



CHAIRE DE RECHERCHE SUR LA
VALORISATION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES
RESEARCH CHAIR ON
ADVANCED WASTE RECOVERY

**POLYTECHNIQUE
MONTRÉAL**

UNIVERSITÉ
D'INGÉNIERIE



364

DB6.10

L'état des lieux et la gestion des résidus
ultimes

6212-03-124

ANALYSE COMPARATIVE DES TRAITEMENTS DES ORDURES MÉNAGÈRES

Partie 2 : Traitements pour la valorisation des ordures ménagères

À l'intention de Monsieur Michel Allaire
Coordonnateur
Division Environnement
Communauté Métropolitaine de Montréal

Réalisé par la Chaire de recherche sur la
valorisation des matières résiduelles

Polytechnique Montréal

Responsable :

- Laurent Spreutels, directeur des opérations
- Stéphanie Viau, chargée de projets
- Geneviève Groleau, étudiante à la maîtrise

OCTOBRE 2018

Table des matières

1	Introduction et description du mandat	1
2	Revue des technologies	2
2.1	Traitement mécanique (MRF)	9
2.1.1	Exemple 1.a : Chaîne typique de traitement mécanique (MRF) pour un flux d'ordures ménagères mixtes	9
2.1.2	Exemple 1.b : Centre de tri des ordures ménagères de Valoris situé à Bury, région de Sherbrooke	10
2.1.3	Conclusion concernant les MRF	11
2.2	Traitement mécanique biologique (MBT)	12
2.2.1	Exemple 2.a : Installation de MBT avec digestion aérobie située à Großefehn, Allemagne	14
2.2.2	Exemple 2.b : Installation de MBT avec digestion anaérobie située à Suedniedersachen, Allemagne	15
2.2.3	Exemple 2.c : Installation de MBT avec digestion mixte située à Pohlsche Heide, Allemagne	16
2.2.4	Conclusion concernant les MBT	16
2.3	Prétraitement mécanique biologique ou physique (MBS ou MPS)	17
2.3.1	Exemple 3.a : Installation de MBS située à Nuthe-Spree, Allemagne	18
2.3.2	Exemple 3.b : Installation de MPS située à San Francisco en Californie, États-Unis	19
2.3.3	Exemple 3.c : Installation de MHT située à Rivas-Vaciamadrid, Espagne	20
2.3.4	Conclusion MBS et MPS	21
2.4	Traitement avec une conversion thermochimique ou énergétique	22
2.4.1	Incinération	23
2.4.2	Pyrolyse	26
2.4.3	Torréfaction	29
2.4.4	Carbonisation hydrothermique	30
2.4.5	Gazéification	30
2.4.6	Conclusion des traitements avec conversion thermochimique	37
2.5	Conclusion	38
3	Évaluation des technologies	39
3.1	Chaînes typiques	39
3.2	Critères de comparaison	48

3.2.1	Objectifs poursuivis	48
3.2.2	Applicabilité	48
3.2.3	Méthodologie d'analyse multicritère	49
3.3	Résultats	50
3.3.1	Objectifs poursuivis	50
3.3.2	Applicabilité	59
3.4	Conclusion	63
4	Applicabilité des voies de valorisation aux secteurs de la CMM	64
4.1	Synthèse des résultats de simulation du flux de matières résiduelles enfoui	64
4.1.1	Quantité totale	65
4.1.2	Répartition géographique	66
4.1.3	Composition du flux enfoui	67
4.2	Conclusion	70
5	Références	71
	Annexe A : Installations de MBT en Europe	77
	Annexe B : Installations de MHT en Europe	78
	Annexe C : Installations de MBS en Europe	79
	Annexe D : Procédés combinant pyrolyse et gazéification	80
	Annexe E : Procédés de gazéification des ordures ménagères	85
	Annexe F : Méthode AHP	86
	Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP	92
	Annexe H : Détails de l'évaluation des critères « applicabilité » avec la méthode AHP	100

Table des figures

Figure 1 : Objectifs spécifiques visés lors du traitement des ordures ménagères	2
Figure 2 : Illustration d'une chaîne de traitement des ordures ménagères complète	4
Figure 3 : Illustration d'une chaîne de traitement mécanique	5
Figure 4 : Illustration d'une chaîne de traitement mécanique biologique	6
Figure 5 : Illustration d'une chaîne de prétraitement mécanique biologique	7
Figure 6 : Illustration d'un traitement avec une conversion énergétique ou thermochimique	8
Figure 7 : Réactions chimiques se produisant lors des étapes d'une gazéification d'ordures ménagères	31
Figure 8 : Chaîne 1 – Enfouissement (LET)	40
Figure 9 : Chaîne 2 – Incinération (Inc.)	41
Figure 10 : Chaîne 3 – Traitement mécanique (MRF)	42
Figure 11 : Chaîne 4 – Traitement mécanique biologique (MBT)	43
Figure 12 : Chaîne 5 – Prétraitement mécanique physique avec presse (MPS)	44
Figure 13 : Chaîne 6 – Prétraitement mécanique physique avec chaleur (MHT)	45
Figure 14 : Chaîne 7 – Prétraitement mécanique biologique (MBS)	46
Figure 15 : Chaîne 8 – Gazéification à haute température (Gaz.)	47
Figure 16 : Scores normalisés pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »	51
Figure 17 : Scores normalisés pour l'objectif #2 « récupération des métaux »	52
Figure 18 : Scores normalisés pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »	53
Figure 19 : Scores normalisés pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »	54
Figure 20 : Scores normalisés pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »	55
Figure 21 : Scores normalisés pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »	56
Figure 22 : Scores normalisés pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »	57
Figure 23 : Scores normalisés pour l'objectif #8 « production de molécules »	58
Figure 24 : Scores normalisés pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »	60
Figure 25 : Scores normalisés pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »	61
Figure 26 : Plages de valeurs pour le critère d'applicabilité #3 « échelle »	62
Figure 27 : Flux massique total de matières résiduelles enfouies en fonction du secteur et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)	65
Figure 28 : Densité surfacique du flux de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 en fonction du secteur et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)	66
Figure 29 : Flux massique de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 pour l'ensemble de la CMM en fonction des catégories de matières et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)	68
Figure 30 : Fractions massiques des matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 en fonction des catégories de matières, du secteur et du scénario (moyenne et écart-type)	69

Table des tableaux

Tableau 1 : Comparaison entre l'efficacité de tri d'une installation de MRF traitant un flux trié à la source vs une installation traitant un flux mixte d'ordures ménagères, tiré de Pressley et al. 2015	10
Tableau 2 : Fiche technique de l'exemple 1.b, centre de tri de Valoris (CEVMR & Valoris, 2016)	10
Tableau 3 : Fiche technique de l'exemple 2.a, MBT avec digestion aérobie située à Großefehn en Allemagne (Wasteconsult International, 2014)	15
Tableau 4 : Fiche technique de l'exemple 2.b, MBT avec digestion anaérobie située à Suedniedersachsen en Allemagne	15
Tableau 5 : Fiche technique exemple 2.c, MBT avec digestion aérobie et anaérobie située à Pohlsche Heide en Allemagne	16
Tableau 6 : Fiche technique de l'exemple 3.a, MBS située à Nuthe-Spree en Allemagne	18
Tableau 7 : Fiche technique de l'exemple 3.b, MPS située à San Francisco aux États-Unis	19
Tableau 8 : Installations à l'échelle commerciale comprenant une presse Orex (Anaergia, 2016b)	20
Tableau 9 : Fiche technique de l'exemple 3.c, MHT située à Rivas-Vaciamadrid en Espagne	20
Tableau 10 : Principales caractéristiques des procédés thermochimiques	23
Tableau 11 : Installations d'incinération d'ordures ménagères au Canada (Stantec 2011)	26
Tableau 12 : Principales caractéristiques des variantes de pyrolyse conventionnelle	27
Tableau 13 : Caractéristiques des syngaz produits avec différents agents oxydants (Arena, 2012)	32
Tableau 14 : Résultats normalisés de l'analyse AHP pour les huit critères liés aux objectifs poursuivis	50
Tableau 15 : Résultats normalisés de l'analyse AHP pour les critères d'applicabilité « maturité » et « flexibilité »	59
Tableau 16 : Capacités minimales et maximales recensées pour les installations de traitement existante correspondant aux huit chaînes typiques	62
Tableau 17 : Exemples d'installations de MBT traitant des ordures ménagères mixtes en Europe (MEPEX 2009; DEFRA 2005)	77
Tableau 18 : Exemples d'installations de MHT traitant des ordures ménagères mixtes	78
Tableau 19 : Exemples d'installations de MBS traitant des ordures ménagères mixtes (Yang, Hao, et Jahng 2017)	79
Tableau 20 : Inventaire des procédés utilisant une combinaison de la pyrolyse et de la gazéification	80
Tableau 21 : Caractéristiques des principales compagnies de gazéification d'ordures ménagères (Arena, 2012)	85
Tableau 22 : Exemple de matrice de comparaison A_z	86
Tableau 23 : Descriptions des indices	87
Tableau 24 : Signification des pondérations des matrices A_z	87
Tableau 25 : Matrice A_1 de l'objectif « réduction de la quantité de matières enfouies »	88
Tableau 26 : Matrice normalisée A_1 de l'objectif « réduction de la quantité de matières enfouies »	89
Tableau 27 : Indices aléatoires associés au nombre de critères (Dayi, 2017)	90
Tableau 28 : Matrice de comparaison A_1 pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »	92

