi que la forme du conduit, pouvant avoir un impact considérable sur les performances de l'équipement. C'est pourquoi les écarts entre les résultats et les données de référence semblent être dus à une différence de paramètre d'opération. Ainsi, l'utilisation de coefficients de séparation pour un classificateur à air doit se faire en toute connaissance de ses paramètres d'opération si le but est de transposer ces coefficients à une autre chaîne de tri.

Toutefois, pour les matières qui ne sont pas présentes dans la littérature, il est possible de les valider en comparant leur forme et leur poids avec celles des autres matières. Les bardeaux d'asphalte et le gypse ont une géométrie similaire à celle du papier et carton, mais sont plus lourds. Leur coefficient de séparation de 10 % supérieur à celui du papier et carton semble donc valide. En ce qui a trait aux fils électriques, bien qu'ils soient relativement légers, leur forme permet peu à l'air de les soulever et de les transporter vers la sortie « léger ». Toutefois, les résultats indiquent plutôt que 100 % des fils électriques sont dirigés vers la sortie « léger » du classificateur à air, ce qui ne correspond pas avec les résultats attendus.

Globalement, les coefficients de séparation obtenus chez Valoris semblent sensibles aux conditions d'opérations du classificateur à air. De plus amples validations seraient nécessaires afin de permettre leur utilisation dans la modélisation d'une autre chaîne de tri de résidus de CRD.

D.4.4 Trieur optique

L'étude sur le tri des résidus de CRD dans la région de Vancouver présente deux trieurs optiques, l'un d'eux cible les plastiques mixtes et l'autre les PVC, deux matières différentes du bois ciblé par les trieurs optiques de Valoris. Ces coefficients ont néanmoins été sélectionnés afin de composer les deux premiers équipements de références présentés dans le Tableau D.19. Une autre étude, dont la nature des matières triées n'est pas spécifiée, décrit les coefficients de séparation d'un trieur optique qui cible le bois, les fibres, les textiles et les plastiques non chlorés. Contrairement au trieur optique de Valoris, cet équipement a un débit qui est qualifié de lent (Girard, 2018).

Tableau D.19 Coefficients de séparation de trieurs optiques (cible : bois)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)	(Gente Strategies Inc., 2015)	(Girard, 2018)
Type de matière	CRD	CRD	CRD	N/S
Commentaire		Cible le PVC	Cible les plastiques mixtes	Cible les Fibres, plastiques non chlorés, textiles, bois
Métal (N-Ferreux)	0 %	0 %	0 %	
Métal (Ferreux)	25 %	0 %	0 %	
Fils électriques	10 %			
Bois	75 %	0 %	20 %	80 %-90 %
Agrégats	0 %			
Bardeaux	20 %			
Gypse	10 %			
Papier & Carton	30 %	3 %	0 %	80 %-90 %
Plastique	30 %	5 %/95 %*	95 %	80 %-90 %
Verre	0 %			
Autres	40 %	7 %	50 %	
Poussière	0 %			

* Coefficient de séparation des plastiques mixtes/PVC

Les résultats obtenus chez Valoris sont significativement différents de ces trois équipements de références. Les coefficients de séparation pour la matière cible sont de 5 % à 20 % plus bas et ceux pour les contaminants sont plus élevés. Certains des contaminants, notamment les pellicules plastiques et les matières autres, sont susceptibles d'être entremêlés et entraînés avec le bois, ce qui pourrait expliquer en partie leur coefficient de séparation plus élevé ceux des contaminants de l'étude de Vancouver. La différence entre la densité des matières cibles et les conditions d'opérations (ex. vitesse du convoyeur, force des jets d'air, etc.) retrouvées chez Valoris et pour les trois équipements de référence peut aussi expliquer ces écarts.

Globalement, les résultats obtenus lors de l'étude du trieur optique chez Valoris semblent nécessiter des améliorations avant de pouvoir être utilisés dans la modélisation d'une autre chaîne de tri. L'étude d'un autre trieur optique utilisé pour récupérer le bois des résidus de CRD permettrait de valider ou d'améliorer les données obtenues chez Valoris.

D.4.5 Aimants

L'étude de référence à Vancouver présente deux aimants. Le premier récupère les métaux ferreux dans des matières de 50 mm à 400 mm, comme l'aimant principal de Valoris (voir Tableau D.20), et le deuxième tri des matières de 50 mm et moins, comme l'aimant à ferraille de Valoris (voir Tableau D.21). Dans le cas de l'aimant à ferraille, les coefficients de séparation obtenus chez Valoris sont les mêmes que ceux de l'équipement de référence. Dans le cas de l'aimant principal, le résultat de l'étude menée chez Valoris présente plusieurs écarts avec l'équipement de référence, notamment pour les métaux ferreux et le plastique.

Tableau D.20 Coefficients de séparation d'aimants principaux (taille : 2.5-8po) (cible : ferreux)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)
Type de matière	CRD	CRD
Métal (N-Ferreux)	0 %	0 %
Métal (Ferreux)	80 %	99 %
Fils électriques	0 %	
Bois	1 %	0 %
Agrégats	0 %	0 %
Bardeaux	1 %	
Gypse	0 %	
Papier & Carton	1 %	0 %
Plastique	1 %	20 %/0 %*
Verre	0 %	
Autres	1 %	5 %
Poussière	0 %	

* Coefficient de séparation des plastiques mixtes/PVC

Tableau D.21 Coefficients de séparation d'aimants à ferraille (taille : <2.5 po) (cible : ferreux)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)
Type de matière	CRD	CRD
Métal (N-Ferreux)	0 %	0 %
Métal (Ferreux)	95 %	95 %
Fils électriques	0 %	
Bois	1 %	0 %
Agrégats	0 %	0 %
Bardeaux	1 %	
Gypse	0 %	
Papier & Carton	1 %	0 %
Plastique	1 %	0 %
Verre	0 %	
Autres	1 %	0 %
Poussière	0 %	

L'écart observé entre le résultat de l'aimant principal et la valeur de référence pour les métaux ferreux est de 19 %. Elle peut être due à deux éléments, soit la prise en compte de la ferraille présente dans le bois de CRD et les diverses hypothèses utilisées dans le calcul des coefficients de séparation de cet équipement. Dans un premier temps, il est important de savoir que le bois de CRD trié par Valoris contient 0.6 % de ferraille sous forme de clous, vis, pentures et autres petites pièces. Afin de récupérer ces métaux ferreux et d'en mesurer la quantité, il est nécessaire de déchiqueter le bois et d'utiliser un aimant à ferraille. Or, la chaîne de tri de l'étude de référence ne semble pas effectuer ces opérations, ce qui laisse transparaître que la ferraille présente dans le bois n'est pas prise en compte dans le calcul du coefficient de séparation de l'aimant principal de référence. Le fait de considérer cette ferraille diminue le coefficient de séparation de 6 % (voir Figure D.14). Dans un deuxième temps, comme il a été expliqué dans la section 4.1.3, plusieurs hypothèses ont été utilisées dans la détermination des coefficients de séparation. L'hypothèse MM10 est particulièrement importante pour l'aimant principal de Valoris parce qu'elle permet de déterminer la quantité de métaux ferreux récupérés par cet équipement. Varier cette hypothèse permet de gagner jusqu'à 10 % d'efficacité de tri. L'effet de la prise en compte de la ferraille et de

l'hypothèse MM10 sur le coefficient de séparation de l'aimant principal a été évalué. Leur impact est illustré dans le graphique de la Figure D.14.

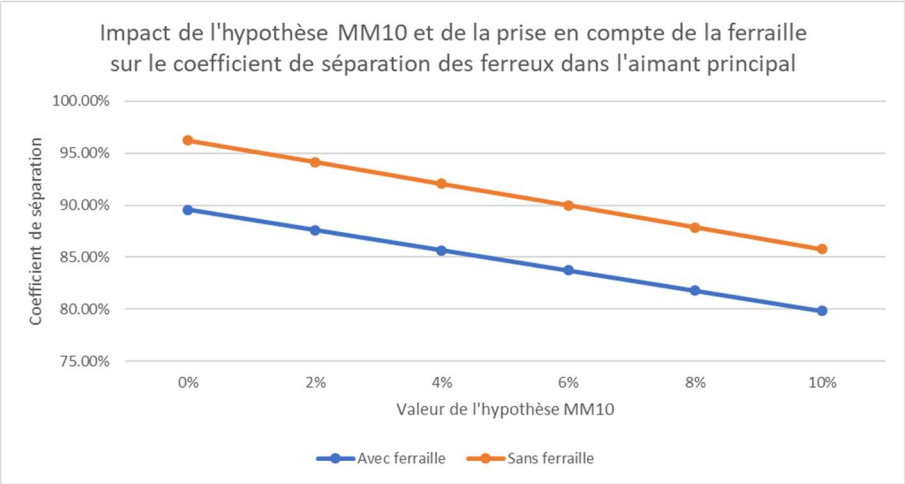


Figure D.14 Impact de l'hypothèse MM10 et de la prise en compte de la ferraille sur le coefficient de séparation des ferreux dans l'aimant principal

Concernant les contaminants, les coefficients de séparation obtenus chez Valoris se rapprochent de ceux présentés pour les équipements de référence. Seuls les plastiques pour l'aimant principal ont une valeur significativement différente, soit 0 % pour les PVC et 20 % pour les plastiques mixtes (incluant les pellicules) dans l'équipement de référence et 1 % pour celui de Valoris. Les résidus de PVC et de pellicule plastique ont des formes et des masses différentes. De plus, la pellicule, contrairement au PVC, a une forte tendance à s'enrouler autour d'autres résidus plus lourds, comme les métaux ferreux, et à être entraînée par ceux-ci. Il est possible qu'en séparant ainsi les PVC du reste des plastiques, la proportion de pellicules dans les « plastiques mixtes » de l'étude de référence ait augmenté, provoquant une hausse du coefficient de séparation de ce contaminant. Avec les données disponibles dans le rapport de l'étude de Vancouver, il est possible de combiner les deux flux de matière en utilisant leur débit massique horaire respectif. Le coefficient de séparation ainsi obtenu est de 6 %, ce qui se rapproche de la valeur obtenue chez Valoris.