Tableau 29 : Matrice de comparaison normalisée A1 pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »	92
Tableau 30 : w(1), x(1), IC(1), RC(1), IA pour l'objectif #1 « réduction de la masse enfouies »	92
Tableau 31 : Matrice de comparaison A2 pour l'objectif #2 « récupération des métaux »	93
Tableau 32 : Matrice de comparaison normalisée A2 pour l'objectif #2 « récupération des métaux »	93
Tableau 33 : w(2), x(2), IC(2), RC(2), IA pour l'objectif #2 « récupération des métaux »	93
Tableau 34 : Matrice de comparaison A3 pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »	94
Tableau 35 : Matrice de comparaison normalisée A3 pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »	94
Tableau 36 : w(3), x(3), IC(3), RC(3), IA pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »	94
Tableau 37 : Matrice de comparaison A4 pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »	95
Tableau 38 : Matrice de comparaison normalisée A4 pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »	95
Tableau 39 : w(4), x(4), IC(4), RC(4), IA pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »	95
Tableau 40 : Matrice de comparaison A5 pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »	96
Tableau 41 : Matrice de comparaison normalisée A5 pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »	96
Tableau 42 : w(5), x(5), IC(5), RC(5), IA pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »	96
Tableau 43 : Matrice de comparaison A6 pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »	97
Tableau 44 : Matrice de comparaison normalisée A6 pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »	97
Tableau 45 : w(6), x(6), IC(6), RC(6), IA pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »	97
Tableau 46 : Matrice de comparaison A7 pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »	98
Tableau 47 : Matrice de comparaison normalisée A7 pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »	98
Tableau 48 : w(7), x(7), IC(7), RC(7), IA pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »	98
Tableau 49 : Matrice de comparaison A8 pour l'objectif #8 « production de molécules »	99
Tableau 50 : Matrice de comparaison normalisée A8 pour l'objectif #8 « production de molécules »	99
Tableau 51 : w(8), x(8), IC(8), RC(8), IA pour l'objectif #8 « production de molécules »	99
Tableau 52 : Matrice de comparaison A9 pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »	100
Tableau 53 : Matrice de comparaison normalisée A9 pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »	100
Tableau 54 : w(9), x(9), IC(9), RC(9), IA pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »	100
Tableau 55 : Matrice de comparaison A10 pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »	101
Tableau 56 : Matrice de comparaison normalisée A10 pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »	101
Tableau 57 : w(10), x(10), IC(10), RC(10), IA pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »	101

Terminologie

ACV	Analyse du cycle de vie
MBS	<i>Mechanical biological stabilisation</i>
MBT	<i>Mechanical biological treatment</i>
MHT	<i>Mechanical heat treatment</i>
MPS	<i>Mechanical physical stabilisation</i>
MRF	<i>Material recovery facility</i>
MWPF	<i>Mixed waste processing facility</i>
PCI	<i>Pouvoir calorifique inférieur</i>
RDF	<i>Refused derived fuel</i>
SRF	<i>Solid recovered fuel</i>

1 Introduction et description du mandat

Le mandat reçu par la Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles, intitulé « Analyse comparative des traitements des ordures ménagères », est constitué de deux parties distinctes menant chacune à la transmission d'un livrable séparé.

- Partie 1 : Analyse et prédiction des flux de matières résiduelles
- Partie 2 : Traitements pour la valorisation des ordures ménagères

L'objectif principal de la Partie 2, dont les résultats sont présentés dans ce rapport, est de réaliser une étude comparative des options de traitements biologiques, thermiques et thermochimiques pour la valorisation des ordures ménagères et pour la minimisation du résidu ultime à enfouir. Cette étude permettra d'identifier parmi l'ensemble des voies technologiques recensées, lesquelles seraient applicables aux différents secteurs de la Communauté.

À cette fin, une revue de la littérature des technologies de valorisation des ordures ménagères est présentée et synthétisée.

Ensuite, les technologies recensées sont évaluées et comparées sur la base d'une série de critères définis en particulier pour analyser la pertinence et l'applicabilité de chacune d'elles.

Finalement, pour chaque secteur de la CMM, les résultats obtenus dans la partie 1 du mandat concernant les flux de matières résiduelles prédits pour 2025 sont résumés et analysés, et les voies de valorisation envisageables sont discutées en regard des flux prédits et des caractéristiques des technologies recensées.

2 Revue des technologies

Dans un contexte où la récupération à la source a été optimisée et que des taux de récupération « acceptables » ont été atteints, les objectifs principaux poursuivis pour le traitement des ordures ménagères (le flux généralement enfoui) deviennent alors la réduction de la quantité de matières enfouies et la réduction des impacts causés par l'enfouissement en stabilisant au mieux ces matières. La Figure 1 présente une liste non exhaustive d'objectifs spécifiques pouvant être visés lors du traitement des ordures ménagères. Par exemple, il est envisageable d'essayer de récupérer ou de valoriser énergétiquement ce qui peut l'être de manière efficace; ou encore de réduire la masse enfouie en retirant l'eau contenue ou en dégradant les matières putrescibles.

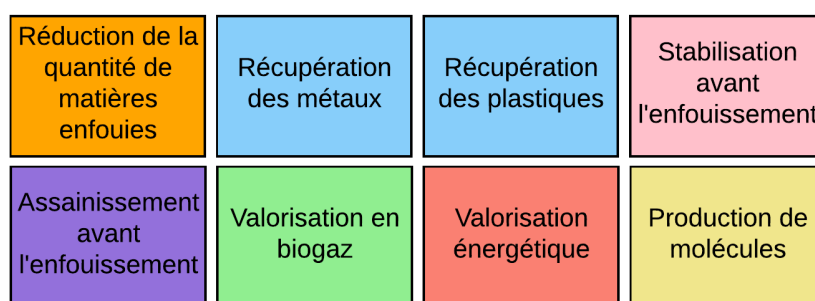


Figure 1 : Objectifs spécifiques visés lors du traitement des ordures ménagères

Ces objectifs spécifiques peuvent être tantôt complémentaires ou contradictoires. La définition d'une stratégie de valorisation du flux enfoui dans le but de rencontrer un ou plusieurs de ces objectifs spécifiques est donc nécessairement basée sur le choix d'une combinaison optimale des traitements dans le contexte particulier auquel elle s'appliquera.

En plus des objectifs spécifiques visés, le contenu du flux des matières enfouies oriente le choix de traitements à réaliser. Ce contenu peut être considéré de différentes façons en fonction des types de matières (ex : matières recyclables, organiques, inertes, etc.); du contenu en eau; du contenu en énergie; ou encore de la composition élémentaire. Une stratégie de traitement est donc définie afin de modifier la répartition de ce contenu entre différents courants de matières.

Plusieurs familles de procédés ou de technologies existent pour implémenter ces stratégies et chacune peut permettre d'atteindre des objectifs différents, en fonction de choix de conception et d'opération. Par exemple, un procédé incluant une étape de digestion aérobie (compostage) peut aussi bien viser de réduire le volume et la masse enfouis, que de stabiliser la matière avant l'enfouissement, ou encore que de produire un flux qui sera retourné au sol pour recycler le carbone et les nutriments.

Pour appliquer de manière littérale et stricte la hiérarchie des 3RV-E, une stratégie de traitement du flux d'ordures ménagères « idéale du point de vue environnemental » devrait permettre :

- 1) de séparer les produits qui pourraient être **réutilisés**;
- 2) de séparer les matériaux recyclables afin de retourner des flux peu contaminés vers les **boucles de recyclage**;
- 3) de séparer les matières putrescibles afin de les **valoriser** par compostage et/ou biométhanisation avant un retour au sol;
- 4) de séparer les matières restantes ayant une composition élémentaire telle qu'un procédé de **conversion** permettrait de produire des **nouvelles molécules d'intérêt**;
- 5) de séparer les matières restantes ayant un contenu énergétique suffisant pour justifier une conversion ou une **valorisation énergétique** directe;
- 6) de **valoriser d'une toute autre manière** envisageable les matières restantes qui peuvent l'être;
- 7) d'**enfouir** ou d'**éliminer** ce qui reste.

Par ailleurs, comme les stratégies et les infrastructures de traitement des matières résiduelles sont implantées pour des horizons de temps étendus, les propriétés (ex : composition, quantités) des flux de matières résiduelles, tout comme les marchés et les contextes énergétiques, environnementaux et économiques, sont amenées à évoluer. Les stratégies de traitement des ordures ménagères devraient donc être robustes et flexibles pour demeurer pertinentes et efficaces même si les flux de matières à traiter ou les marchés pour les ressources récupérées varient.

Pour réaliser une telle stratégie « idéale » ou pour s'en approcher, on parle généralement d'une combinaison d'un procédé impliquant des opérations de **tri et conditionnement mécaniques** et des **opérations de conversion biologique**, avec une ou des voies de **traitement thermique ou thermochimique**. Le contexte d'application détermine à quel point chaque étape est développée ou au contraire omise et comment orienter la conception. Une chaîne complète pour le traitement des ordures ménagères est illustrée à la Figure 2. Sur cette dernière, les objectifs spécifiques visés par chaque opération sont également présentés.

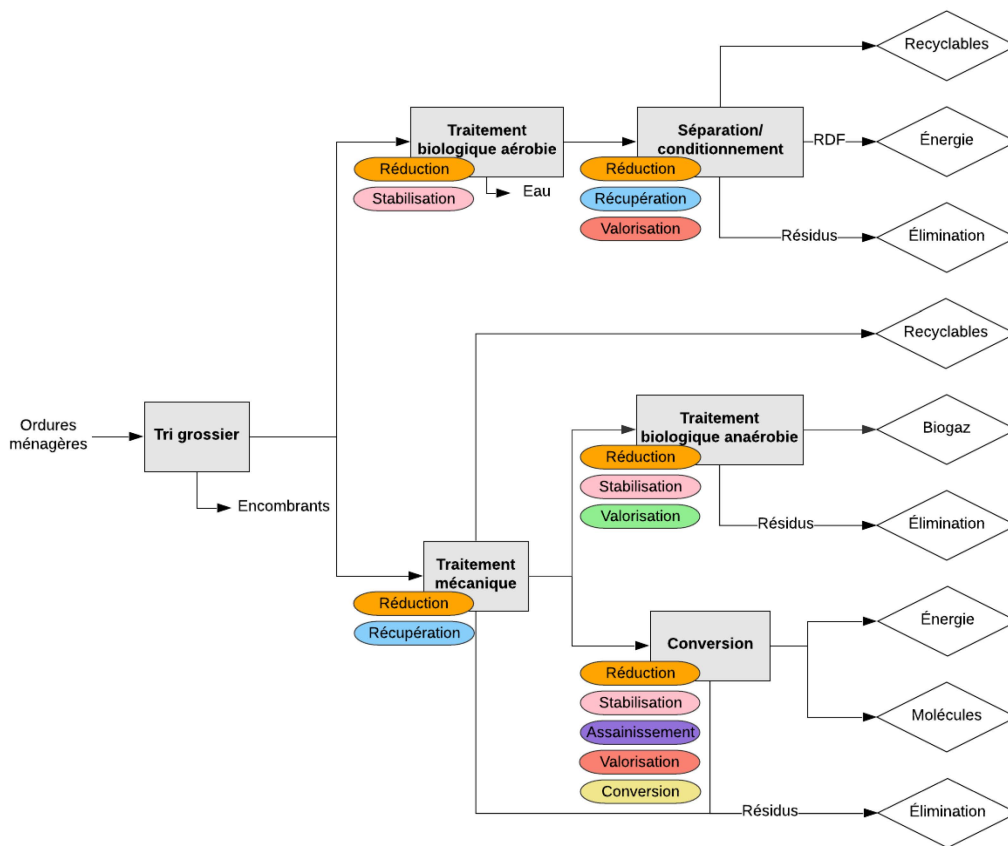


Figure 2 : Illustration d'une chaîne de traitement des ordures ménagères complète

En pratique, une telle chaîne est rarement rencontrée dans sa forme complète. En effet, afin de tenir compte des limitations liées à la performance des séparations et des conversions, et dans le but d'assurer une rentabilité économique voire environnementale, il est généralement choisi d'intensifier une ou quelques fonctions de la chaîne aux dépens des autres. Par exemple, dans certains cas, si la récupération des matières recyclables est favorisée, on parle alors de **traitement mécanique** (Figure 3).

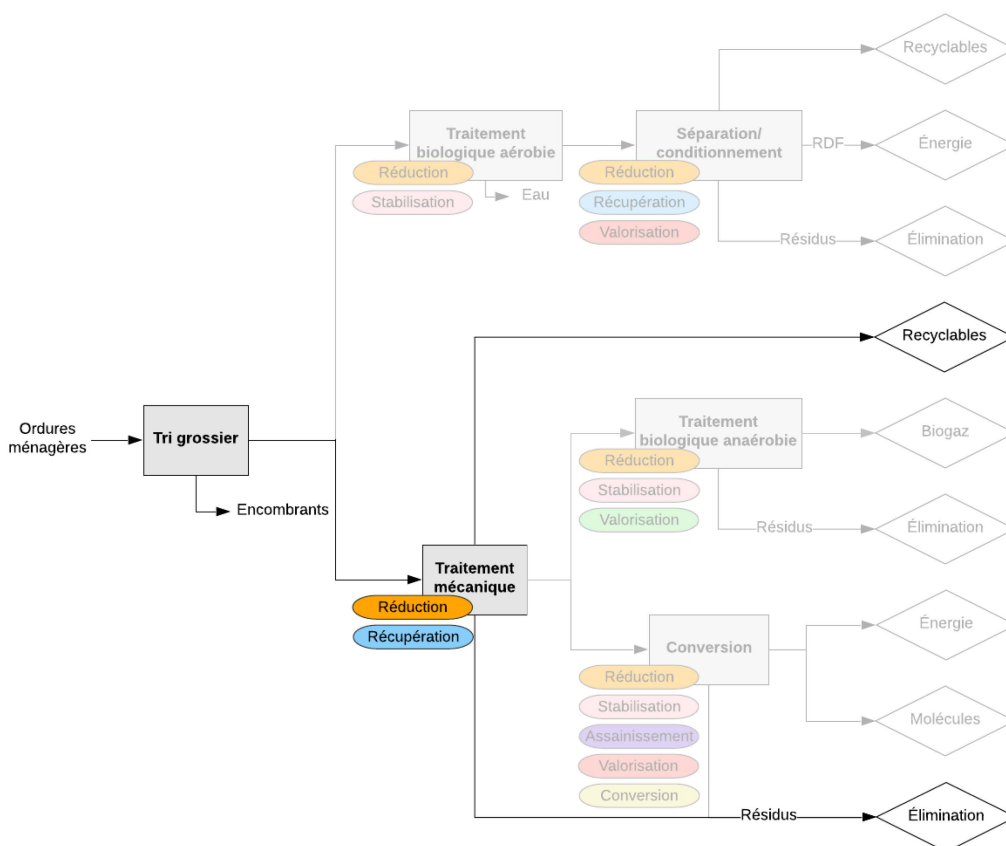


Figure 3 : Illustration d'une chaîne de traitement mécanique

Dans d'autres cas, la valorisation biologique peut être priorisée (Figure 4). On parle alors de **traitement mécanique biologique** au travers duquel l'objectif est double : récupérer des matières recyclables et valoriser au mieux la matière organique par un traitement biologique afin de produire du biogaz.

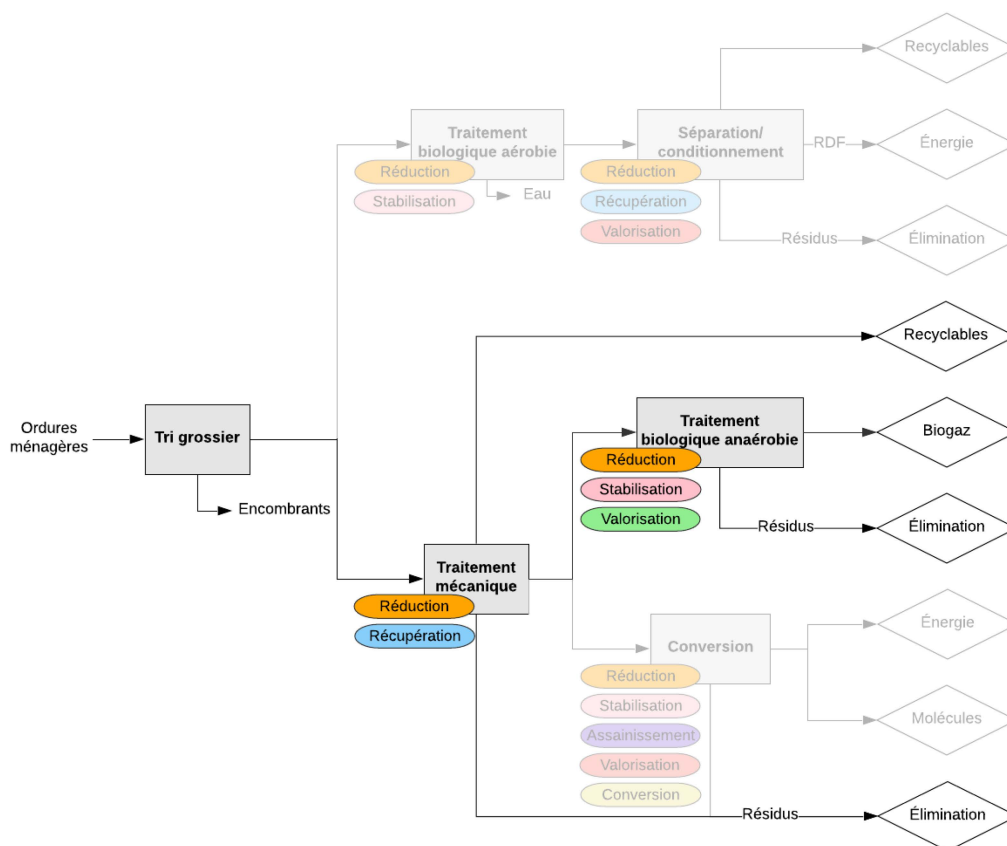


Figure 4 : Illustration d'une chaîne de traitement mécanique biologique

Il est également possible de viser le conditionnement des matières résiduelles pour le transport et une utilisation subséquente, en incluant notamment une éventuelle étape de stabilisation biologique ou physique. On parle alors ici de **prétraitement mécanique biologique** (Figure 5) ou de prétraitement mécanique physique.