Globalement, les coefficients de séparation de l'aimant à ferraille de Valoris semblent valides. En ce qui a trait aux résultats de l'aimant principal, ils devraient être utilisés uniquement dans un contexte où la ferraille présente dans le bois est prise en compte. De plus, une visite supplémentaire au centre de tri de Valoris permettrait d'améliorer l'hypothèse MM10 et d'ainsi renforcer la validité des coefficients de séparation de l'aimant principal.

D.4.6 Tris manuels

De nombreuses publications présentent des données d'efficacité pour le tri manuel des matières. Il s'agit habituellement d'efficacités liées à un trieur seul, mais le nombre de trieurs n'est pas toujours spécifié. Cette variable a néanmoins un impact considérable sur les coefficients de séparation. De plus, les coefficients de séparation pour les contaminants sont rarement disponibles. Seule l'étude menée dans la région de Vancouver contient ce niveau de détail, et ce, uniquement pour sa station de tri négatif du bois.

Le Tableau D.22 présente les données de référence pour les tris manuels positifs des métaux ferreux et non-ferreux. Aucune source de référence n'a été trouvée pour valider le tri manuel positif des fils électriques. Le Tableau D.23 plus bas présente les coefficients de séparation utilisés dans la validation des résultats du tri manuel négatif du bois chez Valoris.

Tableau D.22 Coefficients de séparation des tris manuels positifs des métaux

Source	Type de matières	Matière cible	Commentaire	Coefficient de séparation
Chaîne de tri de Valoris	CRD	Métal ferreux		95 %
(Gente Strategies Inc., 2015)	CRD			99 %
(Tchobanoglous & Kreith, 2002)	CS		Boîtes de conserves	80 %-95 %
Chaîne de tri de Valoris	CRD	Métal non-ferreux		70 %
(Gente Strategies Inc., 2015)	CRD			99 %
(Tchobanoglous & Kreith, 2002)	CS		Boîtes de conserves	85 %-95 %
(Palmer, 1999)	MSW		Boîtes de conserves	80 %-95 %

Deux sources de références sont utilisées pour la validation du tri positif manuel des métaux ferreux. Dans les deux cas, l'écart avec le coefficient de séparation obtenu chez Valoris est considéré comme étant acceptable. Aucune des deux sources de référence ne donne d'information sur les contaminants récupérés dans cette station de tri.

Les valeurs de références pour le tri manuel positif des métaux non-ferreux varient entre 80 % et 99 % alors que la valeur obtenue lors de l'étude chez Valoris est de 70 %, soit 10 % à 29 % plus faible. Cet écart peut être aux hypothèses MM15 à MM24 utilisées pour séparer les métaux en métal ferreux et non-ferreux dans la caractérisation par imagerie. Les coefficients de séparations du tri manuel positif des métaux non-ferreux ne peuvent donc pas être considérés comme valides et nécessitent des améliorations.

Aucune des sources trouvées dans la littérature ne permet de valider les résultats pour le tri positif manuel des fils électriques. Le coefficient de séparation de ce tri est bas en raison de la quantité relativement élevée de fils électriques observée dans les rejets de la chaîne de tri de Valoris. Toutefois, tout comme les autres stations de tri manuel positif, les coefficients de séparation liés au tri des contaminants se situent autour de 0 % et 1 %.

Tableau D.23 Coefficients de séparation de tris manuels négatifs du bois (cible : bois)

	Chaîne de tri de Valoris	(Gente Strategies Inc., 2015)
Type de matière	CRD	CRD
Commentaire	4 trieurs	Nombre de trieurs non spécifié
Métal (N-Ferreux)	0 %	50 %
Métal (Ferreux)	90 %	50 %
Fils électriques	0 %	
Bois	95 %	95 %
Agrégats	0 %	100 %
Bardeaux	10 %	
Gypse	10 %	
Papier & Carton	15 %	100 %
Plastique	10 %	50 %
Verre	0 %	
Autres	10 %	50 %
Poussière	0 %	

En ce qui a trait au tri négatif manuel du bois, son but est de retirer les matières autres que le bois afin de produire un flux de matière plus pur. Dans l'étude de référence et dans les données de Valoris, la même proportion de bois est retirée avec les contaminants, soit 5 %. Pour ce qui est des autres matières, environ 50 % de chacune d'entre elles n'est pas retiré et demeure dans le flux de bois selon les données de référence alors que les résultats chez Valoris se situent entre 10 % et 15 %. Les écarts dans la proportion de contaminants non retirés peuvent être expliqués par le fait que, chez Valoris, quatre trieurs sont affectés à cette station de tri alors que le nombre de trieurs utilisés dans l'étude de référence est inconnu. En ce qui concerne les métaux ferreux, 90 % ne sont pas retirés chez Valoris, il s'agit de la ferraille dans le bois. La source de référence ne semble pas

considérer cette dernière dans ces données, ce qui ne permet pas de valider ce coefficient de séparation.

Globalement, les coefficients obtenus pour le tri manuel positif des métaux ferreux et le tri manuel négatif du bois semblent valides. Toutefois, le tri manuel positif des métaux non-ferreux semble nécessiter des améliorations en raison de sa faible efficacité de tri. En ce qui a trait au tri positif des fils électriques, il n'a pu être que partiellement validé.

ANNEXE E DÉRIVATION DE COEFFICIENTS DE SÉPARATION À PARTIR DE LA LITTÉRATURE

Cette annexe complète la présentation de la chaîne de tri du Centre de tri. Par la suite, la démarche utilisée pour dériver les coefficients de séparation manquants de la littérature est expliquée.

E.1 Présentation de la chaîne de tri du Centre de tri

La chaîne de tri des résidus de CRD du Centre de tri a été présentée à la section 4.1.4.1. De façon globale, la chaîne de tri sépare la matière entrante en huit différents flux sortants tels que listés dans le Tableau E.24. Les équipements et stations de tri qui constituent la chaîne de tri sont, quant à eux, listés et décrits dans le Tableau E.25.

Tableau E.24 Liste des flux entrants et sortants de la chaîne de tri du Centre de tri

Numéro	Contenu du flux
I0	Entrée de matière
O1	Fraction fine
O2	Métaux ferreux
O3	Métaux non-ferreux
O4	Fils électriques
O5	Agrégats
O6	Papier et carton
O7	Bois
L0	Rejets

Tableau E.25 Liste des équipements de la chaîne de tri du Centre de tri

Nom technique	Description
SEP_Finger_Screen	Tamis vibrant à doigts
SEP_Trommel	Crible rotatif
SEP_Magnet	Aimant principal
SEP_Ballistic	Séparateur balistique
SEP_Man_Pos_Wood_RECYC	Tri manuel positif du bois (pour recyclage)
SEP_Man_Pos_Fer	Tri manuel positif des métaux ferreux
SEP_Man_Pos_NFer	Tri manuel positif des métaux non-ferreux
SEP_Man_Pos_Wires	Tri manuel positif des fils électriques
SEP_Man_Pos_Aggregates	Tri manuel positif des agrégats
SEP_Man_Pos_Cardboard	Tri manuel positif du papier et carton
SEP_Man_Neg_Aggregates	Tri manuel négatif des agrégats (assurance qualité)
SEP_Man_Neg_Wood	Tri manuel négatif du bois (assurance qualité)

E.2 Coefficients de séparation dérivés de la littérature

Les coefficients de séparation suivants ont été dérivés de la littérature afin de compléter la modélisation de la chaîne de tri du Centre de tri.

E.2.1 SEP_Man_Pos_Wood_RECYC

Le bois récupéré dans cette unité de tri est un bois de qualité #1 destiné au recyclage, c'est-à-dire qu'il ne contient pas de bois traité, ni de bois contaminé par d'autres matières, ni de bois pourri. Aussi, son contenu en panneaux de bois et en bois peint, teint, verni ou huilé est limité. Selon les calculs effectués dans le cadre du portrait (voir section 3.2.2.3), seulement 77 % du gisement de bois reçu par le Centre de tri répond à ses exigences. Cette valeur a été légèrement révisée à la baisse afin de tenir compte des erreurs pouvant survenir lors du tri. La valeur de 75 % a été retenue.

Les métaux ferreux susceptibles d'être récupérés lors du tri manuel positif du bois sont des clous, des vis et autres ferrailles insérées dans des morceaux de bois. Le coefficient de séparation pour cette matière a donc été estimé à l'aide d'un calcul. Chez Valoris, 10 % du flux de métaux ferreux provenait de la ferraille. L'hypothèse a donc été posée selon laquelle la proportion de ferraille dans les métaux ferreux du Centre de tri est la même que chez Valoris (Hypothèse MM31). Un bilan de masse a été effectué pour les métaux ferreux sur l'ensemble de la chaîne de tri du Centre de tri afin d'estimer la quantité de cette matière acheminée avec le bois. Ainsi, le coefficient de séparation pour les métaux ferreux dans SEP_Man_Pos_Wood_RECYC est évalué à 13 %.

Les bardeaux d'asphalte, le papier et carton, le plastique et les matières « autres » sont tous des matières qui ont été vues accrochées à des morceaux de bois lors des observations chez Valoris. Ce sont donc des contaminants qui sont susceptibles d'être entraînés lors du tri positif du bois. Un coefficient de séparation de 1 % a été sélectionné pour ces matières puisque c'est typiquement la valeur d'entraînement des contaminants observée dans les données de tri positif de Valoris.

Le coefficient de séparation attribué à toutes les autres matières est de 0 % puisque ces matières n'ont pas été vues accrochées aux morceaux de bois lors des observations chez Valoris.

E.2.2 SEP_Man_Pos_Cardboard

Le coefficient de séparation attribué au papier et carton, la matière ciblée dans le tri manuel positif du papier et carton, est basé sur l'étude de tri des résidus de CRD à Vancouver (Gente Strategies

Inc., 2015). Il provient de l'unité de tri nommée « post sorting line » qui trie des matières de 16 po et plus. Le coefficient tiré du rapport a été révisé à la baisse à la suite des itérations et comparaisons avec la caractérisation fournie par le Centre de tri. La valeur de 65 % a été retenue.

Le plastique et les matières « autres » sont des matières qui ont été observées comme des contaminants dans des ballots de cartons issus de résidus de CRD. Ces matières peuvent se retrouver collées ou accrochées sur les morceaux de carton et sont ainsi entraînées avec ces derniers. Un coefficient de séparation de 1 % a été sélectionné pour ces deux matières puisque c'est typiquement la valeur d'entraînement des contaminants observée dans les données de tri positif de Valoris.

Le coefficient de séparation attribué à toutes les autres matières est de 0 % puisque ces matières n'ont pas été vues dans les ballots de cartons de CRD observés (Hypothèse MM37).

E.2.3 SEP_Man_Pos_Aggregates

Le coefficient de séparation attribué aux agrégats, matière ciblée dans le tri manuel positif des agrégats, est basé sur l'étude sur les résidus de CRD dans la région de Vancouver (Gente Strategies Inc., 2015). Il provient de l'unité de tri nommée « post sorting line » qui trie des matières de 16 po et plus. Le coefficient tiré du rapport a été révisé à la baisse à la suite des itérations et comparaisons avec la caractérisation fournie par le Centre de tri. La valeur de 90 % a été retenue.

Le coefficient de séparation attribué à toutes les autres matières, des contaminants dans SEP_Man_Pos_Aggregates, est de 0 %. Ceci est basé sur l'hypothèse que la quantité de matières entraînées avec les agrégats est négligeable (Hypothèse MM32). Cette hypothèse est inspirée des observations faites chez Valoris.

E.2.4 SEP_Man_Neg_Aggregates

Les coefficients de séparation pour le tri manuel négatif des agrégats sont basés sur le tri manuel négatif du bois (SEP_Man_Neg_Wood) chez Valoris. Bien que plusieurs coefficients aient été réutilisés tels quels, ceux pour certaines matières ont été ajustés, comme expliqué dans les paragraphes suivants.

Concernant les agrégats, la matière ciblée par SEP_Man_Neg_Aggregates, un parallèle a dû être établi entre cette matière et le bois. Lors de leur passage dans SEP_Man_Neg_Wood, plusieurs morceaux de bois sont rejetés avec les contaminants parce qu'ils sont fixés à un bout de bardeau,

enroulés dans du tissu, ou autrement contaminés. Une hypothèse a été posée stipulant que, contrairement au bois, les agrégats sont peu susceptibles d'être ainsi entravés et rejetés avec les contaminants (Hypothèse MM33). Ainsi, le coefficient de séparation pour cette matière cible a été établi à 100 %.

Le coefficient de séparation pour les métaux ferreux est de 0 %, même valeur que pour les métaux non-ferreux et les fils électriques, parce que contrairement au bois, il n'y a pas de clous ni de ferraille dans les agrégats.

Pour le bois et le papier et carton, les valeurs utilisées sont les mêmes que pour les autres contaminants, comme les bardeaux d'asphalte et le gypse, soit 10 %.

E.2.5 SEP_Finger_Screen

Le tamis vibrant à doigts est un équipement qui ne se retrouve ni chez Valoris ni dans l'étude sur le tri des résidus de CRD à Vancouver (Gente Strategies Inc., 2015). En raison d'un manque d'études sur la granulométrie des résidus de CRD entrant sur les chaînes de tri, des hypothèses et des parallèles basés sur les observations faites chez Valoris ont dû être faits pour estimer un coefficient de séparation pour chaque matière. La sortie désignée comme étant la sortie « cible » pour le tamis vibrant à doigts est la sortie des matières de plus de 8 po. Ainsi, un coefficient de séparation de 100 % signifie que 100 % de cette matière est dirigée vers la sortir de plus de 8 po.

Étant donné la présence d'un broyeur au début de la chaîne de tri de Valoris et son absence sur celle du Centre de tri, une hypothèse portant sur la taille des résidus a dû être formulée. Selon cette dernière, la granulométrie des métaux ferreux et non-ferreux, des fils électriques, des matières « autres », du verre et de la poussière est peu affectée par les opérations de broyage. Ainsi, la taille de ces matières au Centre de tri est similaire à celle observée chez Valoris (Hypothèse MM34).

Les coefficients de séparation pour les métaux non-ferreux et les fils électriques ont été établis à 90 % parce que bien que les fils électriques soient fins et les métaux non-ferreux malléables, la grande majorité de ces matières observées chez Valoris avaient une taille supérieure à 8 po. L'hypothèse MM34 a été utilisée pour faire ce parallèle.

Selon l'étude de la chaîne de tri de résidus de CRD de Valoris, environ 1 % des métaux ferreux étaient retrouvés dans la fraction fine (moins de 2 po) et 7 % dans la ferraille (taille inférieure à

8 po). Avec pour appui l'hypothèse MM34, le coefficient de séparation pour les métaux ferreux entrant dans le tamis vibrant à doigts a été estimé à 85 %.

L'hypothèse MM34 a aussi été utilisée pour estimer le coefficient de séparation des matières « autres ». Chez Valoris, 40 % de ces matières avaient une granulométrie inférieure à 2 po et se retrouvaient dans la fraction fine. La taille des matières « autres » observées dans les autres flux sortants de Valoris apparaissait comme également distribuée autour de 8 po. Ainsi, parmi les 60 % des résidus « autres » n'aboutissant pas dans la fraction fine, il a été établi qu'un peu moins de la moitié avaient une taille supérieure à 8 po (Hypothèse MM35). C'est pourquoi la valeur de 25 % a été utilisée pour estimer le coefficient de séparation des matières « autres » dans le tamis vibrant à doigts.

Basés sur l'hypothèse MM34, les coefficients de séparation pour le verre et la poussière sont de 0 % puisque l'entièreté de la matière a une taille maximale de 2 po et aboutit dans la fraction fine.

Concernant le bois, il s'agit d'une matière dont les morceaux sont de grande taille dans les résidus de CRD, par exemple de longues planches ou de grands panneaux. Toutefois, la granulométrie du bois varie de façon importante lorsque cette matière est broyée. Les observations de la taille des matières chez Valoris ne peuvent donc pas être utilisées pour le bois au Centre de tri en raison de la présence du broyeur sur la chaîne de tri de Valoris. Basé sur la granulométrie du bois observée en général dans les résidus de CRD non broyés, il est estimé que 75 % du bois a une taille supérieure à 8 po. Le coefficient de séparation pour cette matière a donc été estimé à 75 %.

Finalement, pour les agrégats, les bardeaux d'asphalte, le papier et carton, le gypse et le plastique, une hypothèse a été posée selon laquelle la taille des résidus est également répartie entre ceux de plus de 8 po et ceux de 8 po et moins (Hypothèse MM36). C'est pourquoi les coefficients de séparation pour ces matières lors de leur passage dans le tamis vibrant à doigts sont de 50 %.