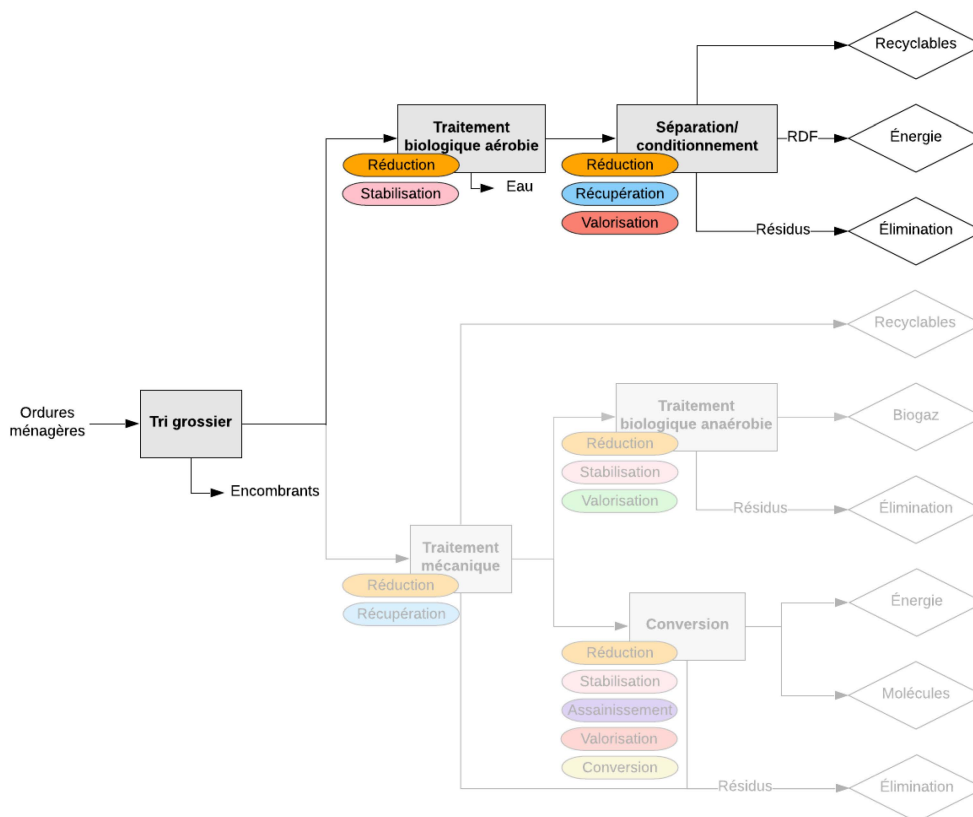


Figure 5 : Illustration d'une chaîne de prétraitement mécanique biologique

À l'inverse, dans d'autres cas, ce sera la conversion thermochimique en vue de produire de l'énergie ou des molécules chimiques d'intérêt qui sera mise de l'avant. On parle alors de **traitement avec une conversion énergétique ou thermochimique** (Figure 6).

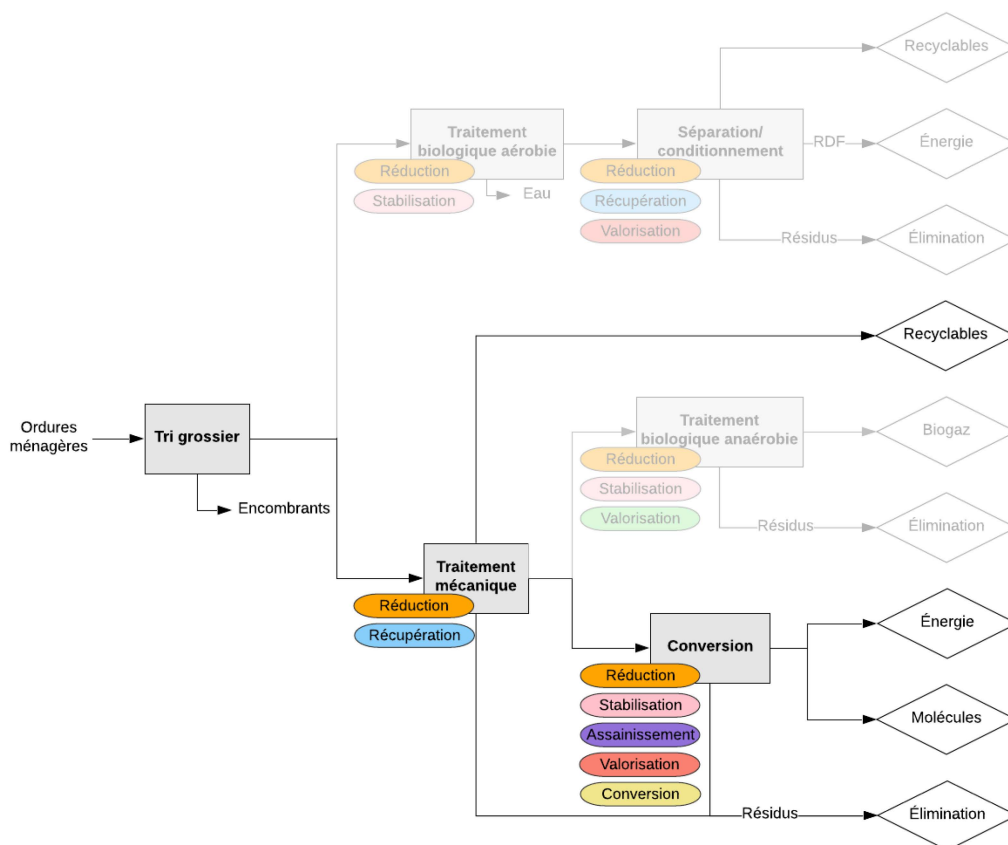


Figure 6 : Illustration d'un traitement avec une conversion énergétique ou thermochimique

Les variantes et les combinaisons possibles de ces chaînes de traitement sont infinies et il est impossible de toutes les répertorier. Les sous-sections suivantes présentent un résumé des caractéristiques principales de différentes chaînes typiques ainsi que des exemples d'implantations existantes.

Enfin, la plupart des chaînes présentées ci-dessus sont composées de procédés ou d'équipements qui sont relativement bien connus et répandus pour le traitement de flux de matières résiduelles homogènes (ex : tri mécanique des matières recyclables collectées par la collecte sélective, ou encore biométhanisation de résidus alimentaires collectés séparément) et une attention particulière est donc portée à leur applicabilité pour des flux de matières mixtes, tels que le sont les ordures ménagères, ainsi qu'aux expériences recensées dans de tels cas.

2.1 Traitement mécanique (MRF)

Une installation de traitement des ordures ménagères qui se résume uniquement à une séquence d'opérations de tri mécanique a pour objectif de récupérer une partie des matières recyclables ou valorisables contenues dans ce flux. Le nombre, l'ordre et la configuration des équipements de séparation utilisés déterminent le nombre de fractions qui seront récupérées, ainsi que leur pureté et l'efficacité de leur récupération. Dans la littérature, ce type de chaîne de traitement est souvent désigné sous l'appellation *material recovery facility* (MRF) ou encore *mixed waste processing facility* (MWPF). Il est à noter que, parfois, une étape de broyage ou de déchiquetage est présente en début de chaîne pour faciliter les étapes de tri subséquentes.

Une variante bien connue de ce type de procédé est à la base de la plupart des centres de tri des matières recyclables. La principale différence étant que, dans le cas des ordures ménagères, le flux entrant, à séparer, n'est généralement pas un flux sec et biologiquement stable composé d'un nombre limité et réduit de produits et matières visées par une collecte sélective. En effet, les ordures ménagères peuvent contenir à peu près tout ce que les ménages, voire les ICI, peuvent jeter, soit autant des produits recyclables visés par la collecte sélective des matières recyclables, que des matières recyclables non visées, ou encore des matières organiques en décomposition, des résidus domestiques dangereux, des produits électroniques, des objets encombrants, des résidus de construction, etc. Il est donc clair que ce flux est en général plus « sale », plus humide, biologiquement instable et potentiellement pathogénique ou toxique. Il en résulte que l'opération de chaînes de traitement mécanique pour un tel flux requiert en général un certain nombre de précautions additionnelles et que la performance des unités de séparation peut être sensiblement différente. Il est donc important de garder ces éléments à l'esprit lors de l'évaluation du potentiel d'une telle voie de récupération. Par ailleurs, cela explique que de telles chaînes sont le plus souvent conçues pour récupérer un nombre limité de fractions plus « faciles à récupérer », pour lesquelles un marché existe avec des contraintes de pureté « raisonnablement atteignables », comme par exemple les métaux et les plastiques durs. Cependant, il existe quand même des exemples de chaînes qui visent notamment la récupération d'une fraction riche en matières organiques qui peut être dirigée vers une installation de traitement biologique (ex : compostage). Ce type d'installation se distingue d'une installation de traitement mécanique biologique (MBT, voir section 2.2) par le fait que le traitement biologique est réalisé indépendamment dans une autre installation.

2.1.1 Exemple 1.a : Chaîne typique de traitement mécanique (MRF) pour un flux d'ordures ménagères mixtes

Une chaîne fictive, représentant une configuration typique d'une installation de traitement mécanique (MRF) pour un flux d'ordures ménagères mixtes a été étudiée par Presley et al. (Pressley, Levis, Damgaard, Barlaz, & DeCarolis, 2015). Cette chaîne a pour objectif de récupérer les matières recyclables (fibres, métaux, plastiques, verre). Dans leur étude, les auteurs ont caractérisé et modélisé l'efficacité de récupération de la chaîne de tri mécanique pour des flux triés à la source et pour des flux mixtes. Tel que présenté dans le Tableau 1, il en ressort que les taux de récupération varient fortement d'un type de matière à l'autre, qu'ils sont plus faibles pour des flux mixtes que

pour des flux triés à la source, et qu'une portion beaucoup plus importante du flux se retrouve dans la fraction de rejets dans le cas d'un flux mixte. Ainsi, les auteurs rapportent que dans le cas d'un flux mixte, un peu plus du quart du flux entrant est récupéré tandis que le reste est envoyé vers l'élimination. Pour certaines matières, le taux de récupération est élevé, même dans le cas d'un flux mixte, mais il faut garder en tête que la pureté de ce flux sera probablement moindre que celle d'un flux obtenu à partir d'une collecte sélective. Par ailleurs, dans une telle configuration, les matières organiques sont considérées comme des rejets et ne sont donc pas récupérées.