E.3 Coefficients de séparation supplémentaires nécessaires à la modélisation

Deux stations de tri supplémentaires ne se retrouvant pas dans la configuration actuelle de la chaîne de tri du Centre de tri seront nécessaires à l'analyse de certains scénarios dans le chapitre 6 (voir section 6.2.1). Il s'agit d'une station de tri manuel positif du bois à des fins de valorisation énergétique (SEP_Man_Pos_Wood_VALO) et d'un courant de Foucault (SEP_Eddy_Current).

E.3.1 SEP_Man_Pos_Wood_VALO

Dans le cadre du scénario C4, une station de tri manuel positif du bois destiné à la valorisation énergétique sera ajoutée. Contrairement au recyclage, la valorisation énergétique est considérée comme n'ayant pas de limitation concernant les types de bois valorisés. Ainsi, tout bois passant devant le trieur peut être récupéré. Le coefficient de séparation pour le bois a été inspiré de celui des gros agrégats dans SEP_Man_Neg_Aggregates étant donné que la taille des matières est similaire. La valeur de 90 % a été utilisée.

Concernant les contaminants, ils ont été basés sur les coefficients de séparation utilisés dans SEP_Man_Pos_Wood_RECYC parce que les deux unités de tri sont des tris manuels positifs de bois. En effet, il est considéré que la tendance des contaminants à être entraînées avec les résidus de bois reste invariable, peu importe le type de bois trié.

E.3.2 SEP_Eddy_Current

Le courant de Foucault a pour but de récupérer les métaux non-ferreux en les repoussant à l'aide d'un champ électromagnétique (Girard, 2018). Plusieurs études présentent des coefficients de séparation liés à l'utilisation du courant de Foucault dans le tri des MSW ou de la collecte sélective (Caputo & Pelagagge, 2002; Cimpan, Maul, Jansen, Pretz, & Wenzel, 2015; Ip, Testa, Raymond, Graves, & Gutowski, 2018; Raymond, 2017; Testa, 2015; Wolf, 2011). La valeur moyenne tirée de ces études, soit de 85 %, a été utilisée pour décrire l'efficacité de récupération des métaux non-ferreux par le courant de Foucault.

Concernant les autres catégories de matière, comme les sources mentionnées dans le paragraphe précédent ne portent pas sur le tri des résidus de CRD, certaines matières n'y sont pas représentées. Néanmoins, les moyennes des taux de contaminations présentés par ces sources pour les métaux ferreux, le plastique et le papier et carton ont été utilisées, soit respectivement 3 %, 4 % et 4 %.

Étant donné le manque de données dans la littérature pour les catégories de matière restantes, les coefficients de séparation de ces matières dans SEP_Man_Pos_NFer ont été utilisés pour compléter l'ensemble de données de SEP_Eddy_Current.

ANNEXE F NOUVEAUX COEFFICIENTS DE SÉPARATION POUR LES RÉSIDUS DE CRD

Cette annexe présente une synthèse des différents coefficients de séparation qui ont été générés dans le cadre de ce projet de recherche.

F.1 Coefficients obtenus chez Valoris

Ces coefficients ont été déterminés à partir de l'étude de la chaîne de tri de Valoris, tel que présenté à l'annexe D. Il est à noter que la validation de ces coefficients a mené aux conclusions que :

- Les coefficients de séparation du classificateur à air doivent être davantage validés avant de pouvoir être utilisés dans la modélisation d'une chaîne de tri. De plus, une connaissance détaillée des conditions d'opération de l'équipement est nécessaire ;
- Les coefficients de réparation pour le trieur optique de bois nécessitent davantage de validation ;
- Les coefficients de réparation de l'aimant principal sont sensibles à la prise en considération de la ferraille dans le bois.
- Le coefficient de réparation pour la matière cible dans le tri manuel positif des métaux non-ferreux est bas comparativement aux valeurs trouvées dans la littérature.
- Les coefficients de réparation du tri manuel positif des fils électriques n'ont pas pu être validés, faute de source de référence dans la littérature.

Tableau F.26 Coefficients de séparation : résultats finaux ajustés et corrigés

Équipement	Matière cible	Métal (N-Ferr.)	Métal (Ferreux)	Fils élect.	Bois	Agrégats	Bardeaux	Gypse	Papier & Carton	Plastique	Verre	Autres	Poussière
Crible rotatif	Fraction fine	0%	1%	0%	15%	15%	25%	35%	20%	10%	100%	40%	100%
Balistique	Fraction lourde	1%	5%	10%	1%	100%	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%*
Classificateur à air	Fraction moyenne	75%	100%	0%	90%	100%	85%	85%	75%	85%	100%	75%	0%*
Trieur optiques	Bois	0%	25%	10%	75%	0%*	20%	10%	30%	30%	0%	40%	0%*
Tri manuel négatif	Bois	0%*	90%	0%	95%	0%*	10%	10%	15%	10%	0%*	10%	0%*
Aimant principal	Métal ferreux	0%	80%	0%	1%	0%	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
Aimant à ferraille	Métal ferreux	0%*	95%	0%*	1%	0%*	1%	0%	1%	1%	0%*	1%	0%*
Tri manuel positif	Métal ferreux	0%	95%	0%	0%	0%*	0%	0%	0%	0%	0%*	0%	0%*
Tri manuel positif	Métal non-ferreux	70%	0%	10%	1%	0%*	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%*
Tri manuel positif	Fils électriques	1%	0%	35%	0%	0%*	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%*

* Valeur forcée à 0% puisque résulte d'une division par zéro

Note: les valeurs en vert sont les matières cibles des unités de tri

F.2 Coefficients dérivés de la littérature

Ces coefficients ont été dérivés de la littérature afin d'être utilisés dans la modélisation du Centre de tri.

Tableau F.27 Coefficients de séparation dérivés de la littérature

Équipement	Matière cible	Métal (N-Ferr.)	Métal (Ferreux)	Fils élect.	Bois	Agrégats	Bardeaux	Gypse	Papier & Carton	Plastique	Verre	Autres	Poussière
SEP_Finger_Screen	>8po	90%	85%	90%	75%	50%	50%	50%	50%	50%	0%	25%	0%
SEP_Eddy_Current	Métal (N-Ferr.)	85%	3%	10%	1%	0%	1%	0%	4%	4%	0%	1%	0%
SEP_Man_Pos_Wood_RECYC	Bois #1*	0%	13%	0%	75%	0%	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
SEP_Man_Pos_Wood_VALO	Bois	0%	13%	0%	90%	0%	1%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
SEP_Man_Pos_Aggregates	Agrégats	0%	0%	0%	0%	90%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
SEP_Man_Neg_Aggregates	Agrégats	0%	0%	0%	10%	100%	10%	10%	10%	10%	0%	10%	0%
SEP_Man_Pos_Cardboard	Papier & Carton	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	65%	1%	0%	1%	0%

*Bois de qualité #1 destiné au recyclage

Note: les valeurs en vert sont les matières cibles des unités de tri

Tableau F.28 Sources utilisées pour les coefficients qui ont été dérivées de la littérature

Équipement	Matière cible	Source
SEP_Finger_Screen	>8 po	(Valoris, 2019)
SEP_Eddy_Current	Métal (N-Ferr.)	(Caputo & Pelagagge, 2002; Cimpan et al., 2015; Ip et al., 2018; Raymond, 2017; Testa, 2015; Wolf, 2011)
SEP_Man_Pos_Wood_RECYC	Bois #1*	(Valoris, 2019)
SEP_Man_Pos_Wood_VALO	Bois	(Valoris, 2019)
SEP_Man_Pos_Aggregates	Agrégats	(Valoris, 2019)
SEP_Man_Neg_Aggregates	Agrégats	(Valoris, 2019)
SEP_Man_Pos_Cardboard	Papier & Carton	(Valoris, 2019)

ANNEXE G DONNÉES DES ÉQUATIONS ÉCONOMIQUES DU MODÈLE

Cette annexe contient certaines des données utilisées dans la modélisation des flux économiques.

Tableau G.29 Puissance maximale des équipements de la chaîne de tri étudiée

Équipement	Puisance maximale (kW)	Capacité (t/h)	Source
Trieur optique	60	4 à 5	(Girard, 2018)
Finger screen	16.2	335	(Coelho & de Brito, 2013a)
Tamis rotatif	20	15	(Caputo & Pelagagge, 2002)
Aimant	6.25	10	(Caputo & Pelagagge, 2002)
Balistique	16.2	335	(Coelho & de Brito, 2013a)
Déchiqueteuse à bois	25	6	(Caputo & Pelagagge, 2002)
Convoyeur, 5m	6	300	(Coelho & de Brito, 2013a) (Caputo & Pelagagge, 2002)
Pelle mécanique	90	N/A	(Coelho & de Brito, 2013a)
Chargeuse sur roues	92	N/A	(Girard, 2018)

Tableau G.30 Données pour le calcul du coût de la consommation en électricité

Variable	Valeur
Puissance maximale totale de la chaîne de tri étudiée	233.65 kW
Tarification applicable	Tarif M
Prix de l'énergie (pour les premiers 210 000 kW)	0.0503 $/kWh
Prix de l'énergie (pour le reste de la consommation)	0.0373 $/kWh
Prix de la puissance	14.58 $/kW

Source: (Hydro-Québec, n.d.)

Tableau G.31 Données pour le calcul du coût de la consommation en diesel

Variable	Valeur	Source
Pouvoir calorifique	12.67 kWh/kg	(Engineering Toolbox, n.d.)
Densité	0.846 kg/l	(Engineering Toolbox, n.d.)
Efficacité moyenne des moteurs diesel	35%	(Nuclear power for everybody, n.d.)
Coût du diesel	1.30 $/l	(YCharts, n.d.)

ANNEXE H RÉSULTATS DÉTAILLÉS DU PORTRAIT

Cette annexe présente les résultats détaillés du portrait ainsi que les sources utilisées pour le développer.

Tableau H.32 Liste des sources utilisées dans le portrait

Source	Description
25	(Noël, 2006)
34	(Jeffrey, 2011)
54	(RECYC-QUÉBEC, 2017)
56	(Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2011)
57	(3R MCDQ, 2015)
83	(Luc Vachon et al., 2009)
107	(RECYC-QUÉBEC, 2013)
160	(Deloitte, 2018)
161	(Ville de Montréal, 2016)
162	(Ville de Montréal, n.d.-b)
164	(Chamard stratégies environnementales & CTTÉI, 2017)
170	(Bitume Québec, 2010)
173	(Tacquet, 2009)
186	(St-Laurent Samuel et al., 2017)
195	(Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, 2011c)
201	(Malo, 2013)
204	(3R MCDQ, 2018)
207	(Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ), 2000)
208	(Foo et al., 1999)
226	(Ndukwe & Yuan, 2016)
231	(California Integrated Waste Management Board, 2001)
237	(Tam & Tam, 2006)
299	(Valoris, 2018)
300	(Bernardin, 2018)
305	(Bellerose, 2019)
306	(Chamard, 2018)
333	(RECYC-QUÉBEC, 2019)
339	(Demers, 2018)
Web1	(OPTA Minerals, n.d.)
Web2	(Développement durable, 2009)
Web3	(Biomass Recycle, n.d.)
Web4	(CAA-Québec, n.d.-a)
Stat1	(Statistique Canada, n.d.-b)
Stat2	(Statistique Canada, n.d.-c)
Stat3	(Statistique Canada, n.d.-a)

Tableau H.33 Résultats détaillés du portrait - Gisements

Catégorie principale	Sous-catégorie	Caractéristiques principales	*Source*	Quantité	*Source*	Flux #
Agrégat	Céramique et porcelaine	Matériel minéral naturel	34	1,737,332	Somme débouchés	15
	Brique	Matériel minéral naturel	34			16
	Sable	Matériel minéral naturel	34			17
	Gravier	Matériel minéral naturel	34			18
	Pierre	Matériel minéral naturel	34			19
	Béton	Matériel minéral naturel. 15% ciment, 40% sable, 45% pierre concassée.	34, 57			20
Terre (sol)	Contaminée			244,896	Somme débouchés	31
	Non contaminée / propres					32
Asphalte	Bardeaux	25-35% Bitume, 40-55% agrégats, 10-15% papier	25, 57, 201, 207, 208	206,093	207, Stat1, Stat2, Stat3 P06	21
	Enrobé bitumineux	5% bitume et 95% agrégats	57, 170, 201	20,539	Somme débouchés	22
Bois	Bois déconstruit (Architectural ou tout autre)	Intacte. Provenant UNIQUEMENT de la déconstruction (exclu bois architectural issus de la démolition). Peut contenir des contaminants et être traité.	56, 34, P03	900	P03, Somme débouchés	1
	Vierge	Broyé. (branche, tronc et autre bois non-traité, non-contaminé, non-peint...)	56	475,328	Somme débouchés	2
	Peint, Teint, Verni, Huilé	Broyé	56	60,479		3

	Contaminé par d'autres matériaux (plastique, métaux, verre, revêtement…)	Broyé.	56, 186	76,661		4
	Traité	Broyé	56	94,013		5
	Pourri, en décomposition	Broyé	56	47,457		6
	Enduit de colle	Contient de la colle. Ex. Bois d'ingénierie, Panneaux d'OSB, de fibre, de particule...	186	213,800		51
Gypse	Retailles de construction	Retailles et découpes	160	58,650	160	50
	Gypse usé	Post-utilisation	160	145,350	160	43
Métal	Ferreux			367,344	Somme débouchés	23
	Non-Ferreux					44
Papier et carton	Papier et carton			70,979	Somme débouchés	24
	Isolant en cellulose de papier					49
Plastique	PVC (#3)	Plastique le plus commun en CRD, Tuyaux, cadrage de porte et fenêtres, plancher de vinyle...	34	20,234	34, P34, Somme débouchés	46
	Polystyrène, Polyuréthane en mousse			22,817		25
	Mélamine					26
	Linoléum					27
	HDPE (#2), LDPE (#4)					47
Verre	Plat	Panneaux muraux extérieur, tuiles, panneaux solaires, fenêtres, miroirs	34	40,516	Somme débouchés	28

Encombrants	Objet volumineux rembourré	« Mobilier dont la structure ou une partie de la structure est rembourrée ou recouverte de tissu, de cuir ou de tout autre matériel de recouvrement, tels les sofas, fauteuils, chaises, matelas, sommiers et autres objets assimilables »	161, 162	87,748	Somme débouchés	29
	Encombrants valorisable	« Matières résiduelles désignant les gros objets d'origine résidentielle, faits de bois, de métal, de plastique ou de tout autres matériaux recyclables »	161, 162			30
Tapis	Déconstruction	Propre et en bonne condition	34	180	P04, Somme débouchés	33
	Autre			4,562	Somme débouchés	48
Autre	Tuile acoustique			22,305	Somme débouchés	35
	Toiture plate et industrielle avec isolant			22,304	Somme débouchés	36
	Isolant en fibre de verre	Laine minérale		21,983	Somme débouchés	34
	Matières Organique		164	19,131	P17, Somme débouchés	41

Tableau H.34 Résultats détaillés du portrait - Débouchés

							Quantité	
Regroupement	**Débouchés**	**Description**	**Caractéristiques demandées**	**Flux #**	**Catégorie de matière**	***Réf***	**Actuellement recyclé**	***Réf***
Réutilisation	Réutilisation / Réemploi	En bon état, peut être réutilisé tel quel ou servir de pièce dans un autre produit	Tapis déconstruits	33	Tapis	34, 56, 339, P03	180	83, 339, P26, P04
			Bois déconstruit	1	Bois		900	83, 339, P26, P03
			Céramique	15	Agrégats		270	83, 339, P26
			Fenêtres	28	Verre		180	83, 339, P26
			Métaux	23, 44	Métal		90	83, 339, P26
			Encombrants	30	Encombrants		180	83, 339, P26
Fabrication de Nouveaux Produits	Tapis			48	Tapis	34	-	P27
	Tuiles acoustiques			35	Autres	34	-	305
	Isolant			24, 49	Autres	34	-	P27
		En fibre de bois.	Copeaux de bois.	2 à 4, 51	Bois	56	-	305
		En fibre de verre		34	Autres	34	-	34, P27
		Pour coffrage à béton isolé. Un coffrage isolant dans lequel est coulé le béton. Le coffrage reste ensuite en place.		25	Plastique	34	-	P27

	Comptoir en composite de verre			28	Verre	34	-	306
	Peinture réfléchissante pour la chaussée		Trié en amont lors de la réception au centre de tri	28	Verre	305	-	305, P28
	Fenêtres			28	Verre	195	-	306
	Panneaux de gypse	Remplace le gypse vierge.		50	Gypse	34, 160	200	160
	Panneaux de bois et bois d'ingénierie	Panneaux en fibres, particules, gaufres ou lamelles. Risque de dépassement de la concentration limite de Formaldéhyde et autres risques.	Bois peut contenir un peu de colle ou adhésif (taux limite de formaldéhyde dans le produit fini), requis de grosseur et longueur varient.	2, 3, 51	Bois	56, 186	187,429	54, 267, 305, P07, P24
	Produits en bois-plastique ou matériaux composites	Pour composantes de porte et fenêtres, platelages, moulures et bardages.		2 à 4	Bois	34, 56	-	305

	Produits en bois-ciment, bois-gypse et béton léger	Exemple d'utilisation: Écran acoustique en béton léger. Le bois est «minéralisé» / stabilisés par traitement thermique.	Copeaux de bois.	2 à 4, 51	Bois	56	-	305
	Objets moulés à partir de matelas fibreux postmoulables	Fabrication d'objet moulés tels que plateau, assiette, pièces d'automobiles (intérieur de portière)		2 à 4, 51	Bois	56	-	305
Production d'Enrobé Bitumineux	Recyclage à chaud - en place (thermogénération)	Cette technique s'utilise uniquement pour la réhabilitation de chaussée.		22	Asphalté	170	-	P30
	Recyclage à froid - en place (retraitement de type I, II et III)	Cette technique s'utilise uniquement pour la réhabilitation de chaussée.		22	Asphalté	170, 173	-	P30
		Cette technique		22	Asphalté	170	-	P31
				16-20	Agrégats	34, 173	290,009	54, P29, P40