Tableau 1 : Comparaison entre l'efficacité de tri d'une installation de MRF traitant un flux trié à la source vs une installation traitant un flux mixte d'ordures ménagères, tiré de Pressley et al. 2015

Type d'intrants	Fraction retirée dans un flux de collecte sélective [%]	Fraction retirée dans un flux mixte [%]
Cartons ondulés	100	76
Fibres	99	39
Non-ferreux	97	87
Ferreux	98	88
Films	90	77
PEHD	98	83
PET	98	83
Verres	95	69
Résidus	90	24

2.1.2 Exemple 1.b : Centre de tri des ordures ménagères de Valoris situé à Bury, région de Sherbrooke

Au Québec, le seul exemple recensé d'une telle installation de traitement mécanique des ordures ménagères est celui de *Valoris* dans la région de Sherbrooke. Le Tableau 2 présente la fiche technique de la ligne de tri des ordures ménagères résidentielles de *Valoris* (CEVMR & Valoris, 2016). Cette ligne est conçue pour traiter également des matières résiduelles issues d'ICI. Il est à noter que l'installation comprend une seconde ligne de traitement mécanique dédiée aux débris de CRD.

Tableau 2 : Fiche technique de l'exemple 1.b, centre de tri de Valoris (CEVMR & Valoris, 2016)

Type d'installation	MRF
Localisation	Bury, Québec, Canada
Capacité totale	75 kt/an
Type d'intrants	Ligne résidentielle et ICI : Ordures ménagères et matières résiduelles mixtes
Début du projet	2014

Ce projet, débuté en 2014, a comme objectif annuel de traiter à l'aide de ces chaînes de tri distinctes un total de 100 000 tonnes : 25 000 tonnes de CRD d'une part, et 25 000 tonnes de matières résiduelles provenant des ICI et 50 000 tonnes de matières résiduelles mixtes provenant du secteur résidentiel d'autre part (CEVMR & Valoris, 2016). L'installation est conçue pour trier le papier, le

carton, les matières putrescibles, le plastique, le bois, les granulats (ex. brique et béton), les matières mélangées des ICI, les bardeaux d'asphalte, les métaux, les déchets ultimes, et d'autres matières de type CRD (CEVMR & Valoris, 2016). Cependant, le 1^{er} juillet 2017, une hausse de 53 % des tarifs de traitement des matières résiduelles a été demandée aux contribuables (passant de 84.4 \$/tonne à 129.24 \$/tonne), afin de couvrir les 3.5 millions \$/an de revenus anticipés pour la revente de matières triées qui n'ont pas été générés (ICI.Radio-Canada, 2017). Il semble que cet écart important par rapport aux prévisions budgétaires soit dû à des problèmes d'opération de la chaîne. En effet, ayant comme objectif initial de détourner de l'enfouissement 70 % des 100 000 tonnes traitées, Valoris n'a pourtant atteint en 2017 qu'un taux de détournement de 52 % (ICI.Radio-Canada, 2017). Ces performances décevantes ont mené à l'arrêt pour une durée indéterminée de la chaîne de tri des ordures ménagères résidentielles et des matières résiduelles mixtes provenant d'ICI. Valoris est actuellement en train d'étudier plusieurs pistes de modification de la chaîne et d'optimisation des opérations.

2.1.3 Conclusion concernant les MRF

Il existe à travers le monde de nombreux exemples d'installations de traitement mécanique (MRF) pour les ordures ménagères. Leurs capacités peuvent fortement varier d'un cas à l'autre depuis des usines de taille moyenne (75 kt/an) jusqu'à des très grandes usines (> 500 kt/an). Ces installations ont le plus souvent pour objectif de récupérer une partie des matières recyclables, et même parfois une partie des matières organiques. Cependant, le taux de récupération et la pureté des flux récupérés sont généralement bien plus faibles que ce qui est observé lorsque le flux traité résulte d'un tri à la source.

2.2 Traitement mécanique biologique (MBT)

Les stratégies de traitement des flux d'ordures ménagères avec valorisation biologique sont communément dénommées traitement mécanique biologique ou *mechanical biological treatment* (MBT). Cette appellation étant très large, elle peut représenter des systèmes très différents avec des objectifs, des performances et des impacts très différents. Il est donc important de considérer ce terme général (MBT) avec précaution et de manière générique comme désignant une chaîne de procédés combinant des opérations mécaniques et biologiques, et permettant de récupérer des matières recyclables tout en valorisant une partie de la fraction organique par compostage ou digestion anaérobie. Les marchés les plus larges et les mieux établis pour les chaînes de MBT sont l'Allemagne, l'Autriche, l'Italie, la Suisse, les Pays-Bas et le Royaume-Uni (DEFRA, 2013b). En 2011, il y avait environ 330 MBT en opération en Europe (DEFRA, 2013b), ce qui démontre une certaine maturité pour ce type de traitement dans le contexte européen. Quelques exemples d'installations traitant des ordures ménagères par MBT en Europe sont présentés à l'Annexe A.

Un traitement mécanique biologique est souvent réalisé avant une étape d'élimination (enfouissement ou incinération) pour trois raisons principales :

- 1) réduire la masse et le volume de matières résiduelles à éliminer par :
 - la récupération de certaines matières recyclables;
 - la dégradation biologique d'une partie des matières organiques;
- 2) réduire les impacts liés à l'enfouissement (émissions gazeuses et lixiviat) en stabilisant biologiquement les matières résiduelles enfouies;
- 3) récupérer les matières recyclables et parfois produire du biogaz.

Ce type de traitement permet également d'homogénéiser les matières à enfouir, d'en abaisser la distribution granulométrique (plus petites tailles de particules) et d'en augmenter la densité apparente, ce qui permet donc d'enfouir de plus grandes masses par unité de volume. Au niveau des impacts à l'enfouissement, ce type de traitement permet une réduction du potentiel de dégagement gazeux pouvant aller jusqu'à 90 % et mène également à une diminution de la durée de la période de fermeture du lieu d'enfouissement. Enfin, dans les zones rurales, un MBT permet de réduire les quantités à transporter vers l'enfouissement (Bilitewski, Oros, & Christensen, 2010).

On rapporte que les avantages de dégrader la fraction organique du flux en usine (MBT) au lieu de le faire dans le site d'enfouissement avec captage des biogaz sont multiples (Wasteconsult International, 2014) :

- 1) un meilleur contrôle des émissions gazeuses (système fermé);
- 2) une plus grande homogénéité de traitement du flux (pas de zones mortes ou sèches);
- 3) une plus grande efficacité de conversion biologique (les substances peu biodégradables se décomposent mieux en condition aérobie) menant à une fraction enfouie plus stable;
- 4) un plus haut taux de production et de capture des biogaz lorsqu'un traitement biologique anaérobie est présent (traitement intensif, en système fermé et normalement sans fuite);
- 5) une possibilité de récupérer des matières recyclables pour les détourner de l'enfouissement.

Il existe à travers le monde, et surtout en Europe, de plusieurs variantes de chaîne de. Celles-ci se différencient les unes des autres principalement sur la base de deux éléments :

1) La récupération des matières recyclables :

- les matières visées;
- l'intensité et l'efficacité de la récupération;
- la qualité des matières récupérées;
- les techniques de récupération (tri manuel, mécanique ou optique).

2) Le traitement biologique :

- la fraction du flux traitée à l'étape biologique;
- le type de traitement biologique (aérobie ou anaérobie, sec ou humide, une étape ou deux, mésophile ou thermophile);
- les caractéristiques des produits obtenus (compost, biogaz);
- les étapes de préparation du flux (broyeur, séparateur, hydropulpeur).

Par exemple, les MBT avec digestion aérobie permettent de réduire les quantités de matières à enfouir, mais ne permettent pas de produire du biogaz. À l'inverse, les MBT avec digestion anaérobie permettent de produire du biogaz en quantité souvent bien supérieure à celle qui est nécessaire pour couvrir les besoins énergétiques internes de l'installation. Cependant, les MBT anaérobies sont liés à des coûts d'investissements plus élevés, ils sont plus complexes à opérer et ils sont plus sensibles que les MBT aérobies. Le risque qui y est associé est donc plus grand, mais ce sont des technologies d'une certaine maturité (Wasteconsult International, 2014).

Le choix de la variante de MBT dépend donc beaucoup du contexte d'implantation. En particulier, pour des plus petites installations, destinées à traiter des débits faibles (typiquement inférieurs à 50 000 tonnes/an), il est souvent préférable d'opter pour un MBT avec traitement aérobie car les coûts spécifiques d'investissement d'un système anaérobie sont alors trop élevés. Ensuite, plus le débit à traiter augmente, et plus il devient intéressant de complexifier le traitement biologique pour tendre vers une digestion anaérobie en voie humide de l'ensemble du flux (typiquement au-dessus de 100 000 tonnes/an) (Wasteconsult International, 2014).

Au-delà des critères économiques et techniques, il est possible de comparer des MBT sur une base environnementale. Par exemple, huit configurations de MBT différentes ont été étudiées en Espagne par Montejo et al. (2013) au travers d'analyses du cycle de vie (ACV). Ces auteurs ont conclu que, dans tous les cas, il semble critique du point de vue environnemental, d'une part d'optimiser la récupération des matières recyclables en maximisant l'automatisation des séparations et, d'autre part de miser sur la valorisation biologique par la production de biogaz plutôt que par du compostage (Montejo, Tonini, Márquez, & Fruergaard Astrup, 2013).