	Recyclage à chaud - en centrale	s'utilise pour la construction et la réhabilitation de chaussée.	Utilisation comme agrégat	28	Verre	34, 173	-	306
				21	Asphalté	34, 201, P01	-	300, 305, 306
			Utilisation comme agrégat	99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Recyclage à froid - en centrale	Cette technique s'utilise pour la construction et la réhabilitation de chaussée.		22	Asphalté	170, 173	-	P31
			Utilisation comme agrégat	99	Fraction fine	164	-	164, 305
Production de Béton	Béton Recyclé	Remplacer les granulats ou sable	Granulométrie, présence limitée de contaminants, densité, capacité d'absorption de l'eau…	20	Agrégats	34, 173	290,009	54, P29, P40
				28	Verre	34	-	306
				99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Ciment	Ajout dans le ciment. Remplace le gypse vierge.	Forte teneur en Calcium, 100% exempt de contamination	99	Fraction fine	164	-	164, 305
				43, 50	Gypse	34, 160	1,430	160
Collecte Sélective	Recyclage	Dans les papetières, imprimeries, usines de fabrication de boîtes de carton		24	Papier&Carton	173, 305, 306	11,964	54, P07
		Comme pour la filière de collecte sélective.		23, 44	Métal	34, 173, 237	344,213	54, P07, P35, P37

		Ferrailleurs et fonderies						
		Encombrants métalliques		30	Encombrants	305	-	305, P37
		Recyclage mécanique (nettoie les plastiques et les déchiquette pour ensuite les faire fondre en granules) ou Recyclage chimique (brise les plastiques en leurs composés chimiques en utilisant de la chaleur et pression)		46, 47	Plastique	34	699	54, P07
Utilisation Agricole et Revêtement du Sol	Compostage	Agent structurant permettant d'absorber le surplus d'eau. Assure le ratio C/N. Ne génère pas de CH4.	Absence de contaminants (bois vierge), granulométrie adéquate, taux d'humidité donné.	2, 6	Bois	34, 56, 186	-	186, 305
				43, 50	Gypse	160	-	160, P05
		Agent structurant et ratio C/N	Fraction grossière. Pas de corps étrangers	99	Fraction fine	164	-	164, 305

			plus gros que 2mm. Peu de contaminants.					
	Amendement au sol	Apport de Calcium et Soufre sans affecter le pH du sol (Gypse). Apport d'autre éléments intéressants aussi.		43, 50	Gypse	160	12,870	160
			Très haute qualité, certains éléments doivent être présents	2, 6	Bois	56, 164	-	56, 305
				99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Ensemencement hydraulique des bords de routes et autoroutes	Pour contrôler l'érosion. 60% moins cher que l'installation de la tourbe.	Bois ne contient aucun contaminant	2	Bois	56, 186	-	56, 305
	Paillis horticoles	Pour limiter la croissance de la végétation compétitive	Bois ne contient aucun contaminant	2	Bois	34, 56, 186	-	56, 305
	Revêtements de surface extérieures (Terrain de golf et de jeu)	Pour recouvrir des terrains de jeu ou pour des sentiers piétonniers	Bois ne contient aucun contaminant	2	Bois	34, 56	-	56, 305
				28	Verre	34	-	306

	Fondation de chemins forestiers et de pistes de ski alpin	Très faible valeur ajoutée et peu d'intérêt	Broyé.	2	Bois	56	-	56, 305
Utilisation Comme Absorbant	Litières pour animaux d'élevage	Aide à prévenir les odeurs nauséabondes. Le papier du gypse peut contenir 8-9 fois son poids en eau.	Non contaminé. Matière sèche, ratio C/N>30	43, 50	Gypse	160, 173	-	160, P05
				2	Bois	56, 186, Web3	-	56, 305
				99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Absorbants industriels	ex. Absorbant pour la graisse	Matière sèche	43, 50	Gypse	226, 231	-	160, P05
			Matière sèche	2, 51	Bois	56	-	56, 305
Remblais et Remplissage	Remblais	Pour route ou autre infrastructure.	Ne doit pas nuire au drainage des précipitations, ne pas contenir de contaminant (lead, arsenic, PAH…)	15-20	Agrégats	34, 173, 237, 306	290,009	54, P29, P40
				22	Asphalté	237, 306, Web2	-	P31
				31-32	Sols	306	75,137	P36
	Remplissage de carrières et sablières	Le but étant de niveler les carrières / sablières, faciliter l'infiltration de l'eau et servir d'amendement		16-20	Agrégats	57, 306	290,009	54, P29, P40
				31-32	Sols	306	75,137	P36
				99	Fraction fine	164	-	164, 305

		au sol de surface						
Valorisation Énergétique	Production de chaleur - Chaudière <3MW	Pour chauffage d'une maison ou production de chaleur dans un procédé industriel. Carburant dans poêles, fournaises, chaudières.	Pas de bois contaminé (et colle)	2	Bois	34, 56, 186	351,965	54, P07, P41
	Production de chaleur - Chaudière >3MW	Pour chauffage d'une maison ou production de chaleur dans un procédé industriel. Carburant dans poêles, fournaises, chaudières.	Bois enduit de colle permis en petite quantité	2, 51	Bois	34, 56, 186, 173		
		Cogénération et Cimenteries		2, 3, 5, 6, 51	Bois	34, 56, 186		
				21	Asphalté	57, 300, 306	-	300, 305, 306
	Industrie du bois densifié et/ou torréfié	Densifié sous forme de granules, bûche ou briquettes	Broyé	2 à 4	Bois	56, 186, Web4	-	305

	Pyrolyse	La pyrolyse transforme la matière en trois fractions (gazeuse, résidus solide carbonée et huile de pyrolyse) en absence d'oxygène.		2 à 6, 51	Bois	56, 186	-	305
	Gazéification	Transformation de la matière en syngaz (fuel) sous hautes températures et oxygène contrôlé. Bilan carbone équilibré.		2, 3, 5, 6, 51	Bois	56, 186	-	305
LET	Production de chemins	Chemins temporaires	Capacité portante	21	Asphalté	204, 299, 305, 306	46,835	54, 300, 305, 306
	Recouvrement journalier	Sol contaminé A-B maximum		31	Sols	54, 306	75,137	P36
				28	Verre	34, 173	-	305, 306
		(Composantes de la fraction fine)		21	Asphalté	164, 299	30,330	164, P10
				2-6, 51	Bois	164, 299	27,741	164, P10
				16, 20	Agrégats	164, 299	75,086	164, P10
				15	Agrégats	164, 299	34,029	164, P10
				48	Tapis	164, 299	1,356	164, P10, P11
				35	Autres	164, 299	1,356	164, P10, P11
				36	Autres	164, 299	1,356	164, P10, P11
				43, 50	Gypse	164, 299	45,865	164, P10

				34	Autres	164, 299	1,110	164, P10
				23, 44	Métal	164, 299	4,808	164, P10
				24, 49	Papier&Carton	164, 299	29,590	164, P10
				25-27, 46, 47	Plastique	164, 299	9,617	164, P10
				18, 19	Agrégats	164, 299	67,318	164, P10
				41	Autres	164, 299	370	164, P10
				28	Verre	164, 299	28,851	164, P10
				31, 32	Sols	164, 299	11,096	164, P10
	Enfouissement			43, 50	Gypse	160	129,824	160
				15-20	Agrégats		347,466	Calcul
				31,32	Sols		5,047	P32, P33
				21	Asphalté		119,795	Calcul
				22	Asphalté		20,539	Calcul
				2	Bois	107	154,144	305, 333, 107, P20, P21, P12
				3	Bois	107	25,691	305, 333, 107, P20, P21, P12
				51	Bois	107	102,763	305, 333, 107, P20, P21, P12
				4	Bois	107	38,536	305, 333, 107, P20, P21, P12
				5	Bois	107	47,259	305, 333, 107, P20, P21, P12
				6	Bois	107, P02	23,856	305, 333, 107, P20, P21, P12
				24, 49	Papier&Carton	107	20,514	107, 333, P13
				28	Verre	107	2,797	107, 333
				34	Autres		20,539	Calcul
				23, 44	Métal	107	16,784	107, 333, P13

				25, 26, 27, 46, 47	Plastique	107	29,839	107, 333, P13
				41	Autres	107	18,649	107, 333, P17
				29, 30	Encombrants	107	87,568	107, 333
				48	Tapis	107	2,797	107, 333, P16
				35	Autres		20,539	Calcul
				36	Autres		20,539	Calcul
		(Composantes de la fraction fine)		21	Asphalté	164, 299	9,133	164, 305, P10
				2-6, 51	Bois	164, 299	8,354	164, 305, P10
				16, 20	Agrégats	164, 299	22,610	164, 305, P10
				15	Agrégats	164, 299	10,247	164, 305, P10
				48	Tapis	164, 299	408	164, 305, P10, P11
				35	Autres	164, 299	408	164, 305, P10, P11
				36	Autres	164, 299	408	164, 305, P10, P11
				43, 50	Gypse	164, 299	13,811	164, 305, P10
				34	Autres	164, 299	334	164, 305, P10
				23, 44	Métal	164, 299	1,448	164, 305, P10
				24, 49	Papier&Carton	164, 299	8,910	164, 305, P10
				25-27, 46, 47	Plastique	164, 299	2,896	164, 305, P10
				18, 19	Agrégats	164, 299	20,271	164, 305, P10
				41	Autres	164, 299	111	164, 305, P10
				28	Verre	164, 299	8,688	164, 305, P10
				31, 32	Sols	164, 299	3,341	164, 305, P10

Divers / Spécifique	Briquettes de charbon de bois et charbon activé	Transformation du bois en charbon pour utilisation dans métallurgie, chimie, agriculture, filtration ou comme combustible.		2 à 6, 51	Bois	56	-	305
	Farine de bois	Bois broyé très finement et utilisé dans les savons à main, le poli à métal, la poudre de balayage, les nettoyants à fourrure, le tannage du cuir, agent réducteur dans les fonderies… Sert aussi de remplissant peu coûteux pour le composite de bois-plastique.	Bois francs seulement. Rebuts doit être séparé en fonction de l'essence. Très propre.	2	Bois	34, 56	-	305
	Système de filtration de l'eau	Remplace le sable		28	Verre	34, Web1	-	305

	Agent abrasif (nettoyage)	Le verre sert comme agent nettoyant dans la fabrication de tuiles et de briques		28	Verre	34	-	306
	Abrasif de voirie	L'hiver sur la chaussée glissante.	Granulométrie	99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Captation (SO2, Phosphore)	Captation à la source du SO2 dans les effluents gazeux et du Phosphore dans les effluents aqueux.	SO2: présence d'une source de calcaire. Phosphore: présence de Ca, Mg, Fe, Al	99	Fraction fine	164	-	164, 305
	Matière de charge	Matière ajoutée dans un produit comme le plastique pour modifier ses propriétés (ex. Ignifuge, résistance à la compression, diminuer le coût…)	Inerte, peu dispendieux, disponible (ex. Carbonate de calcium)	99	Fraction fine	164	-	164, 305

	Séquestration CO2	Capter les émissions de CO2 d'un procédé	Présente un potentiel de carbonatation pour capter le CO2 (ex. Les hydroxydes de calciums contenus dans les fines de CRD)	99	Fraction fine	164	-	164, 305

ANNEXE I DÉTAILS DES SCÉNARIOS ANALYSÉS

Les scénarios de base des écocentres sont les suivants :

- Scénario 1 – Le bois est placé dans le conteneur « CRD recyclables non-triés »
    - Le conteneur 3 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 2 – Le Roc/Béton est placé dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Le conteneur 4 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 3 – Les Métaux (ferreux & non-ferreux) sont placés dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Les conteneurs 6 et 7 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 4 – Les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables »
    - Le conteneur 1 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 5 – Un conteneur additionnel pour les plastiques
    - Les plastiques habituellement placés dans le conteneur 2 sont déposés dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 6 – Un conteneur additionnel pour le gypse
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.

Les scénarios avancés des écocentres sont les suivants :

- Scénario 7 (combinaison des scénarios 1 et 6) – Le bois est placé dans le conteneur « CRD recyclables non-triés » et un conteneur additionnel pour le gypse.
    - Le conteneur 3 est retiré et son contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 8 (combinaison des scénarios 1 et 4) – Le bois et les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables non-triés »
    - Les conteneurs 1 et 3 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.
- Scénario 9 (combinaison des scénarios 1, 4 et 6) – Le bois et les « CRD non-recyclables » sont placés dans le conteneur « CRD recyclables non-triés » et un conteneur additionnel pour le gypse.
    - Les conteneurs 1 et 3 sont retirés et leur contenu est déposé dans le conteneur 2.
    - Le gypse, habituellement placé dans le conteneur 2, est déposé dans un nouveau conteneur à part.
    - Les autres conteneurs restent inchangés.

Les scénarios du Centre de tri sont les suivants :

- Scénario C1 — Tri mécanique du non-ferreux
    - Une station de tri manuel du non-ferreux est remplacée par un courant de Foucault.
    - Un nouvel équipement est ajouté, soit un courant de Foucault.
    - Le nombre de trieurs est diminué de 1.
- Scénario C2 — Trieur de métaux supplémentaire
    - Un deuxième trieur de métaux est ajouté.
    - Aucun nouvel équipement n’est nécessaire.

- Le nombre de trieurs est augmenté de 1.

- Scénario C3 — Aimant à ferraille après la déchiqueteuse à bois.
  - Un aimant à ferraille est ajouté.
  - Un nouvel équipement est ajouté, soit un aimant à ferraille.
  - Aucun changement au nombre de trieurs n'est nécessaire.
- Scénario C4 – Le bois non-recyclable est valorisé énergétiquement.
  - Un trieur de bois est ajouté afin de récupérer le bois restant dans le flux de matière en vue de l'envoyer en valorisation énergétique.
  - Aucun nouvel équipement n'est nécessaire.
  - Le nombre de trieurs est augmenté de 1.

ANNEXE J RÉSULTATS DÉTAILLÉS DE L'APPLICATION DE L'OUTIL AU CONTEXTE MONTRÉALAIS

Cette annexe contient les tableaux des résultats détaillés de l'application de l'outil au contexte montréalais.

J.1 Scénarios portant sur les écocentres

J.1.1 Scénarios 1 à 6

Tableau J.35 Indice de frais de gestion pour les scénarios 1 à 6 ($/t)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario 1 Bois	Scénario 2 Roc/Béton	Scénario 3 Métaux	Scénario 4 N-Recyc	Scénario 5 Plastiques	Scénario 6 Gypse
Écocentres	Traitement des matières	50.88	57.96	58.01	58.24	53.54	48.98	45.55
	Transports & déplacements	59.20	44.69	60.67	58.66	57.89	89.07	65.79
	Total	**110.08**	**102.66**	**118.68**	**116.90**	**111.44**	**138.05**	**111.34**
Centre de tri	Équipements	-	-	-	-	-	-	-
	Électricité	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70
	Diesel	2.16	2.16	2.16	2.16	2.16	2.16	2.16
	Salaires	15.44	15.44	15.44	15.44	15.44	15.44	15.44
	Gestion des flux sortants	6.57	5.25	7.39	4.10	8.40	4.83	2.67
	Tipping fees	-33.56	-38.55	-35.99	-34.01	-36.66	-32.00	-30.90
	Total	**-8.69**	**-15.01**	**-10.31**	**-11.61**	**-9.97**	**-8.87**	**-9.93**

Tableau J.36 Indice de frais de gestion pour les scénarios 1 à 6 ($/an)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario 1 Bois	Scénario 2 Roc/Béton	Scénario 3 Métaux	Scénario 4 N-Recyc	Scénario 5 Plastiques	Scénario 6 Gypse
Écocentres	Traitement des matières	4,131,470	4,706,951	4,710,429	4,729,574	4,347,908	3,977,054	3,699,035
	Transports & déplacements	4,807,542	3,629,373	4,926,910	4,763,039	4,701,088	7,232,997	5,342,538
	Total	**8,939,012**	**8,336,323**	**9,637,339**	**9,492,614**	**9,048,995**	**11,210,051**	**9,041,573**
Centre de tri	Équipements	-	-	-	-	-	-	-
	Électricité	112,000	125,285	118,102	113,093	119,902	108,435	106,059
	Diesel	345,260	387,499	364,659	348,734	370,383	333,926	326,370
	Salaires	2,470,287	2,772,499	2,609,087	2,495,145	2,650,042	2,389,196	2,335,136
	Gestion des flux sortants	1,050,515	942,826	1,248,328	662,724	1,441,369	747,566	403,832
	Tipping fees	-5,368,824	-6,923,013	-6,082,634	-5,496,660	-6,293,254	-4,951,796	-4,673,777
	Total	**-1,390,762**	**-2,694,905**	**-1,742,458**	**-1,876,964**	**-1,711,557**	**- 1,372,673**	**-1,502,380**
Total Combiné		**7,548,250**	**5,641,418**	**7,894,881**	**7,615,650**	**7,337,438**	**9,837,379**	**7,539,193**

Tableau J.37 Coûts marginaux pour les scénarios 1 à 6 ($/t)

			Scénario 1 Bois	Scénario 2 Roc/Béton	Scénario 3 Métaux	Scénario 4 N-Recyc	Scénario 5 Plastiques	Scénario 6 Gypse
Différence de tonnage			19574	8990	1610	11643	5252	8754
Coût marginal	Écocentres	Traitement des matières	29.40	64.40	371.49	18.59	-29.40	-49.40
		Transports & déplacements	-60.19	13.28	-27.64	-9.14	461.82	61.11
		Total	**77.68**	**343.85**	**9.45**	**432.41**	**11.72**	**77.68**
	Centre de tri	Équipements	-	-	-	-	-	-
		Électricité	0.68	0.68	0.68	0.68	-0.68	-0.68
		Diesel	2.16	2.16	2.16	2.16	-2.16	-2.16
		Salaires	15.44	15.44	15.44	15.44	-15.44	-15.44
		Gestion des flux sortants	-5.50	22.00	-240.86	33.57	-57.68	-73.87
		Tipping fees	-79.40	-79.40	-79.40	-79.40	79.40	79.40
		Total	**-39.12**	**-301.99**	**-27.55**	**3.44**	**-12.75**	**-39.12**
	Total combiné		**38.56**	**41.86**	**-18.11**	**435.86**	**-1.03**	**38.56**

J.1.2 Scénarios 7 à 9

Note :

- NR = « CRD non-recyclable »
- GY = Gypse.