Par contre, il n'existe pas actuellement, à notre connaissance, d'exemple probant d'installation de MBT produisant, à partir de la fraction organique récupérée d'un flux d'ordures ménagères, un compost de qualité suffisante pour être durablement employé en agriculture. Même si certains procédés parviennent à obtenir un compost respectant les normes sur la qualité du compost, ce dernier ne semble pas être utilisé pour l'épandage agricole. Cette pratique est d'ailleurs interdite

dans plusieurs pays européens. Par exemple, au Royaume-Uni, ce type de matière ne pourrait respecter les normes sur le « compost » du *British Standards Institute* (BSI) car ces dernières sont réservées aux matières résiduelles séparées à la source. Dès lors, au Royaume-Uni, ces matières ne peuvent éventuellement être utilisées que pour la restauration de sites miniers ou pour le recouvrement final des sites d'enfouissement (DEFRA, 2013a). Comme le rapportent Montejo et al. (2013), la valorisation de la matière organique en MBT devrait essentiellement se dérouler au travers de la production de biogaz par digestion anaérobie, mais le digestat alors obtenu ne devrait pas être destiné au compostage en vue d'une utilisation agricole, à moins que le contexte réglementaire et le marché n'y soient propices. Parmi les installations de MBT avec digestion anaérobie étudiées par Montejo et al. (2013), toutes utilisent l'enfouissement comme traitement final pour les digestats (ou matériel de recouvrement de site d'enfouissement). Par conséquent, dans le contexte de leur étude, les auteurs recommandent d'étudier prudemment, par exemple, les possibilités de traiter ensemble dans un même digesteur les résidus collectés séparément (bacs bruns) et ceux récupérés mécaniquement en MBT, car il y a des risques que le digestat final perde toute valeur à la suite de ce mélange. Ils concluent qu'il est potentiellement plus raisonnable d'envisager le traitement dans des digesteurs distincts même si en termes d'investissements cela ne semble pas efficace (Montejo et al., 2013).

Néanmoins, au Québec, il n'existe actuellement pas, à notre connaissance, de telle restriction pour l'utilisation d'un compost issu de matières résiduelles mixtes, s'il respecte notamment les normes sur la qualité du compost. Dès lors, le digestat ou le compost issu d'un MBT pourrait donc *a priori* être utilisé pour l'épandage et l'amendement de sols. Par contre, aucun exemple industriel d'une telle séquence (TMB avec recyclage au sol de la fraction organique) n'a été recensé jusqu'ici.

Enfin, les installations de MBT peuvent aussi poursuivre comme objectif secondaire de produire des combustibles dérivés de déchets (*refuse derived fuels* (RDF)), composés de la fraction à haut pouvoir calorifique séparée du flux d'ordures ménagères. Ces RDF peuvent par après être vendus pour être valorisés énergétiquement. Cependant, dans un MBT, ce flux est relativement petit, contrairement au cas rencontré dans un MBS (voir section suivante).

2.2.1 Exemple 2.a : Installation de MBT avec digestion aérobie située à Großefehn, Allemagne

Un exemple d'installation de MBT utilisant la digestion aérobie comme moyen de stabilisation des ordures ménagères (et autres) se situe à Großefehn en Allemagne (fiche technique présentée au Tableau 3).

Tableau 3 : Fiche technique de l'exemple 2.a, MBT avec digestion aérobie située à Großefehn en Allemagne (Wasteconsult International, 2014)

Type d'installation	MBT avec digestion aérobie, tunnels de compostage
Localisation	Großefehn, Allemagne
Capacité totale	47 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères, fraction fine, encombrants, bois
Début du projet	2004

Depuis 2004, cette installation est en mesure de traiter annuellement environ 47 000 tonnes : 30 % d'ordures ménagères, 55 % de fractions fines provenant de d'autres usines, 14 % d'encombrants et 1 % de bois. Les matières sont d'abord broyées en fines particules qui passent ensuite dans un séparateur de métaux ferreux, où la fraction grossière à haut pouvoir calorifique (> 40 mm) ainsi que la fraction fine biodégradable (<40 mm) sont séparées à l'aide d'un tamis. La fraction fine est dirigée vers une usine de traitement biologique alors que la fraction grossière est chargée dans des conteneurs afin d'être valorisée énergétiquement.

La portion dédiée au traitement biologique par digestion aérobie de cette installation a été conçue pour traiter environ 24 kt/an d'une fraction fine d'organiques (< 40 mm). Ce traitement est réalisé dans 30 tunnels de compostage, pour une durée totale de 6 à 8 semaines. Il est estimé qu'au total environ 50 000 m³/h de gaz résiduels sont produits dans l'unité de compostage, demandant des traitements par biofiltres, acides et oxydants thermiques. Il est estimé qu'en 2009, 719 tonnes de métaux ferreux ont été recyclés, 4 500 tonnes de bois ont été incinérées (valorisation énergétique) et 17 300 tonnes de RDF ont été produites afin d'être valorisées énergétiquement dans une usine d'incinération. Au total, 20 200 tonnes de résidus biostabilisés ont été enfouies, représentant environs 43 % de la matière initialement alimentée aux installations de Großefehn (Wasteconsult International, 2014).

2.2.2 Exemple 2.b: Installation de MBT avec digestion anaérobie située à Suedniedersachsen, Allemagne

Un exemple d'installation de MBT utilisant la digestion anaérobie comme moyen de stabilisation des ordures ménagères se situe à Suedniedersachsen en Allemagne (fiche technique présentée au Tableau 4).

Tableau 4 : Fiche technique de l'exemple 2.b, MBT avec digestion anaérobie située à Suedniedersachsen en Allemagne

Type d'installation	MBT avec digestion anaérobie mésophile suivit d'oxydation humide
Localisation	Suedniedersachsen, Allemagne
Capacité totale	133 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères, encombrants, résidus commerciaux
Début du projet	2008

Depuis 2008, cette installation est en mesure de traiter annuellement environ 133 000 tonnes : 79 % d'ordures ménagères, 13 % d'encombrants et 7 % de résidus commerciaux (Wasteconsult International, 2014).

En 2009, il a été estimé que 3 700 tonnes de métaux ferreux et non-ferreux ont été récupérés. De plus, environ 60 000 tonnes de RDF d'une valeur calorifique de 12.3 MJ/kg ont été produites. Enfin, 1 300 tonnes de résidus ont été éliminées dans une usine d'incinération et 23 300 tonnes de matières résiduelles ont été enfouies, représentant environ 18 % de la matière initialement alimentée (Wasteconsult International, 2014).

2.2.3 Exemple 2.c : Installation de MBT avec digestion mixte située à Pohlsche Heide, Allemagne

Un exemple d'installation de MBT combinant la digestion aérobie et anaérobie comme moyen de stabilisation des ordures ménagères se situe à Pohlsche Heide en Allemagne (fiche technique présentée au Tableau 5).

Tableau 5 : Fiche technique exemple 2.c, MBT avec digestion aérobie et anaérobie située à Pohlsche Heide en Allemagne

Type d'installation	MBT avec digestion anaérobie partiel et tunnels de compostage
Localisation	Pohlsche Heide, Allemagne
Capacité totale	115 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères, résidus commerciaux, boues
Début du projet	2005

Depuis 2005, cette installation est en mesure de traiter annuellement environ 115 000 tonnes : 52 % d'ordures ménagères, 35 % de résidus commerciaux et 13 % de boues de station d'épuration. Il est estimé qu'annuellement 1 800 tonnes de métaux ferreux et 231 tonnes de métaux non-ferreux sont recyclées, 40 000 tonnes de RDF (< 150 mm) d'une valeur calorifique de 15.0 MJ/kg sont produites et 25 000 tonnes de résidus biostabilisés sont enfouis, représentant environs 22 % de la matières initialement alimentée aux installations de Pohlsche Heide (Wasteconsult International, 2014).

2.2.4 Conclusion concernant les MBT

Il existe à travers le monde de nombreux exemples d'installations de traitement mécanique biologique (MBT) pour les ordures ménagères. Leurs capacités sont en général moyennes (entre 75 et 150 kt/an). Ces installations ont le plus souvent pour objectif de récupérer une partie des matières recyclables, en plus de traiter biologiquement la fraction organique contenue dans les ordures ménagères par digestion aérobie ou anaérobie. Dans le premier cas, l'objectif est essentiellement de dégrader cette fraction organique afin d'augmenter la stabilité biologique et de réduire la masse et le volume du résidu enfoui. Dans le second cas, du biogaz est produit et collecté en dégradant cette fraction organique. Dans les deux cas, une partie importante du flux traité est destiné à l'élimination.

2.3 Prétraitement mécanique biologique ou physique (MBS ou MPS)

Les chaînes de traitement des ordures ménagères qui visent à conditionner ces matières pour une utilisation subséquente peuvent inclure une étape de traitement biologique, mais l'objectif de cette dernière n'est alors pas la valorisation biologique (comme c'est le cas pour les MBT, voir section précédente), mais bien la stabilisation ou le séchage des matières en vue de les conditionner. On parle alors de stabilisation mécanique biologique, de prétraitement mécanique biologique ou de *mechanical biological stabilization* (MBS). Dans le cas des MBS, les opérations de traitement biologique se déroulent en général en début de la chaîne, avant les opérations mécaniques. Tandis qu'à l'inverse, dans le cas des MBT, ces opérations de traitement biologique ont lieu en fin de chaîne, après les opérations mécaniques.

Par ailleurs, les opérations biologiques d'un MBS peuvent être remplacées par des opérations purement physiques (ex : séchage au gaz naturel au lieu de bioséchage, extraction des fractions organiques avec une presse à haute pression, dégradation thermique par « cuisson »); on parle alors de prétraitement mécanique physique, de prétraitement mécanique thermique ou de *mechanical physical stabilization* (MPS). Cependant, l'utilisation d'un séchage au gaz naturel au lieu du séchage biologique est peu courante pour le traitement des ordures ménagères; cette variante n'est donc pas traitée davantage dans la présente étude.