Tableau J.38 Indice de frais de gestion pour les scénarios 7 à 9 ($/t)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario 7 Bois-Gypse	Scénario 8 Bois-NR	Scénario 9 Bois-NR-Gy
Écocentres	Salaires	18.62	18.62	16.11	18.62
	Traitement des matières	50.88	52.64	60.63	55.30
	Transports & déplacements	59.20	51.28	43.38	49.97
	Total	**128.70**	**122.54**	**120.12**	**123.90**
Centre de tri	Équipements	-	-	-	-
	Électricité	0.70	0.70	0.70	0.70
	Diesel	2.16	2.16	2.16	2.16
	Salaires	15.44	15.44	15.44	15.44
	Gestion des flux sortants	6.57	1.73	6.97	3.77
	Tipping fees	-33.56	-36.46	-41.04	-39.20
	Total	**-8.69**	**-16.43**	**-15.77**	**-17.14**

Tableau J.39 Indice de frais de gestion pour les scénarios 7 à 9 ($/an)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario 7 Bois-Gypse	Scénario 8 Bois-NR	Scénario 9 Bois-NR-Gy
Écocentres	Salaires	1,512,019	1,512,019	1,307,889	1,512,019
	Traitement des matières	4,131,470	4,274,516	4,923,388	4,490,954
	Transports & déplacements	4,807,542	4,164,369	3,522,918	4,057,914
	Total	**10,451,031**	**9,950,903**	**9,754,196**	**10,060,887**
Centre de tri	Équipements	-	-	-	-
	Électricité	112,000	119,344	133,187	127,246
	Diesel	345,260	368,609	412,622	393,733
	Salaires	2,470,287	2,637,347	2,952,254	2,817,102
	Gestion des flux sortants	1,050,515	296,143	1,333,680	686,997
	Tipping fees	-5,368,824	-6,227,966	-7,847,443	-7,152,396
	Total	**-1,390,762**	**-2,806,523**	**-3,015,700**	**-3,127,318**
Total Combiné		**9,060,268**	**7,144,380**	**6,738,495**	**6,933,568**

Tableau J.40 Coûts marginaux pour les scénarios 7 à 9 ($/t)

			Scénario 7 Bois-Gypse	Scénario 8 Bois-NR	Scénario 9 Bois-NR-Gy
Différence de tonnage (t)		Écocentres	28328	31217	39971
		Centre de tri	10820	31217	22463
Coût marginal	Écocentres	Salaires	-	-6.54	-
		Traitement des matières	5.05	25.37	8.99
		Transports & déplacements	-22.70	-41.15	-18.75
		Total	**-17.65**	**-22.32**	**-9.76**
	Centre de tri	Équipements	-	-	-
		Électricité	0.68	0.68	0.68
		Disel	2.16	2.16	2.16
		Salaires	15.44	15.44	15.44
		Gestion des flux sortants	-69.72	9.07	-16.18
		Tipping fees	-79.40	-79.40	-79.40
		Total	**-130.85**	**-52.05**	**-77.31**

J.2 Scénarios portant sur le Centre de tri

J.2.1 Scénarios C1 à C4

Tableau J.41 Indice de frais de gestion pour les scénarios C1 à C4 ($/t)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario C1 Courant de Foucault	Scénario C2 +1 trieur métaux	Scénario C3 Aimant ferraille	Scénario C4 Bois valo
Centre de tri	Équipements	-	0.04	-	0.12	-
	Électricité	0.70	0.70	0.70	0.71	0.70
	Diesel	2.16	2.16	2.16	2.16	2.16
	Salaires	15.44	14.59	16.29	15.44	16.29
	Gestion des flux sortants	6.57	0.93	-0.86	5.31	2.28
	Tipping fees	-33.56	-33.56	-33.56	-33.56	-33.56
	Total	**-8.69**	**-15.14**	**-15.27**	**-9.82**	**-12.13**

Tableau J.42 Indice de frais de gestion pour les scénarios C1 à C4 ($/an)

		Scénario 0 Statu Quo	Scénario C1 Courant de Foucault	Scénario C2 +1 trieur métaux	Scénario C3 Aimant ferraille	Scénario C4 Bois valo
Centre de tri	Équipements	-	5,783	-	19,025	-
	Électricité	112,000	112,510	112,000	113,170	112,000
	Diesel	345,260	345,260	345,260	345,260	345,260
	Salaires	2,470,287	2,334,426	2,606,148	2,470,287	2,606,148
	Gestion des flux sortants	1,050,515	149,096	-137,249	849,888	365,004
	Tipping fees	-5,368,824	-5,368,824	-5,368,824	-5,368,824	-5,368,824
	Total	**-1,390,762**	**-2,421,750**	**-2,442,665**	**-1,571,195**	**-1,940,412**

Tableau J.43 Coûts marginaux pour les scénarios C1 à C4 ($/t)

		Scénario C1 Courant de Foucault	Scénario C2 +1 trieur métaux	Scénario C3 Aimant ferraille	Scénario C4 Bois valo
Différence de tonnage (t)		460	764	892	8568
Coûts marginaux	Équipements	12.57	-	21.33	-
	Électricité	1.11	-	1.31	-
	Diesel	-	-	-	-
	Salaires	-295.35	177.83	-	15.86
	Gestion des flux sortants	-1,959.61	-1,554.66	-224.92	-80.01
	Tipping fees	-	-	-	-
	Total	**-2,241.28**	**-1,376.84**	**-202.28**	**-64.15**

ANNEXE K ANALYSE SUBJECTIVE DE LA SENSIBILITÉ LIÉE AUX HYPOTHÈSES

Cette annexe présente une analyse subjective de la sensibilité des résultats en lien avec les différentes hypothèses qui ont été utilisées dans le cadre de ce projet de recherche. Pour ce faire, l'incertitude de toutes les hypothèses a été décrite selon trois niveaux, soit Faible, Moyenne ou Élevée. De plus, l'impact que ces hypothèses ont sur les différents résultats du projet ont aussi été décrites selon les mêmes trois niveaux, c'est-à-dire : Faible, Moyen ou Élevé. Les trois tableaux qui suivent présente les résultats de cette analyse subjective.

Tableau K.44 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du portrait

Impact sur le portrait				
	Élevé		P18, P38	
	Moyen	P07, P15, P20, P22, P23, P31, P32, P33, P41	P12, P21	P10, P19, P24, P29, P36, P40
	Faible	P01, P02, P05, P06, P08, P09, P16, P17, P27, P28, P30, P35	P03, P04, P11, P13, P25, P34	P14, P26, P37, P39
		Faible	Moyenne	Élevée
		Incertitude		

Tableau K.45 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du modèle de flux de masses

Impact sur les coefficient de séparation				
	Élevé	MM02, MM03, MM12	MM14, MM25	MM07, MM13
	Moyen	MM17, MM26, MM32, MM33, MM34	MM08, MM09, MM10, MM15, MM16, MM28, MM29, MM30, MM31	MM04, MM35, MM36, MM37
	Faible	MM05, MM06, MM18, MM19, MM20, MM21, MM22, MM23, MM24,	MM11, MM27	MM01
		Faible	Moyenne	Élevée
		Incertitude		

Tableau K.46 Analyse subjective de la sensibilité liée aux hypothèses du modèle de flux économiques

Impact sur l'indice de frais de gestion		Incertitude		
		Faible	Moyenne	Élevée
Élevé		MÉ22, MÉ23	MÉ21	MÉ15
Moyen		M03	MÉ05, MÉ07, MÉ24, MÉ25	MÉ09, MÉ20
Faible		MÉ02, MÉ13, MÉ14, MÉ17	MÉ01, MÉ04, MÉ06, MÉ11, MÉ18, MÉ19	MÉ08, MÉ10, MÉ12, MÉ16

Note : Une analyse de sensibilité a été effectuée sur l'hypothèse MÉ15, telle que présentée dans les sections 6.1.2.3, 6.2.2.1.3 et 6.2.2.2.3.