Dans toutes les installations de type MBS ou MPS, des opérations mécaniques sont réalisées après le traitement biologique ou physique pour séparer et conditionner les matières stabilisées en vue d'un traitement subséquent. Lors de ces opérations mécaniques, il est possible de récupérer certaines matières recyclables telles que les métaux ou le verre. Il est également possible de récupérer une fraction organique concentrée qui peut être valorisée biologiquement. Cependant, les mêmes précautions que dans le cas des MBT sont alors de mise pour la gestion du digestat ou du compost qui seraient produits. Cependant, l'objectif principal de ces chaînes de prétraitement est de produire un combustible dérivé des déchets ou *refuse derived fuel* (RDF). Ce dernier peut ensuite être acheminé vers une ou des installations pour une conversion thermique ou thermochimique. Il s'agit ici d'une des distinctions fondamentales entre MBT et MBS : dans le cas des MBT, une fraction importante du flux traité est dirigée vers l'élimination (enfouissement ou incinération dans certains cas), tandis que dans le cas des MBS, une fraction importante du flux est dirigée, sous la forme d'un combustible dérivé des déchets, vers une installation de conversion.

La plupart des variantes de MBS incluent une étape de séchage ou bioséchage suivie d'opérations mécaniques de tri et conditionnement. Cependant, tel que mentionné plus haut, cette étape de séchage est dans certains cas remplacée par une séparation à haute pression (MPS) ou encore par une étape de « cuisson »; on parle alors de *mechanical heat treatment* (MHT).

Dans le premier cas (MPS), l'utilisation d'une presse à haute pression permet de séparer le flux à traiter en deux fractions : une fraction liquide contenant la majorité des composés organiques solubles et une fraction solide relativement sèche contenant peu de matières organiques et étant alors concentrées en matières recyclables et à haut pouvoir calorifique. La grande particularité de cette approche est l'obtention de deux fractions assez pures : l'une en matières organiques et l'autres

en matières inorganiques. Ceci permet en général de faciliter les traitements biologiques ou de séparation subséquents.

Dans le cas du traitement par « cuisson » (MHT), il y a combinaison de traitements thermique et mécanique. L'objectif est ici aussi de séparer un courant de déchets mixtes en différentes fractions : recyclables, RDF et parfois fraction biologique. Mais l'idée est surtout d'assainir les matières résiduelles en détruisant les bactéries ainsi que de diminuer le contenu en eau. Il existe deux techniques typiques pour réaliser l'étape thermique : soit avec un procédé à la vapeur et à haute pression au sein d'un autoclave; soit avec un procédé à la chaleur non pressurisé où le déchet est chauffé dans un four rotatif. Dans les deux cas, le traitement à la chaleur a comme effet de « cuire » les matières résiduelles, ce qui permet notamment de décomposer les matériaux biodégradables en fibres (incluant les papiers et le carton), de ramollir les plastiques, ou encore de décoller les étiquettes des bouteilles en verre et autres contenants en désintégrant la colle. En général, on rapporte qu'il en résulte une fraction de « *hard recyclables* » relativement propre, un mélange de fibres et une fraction de rejets. Les températures d'opération sont de l'ordre de 120 à 180°C, ce qui suffirait pour détruire les bactéries. Les bénéfices résideraient en particulier aux niveaux du stockage, du transport, de la manutention des fractions produites puisqu'elles sont désinfectées et stables biologiquement, et de la diminution du volume. La fraction obtenue la plus importante est celle des fibres désinfectées. Celles-ci peuvent être utilisées comme combustible ou encore traitées biologiquement pour produire une fraction similaire à du compost ou encore un résidu biostabilisé. Enfin, le MHT permet de préhydrolyser les matières organiques, ce qui peut faciliter une éventuelle digestion anaérobie subséquente. De manière générale, on rapporte que les matières recyclables récupérées par MHT sont souvent plus propres que celles qui le sont par prétraitement mécanique biologique (MBS), et que le RDF obtenu par MHT est plus homogène que celui obtenu par prétraitement mécanique biologique (MBS) (DEFRA, 2013c). Plusieurs exemples d'installations de type MHT sont présentés à l'Annexe B.

2.3.1 Exemple 3.a : Installation de MBS située à Nuthe-Spree, Allemagne

Un exemple d'installation de MBS utilisant le bioséchage comme moyen de stabilisation des ordures ménagères se situe à Nuthe-Spree en Allemagne (fiche technique présentée au Tableau 6) (Wasteconsult International, 2014).

Tableau 6 : Fiche technique de l'exemple 3.a, MBS située à Nuthe-Spree en Allemagne

Type d'installation	MBS
Localisation	Nuthe-Spree, Allemagne
Capacité totale	135 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères, encombrants, boues industrielles, CRD, autres
Début du projet	2006

Depuis 2006, cette installation est en mesure de traiter annuellement environ 135 000 tonnes : 82 % d'ordures ménagères, 12 % d'encombrants et le reste de boues industrielles, de CRD et autres. Les déchets humides (ordures ménagères, boues et autres) sont préalablement séchés et déchiquetés,

alors que les encombrants et les déchets secs sont préalablement triés et déchiquetés, avant d'être traités simultanément. Après ces étapes de préparation, le flux de matières résiduelles est divisé en neuf boîtes de compostage, pour y être séché (à l'aide de la chaleur dégagée par les micro-organismes) et stabilisé biologiquement pendant environ 7 jours. Après le séchage biologique, la matière est triée mécaniquement (Wasteconsult International, 2014). L'eau provenant du bioséchage de la matière (environ 30 000 m³/an) est traitée à même l'usine. Une partie de cette eau est recyclée dans le procédé afin de refroidir certains courants (Wasteconsult International, 2014).

En 2009, il a été estimé qu'environ 4 300 tonnes de métaux ferreux et 400 tonnes de métaux non-ferreux ont été récupérés. De plus, 3 300 tonnes de bois et 58 000 tonnes de combustibles secondaires SRF (PCI 14.0 MJ/kg) ont été co-incinérés dans des centrales thermiques et des fours à ciment en plus de 6 000 tonnes de RDF (PCI de 12.6 MJ/kg) qui ont aussi été incinérées dans une centrale thermique avoisinante. Enfin, sur 8 000 tonnes de résidus minéraux produits, 4 500 tonnes ont été éliminées et 3 500 tonnes ont été récupérées (Wasteconsult International, 2014).

2.3.2 Exemple 3.b : Installation de MPS située à San Francisco en Californie, États-Unis

Un exemple d'installation de MPS utilisant une presse comme prétraitement physique des ordures ménagères se situe à San Francisco aux États-Unis (fiche technique présentée au Tableau 7). Cette chaîne de traitement inclut une presse *Orex*, commercialisée par *Anaergia*. Cette presse est en mesure de séparer mécaniquement les résidus alimentaires des ordures ménagères mixtes, en compressant les ordures ménagères dans un volume garni de petits orifices (à 250 bar) (Anaergia, 2016a). Puisque les matières organiques contiennent beaucoup d'eau, elles sont donc hautement compressibles et passent au travers des orifices pour former une fraction humide. La fraction sèche, constituée des matières qui ne sont pas passées au travers des orifices, possède un taux d'humidité d'environ 20 % et un pouvoir calorifique de l'ordre de 15 MJ/kg. Cette fraction peut servir à produire des RDF, tandis que la fraction humide, possédant un taux d'humidité d'environ 60-65 % peut être envoyée directement à la digestion anaérobie (Separate waste systems, 2015).

Tableau 7 : Fiche technique de l'exemple 3.b, MPS située à San Francisco aux États-Unis

Type d'installation	MPS avec presse
Localisation	San Francisco, États-Unis
Capacité totale	30 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères
Début du projet	2016

Pour le traitements de matières de moins de 8 pouces, les taux de récupération de matières organiques suivants sont escomptés (Anaergia, 2016a) :

- Unifamilial résidentiel : 30-35 %
- Multifamilial résidentiel : 35-55 %
- Résidus commerciaux humides : 50-70 %
- Résidus séparés à la source : 70-95 %

Il est possible de retrouver quelques installations similaires en Europe triant et traitant annuellement entre 20 000 et 200 000 tonnes d'ordures ménagères (voir Tableau 8). Cependant en Amérique du Nord, la seule installation utilisant une presse *Orex* se trouve à San Francisco en Californie, où présentement des tests à l'échelle pilote sont effectués (*Recology San Francisco*). La fraction organique est transportée au district de services municipaux d'East Bay (EBMUD) pour une digestion anaérobie. Le digestat résultant est utilisé comme amendement de sol et couverture journalière. Si les projets sont approuvés, *Recology San Francisco* espère augmenter la capacité à 100 tonnes par jour de matières traitées, pour en récupérer environ 15 tonnes par jour de matériaux commercialisables tels que le plastique, les bouteilles, les cannettes et le papier (*Recology*, 2017).

Tableau 8 : Installations à l'échelle commerciale comprenant une presse *Orex* (Anaergia, 2016b)

Localisation	Description	Capacité [kt/an]	Année
Kaiserslautern, Allemagne	Tri et traitement des ordures ménagères	50	2006
Alessandria, Italie	Tri et traitement des ordures ménagères	100	2007
Castelceriolo, Italie	Traitement des résidus alimentaires triés à la source	25	2008
Viareggio, Italie	Traitement des résidus alimentaires triés à la source	20	2008
Premier Waste, Angleterre	Tri et traitement des ordures ménagères et résidus industriels	100	2008
VamWijster, Pays-Bas	Traitement de ordures ménagères, production de RDF	200	2009
Groningen, Pays-Bas	Digestion anaérobie de la fraction organique des ordures ménagères	100	2009

2.3.3 Exemple 3.c : Installation de MHT située à Rivas-Vaciamadrid, Espagne

Depuis 2012, la technologie *Waste Cleaner* de *Ecohispanica* située à Rivas-Vaciamadrid, une municipalité de Madrid, est en mesure de traiter annuellement 40 000 tonnes d'ordures ménagères Unis (fiche technique présentée au Tableau 9). Cette technologie stérilise les déchets à l'aide d'un autoclave opérant à 150°C, dans une atmosphère à haute pression contenant de la vapeur d'eau. Ce traitement permet de décomposer ainsi que de stériliser la matière, sans produire de dioxines, de gaz à effets de serre ou de chlorure qui serait engendré par la fusion du PVC lors d'une incinération (*FuturENVIRO*, 2015).

Tableau 9 : Fiche technique de l'exemple 3.c, MHT située à Rivas-Vaciamadrid en Espagne

Type d'installation	MHT
Localisation	Rivas-Vaciamadrid, Espagne
Capacité totale	40 kt/an
Type d'intrants	Ordures ménagères
Début du projet	2012

2.3.4 Conclusion MBS et MPS

Il existe à travers le monde plusieurs exemples d'installations de prétraitement mécanique biologique (MBS) ou physique (MPS ou MHT) pour les ordures ménagères. Leurs capacités sont en général petites à moyennes (entre 25 et 150 kt/an). Ces installations ont le plus souvent pour objectif de séparer et conditionner le flux d'ordures ménagères pour produire un combustible dérivé de déchet (RDF). Ce dernier peut ensuite être dirigé vers des installations de conversion pour produire de l'énergie ou des molécules d'intérêt. Dans ces installations de prétraitement mécanique, une partie des matières recyclables peut être récupérée, surtout les métaux, et une portion de la fraction organique peut subir une digestion anaérobie pour produire du biogaz. Ces installations sont donc relativement polyvalentes et permettent généralement de réduire significativement les quantités de matières à enfouir et en les rendant stable biologiquement et assainies. On rapporte souvent que les avantages d'opérer un tel prétraitement au lieu de traiter directement tout le flux d'ordures ménagères dans un incinérateur sont multiples (Wasteconsult International, 2014) :

- une plus grande rentabilité économique;
- une possibilité d'opérer des plus petites unités (décentralisation, distribution géographique des impacts);
- une moins grande sensibilité aux variations de composition et de quantités des matières résiduelles, et donc un risque économique plus faible;
- une meilleure sélection entre ce qui sera brûlé (fraction à valeur calorifique élevée) et ce qui ne le sera pas (roches, eau, métaux);
- moins de risques d'émissions toxiques puisque le traitement n'implique pas de procédé à haute température car le RDF est brûlé ailleurs.

2.4 Traitement avec une conversion thermochimique ou énergétique

Les chaînes de traitement des ordures ménagères présentées dans les sections précédentes permettent essentiellement de réduire la quantité des matières résiduelles enfouies ainsi que les impacts de leur enfouissement, à l'exception des chaînes de prétraitement produisant un combustible dérivé des déchets. Ainsi, dans l'ensemble, ces chaînes permettent de maximiser la récupération de matières recyclables contenues dans les ordures ménagères mixtes. Par conséquent, aller plus loin dans la valorisation du flux d'ordures ménagères passe par une conversion thermochimique ou énergétique. Ce type de traitements est peu répandu au Québec et il est donc relativement méconnu. Il est, de plus, souvent assimilé à la simple incinération qui est en général peu acceptée socialement et jouit donc également d'une mauvaise réputation. Puisque, dans l'optique de tendre vers un zéro enfouissement, ces traitements semblent incontournables pour valoriser le flux d'ordures ménagères, ils seront présentés dans cette section avec plus de détails que les traitements précédents.

Les chaînes avec une conversion thermochimique ou énergétique traitent deux types d'intrants : des ordures ménagères en vrac et des ordures ménagères ayant subi un conditionnement. Dans le premier cas, il n'y a alors pas ou peu de prétraitement des ordures ménagères avant la conversion. En effet, celui-ci se résume éventuellement à l'enlèvement des matières encombrantes. Dans le second cas, le conditionnement peut être réalisé dans la même installation et la conversion est alors la fin de la chaîne de traitement; ou bien, le conditionnement peut être réalisé sur un autre site et l'intrant à convertir est alors un combustible dérivé de déchets. Les procédés thermochimiques présentent plusieurs caractéristiques communes (Arena, 2012):

- des taux de conversion supérieurs aux procédés biologiques et physico-chimiques;
- des réductions de masse de 70-80 % et de volume de 80-90 %;
- une destruction des contaminants organiques tels les hydrocarbures halogénés;
- une concentration et une immobilisation des contaminants inorganiques;
- des possibilités de récupération des métaux ferreux et non-ferreux dans les cendres résiduelles et les scories;
- des possibilités de produire des molécules primaires (CO, H₂, etc.), utilisées dans la production de molécules plus complexes.

Dans la section qui suit, les principaux procédés thermochimiques existants sont décrits : incinération, pyrolyse, gazéification, torréfaction et carbonisation hydrothermique. Le Tableau 10 présente un résumé des principales caractéristiques de ces procédés et de leurs variantes les plus répandues. Une synthèse des informations recensées dans la littérature concernant les installations à travers le monde traitant des ordures ménagères et basée sur de la pyrolyse et/ou de la gazéification est présentée à l'Annexe C.

Tableau 10 : Principales caractéristiques des procédés thermochimiques

Traitement	Température [°C]	Pression [bar]	Atmosphère	Ratio stœchiométrique	Gaz	Résidus solides	Liquides
Incinération	750-1100	1	Air	>1	Gaz de combustion : CO ₂ , H ₂ O, N ₂ , O ₂	Cendres, cendres volantes	-
Pyrolyse conventionnelle	300-1000	1	Inerte/azote	0	H ₂ , CO, H ₂ O, CH ₄ , C _x H _y	Charbon	Goudron
Pyrolyse au plasma	>1000	1	Inerte/azote	0	H ₂ , CO, H ₂ O, CH ₄ , C _x H _y	Cendres vitrifiées, cendres volantes	Goudron
Pyrolyse micro-ondes	200-600	1	Inerte/azote	0	H ₂ , CO, H ₂ O, CH ₄ , C _x H _y	Charbon	Goudron
Torréfaction	200-350	1	Inerte/azote	0	-	Charbon	-
Carbonisation hydrothermique	180-250	>>	Inerte/azote	0	-	Hydrochar	-
Gazéification conventionnelle	600-900	1-45	Air, O ₂ , vapeur d'eau	<1	Syngaz : H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	Cendres, charbon, cendres volantes	-
Gazéification haute température	>1200	1-45	Air, O ₂ , vapeur d'eau	<1	H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	Cendres vitrifiées, cendres volantes	-
Gazéification au plasma	>1500	1-45	Air, O ₂ , vapeur d'eau	<1	H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	Cendres vitrifiées, cendres volantes	-

2.4.1 Incinération

Plus de 90 % des installations traitant les ordures ménagères avec récupération d'énergie en Europe utilisent l'incinération, dont la plus grande installation traite annuellement environ 750 000 tonnes (Lacasse, Piché, & Olivier, 2017a).

L'incinération se déroule en présence d'un excès d'oxygène ainsi qu'à haute température, soit entre 750 et 1100 °C. Ce traitement est essentiellement appliqué dans le but de dégrader et de détruire les éléments organiques présents dans les ordures ménagères afin de réduire leur poids et leur volume, en plus de produire une quantité importante d'énergie. L'incinération peut réduire de 70 % le poids des ordures ménagères et de 90 % leur volume total. Pour les déchets solides, une réduction de 80-85 % du poids peut être atteinte, dépendamment de la composition ainsi que du degré de récupération de certains matériaux (ex : les métaux provenant des cendres pouvant être recyclés) (Beyene, Werkneh, & Ambaye, 2018).

Les résidus solides de l'incinération sont constitués de cendres volantes et de cendres d'incinération d'ordures ménagères (appelées mâchefers lorsque l'incinération de masse est utilisée). Ces résidus solides inorganiques sont principalement composés de silice, d'aluminium, de calcium et de fer

(Lacasse, Piché, & Olivier, 2017a). En ce qui concerne les mâchefers, ils peuvent être valorisés comme matériel de remblais. Cependant, ces résidus solides peuvent contenir de faibles quantités de matières toxiques (ex : mercure, plomb, arsenic) pouvant être nocives pour l'environnement, et rendant l'utilisation des mâchefers dans les travaux publics moins intéressante. D'autres options de valorisation des mâchefers incluent le remplacement d'une partie de la matière première pour la fabrication du ciment par des mâchefers, ou l'extraction des métaux à plus grandes valeurs (ex : cuivre, fer, aluminium) dans les mâchefers. Si aucune valorisation n'est faite, les mâchefers sont enfouis (Lacasse, Piché, et al., 2017a). Si la majorité des mâchefers est valorisée, les résidus destinés à l'enfouissement peuvent ne représenter que 5 % du poids des ordures ménagères initialement traitées. Cependant, si aucune valorisation n'est faite, cette quantité peut représenter de 20 à 25% du poids initial des ordures ménagères (Stantec, 2011). Au Japon, les lourdes pénalités associées à l'enfouissement de cendres d'incinération incitent à ajouter un traitement de fonte des cendres en post-traitement, afin de produire des cendres vitrifiées, emprisonnant ainsi les métaux lourds (par exemple, en utilisant une technologie plasma pour atteindre les températures nécessaires en peu de temps). Bien que cela diminue l'efficacité énergétique de l'usine, cela réduit la quantité de matériel envoyé aux sites d'enfouissement (Richards, 2015).

En ce qui concerne les cendres volantes, elles sont beaucoup plus toxiques que les mâchefers, et elles doivent être traitées dans une installation spécialisée afin de stabiliser les matières toxiques avant d'être enfouies sans danger (Lacasse, Piché, et al., 2017a).

En plus de produire des mâchefers et des cendres volantes, l'incinération produit aussi des fumées (ou gaz de combustion). Ces fumées peuvent servir à produire de l'électricité, de la vapeur ou les deux simultanément (cogénération) (Lacasse, Piché, et al., 2017a). Cependant, ces dernières contiennent plusieurs polluants gazeux, tels que des oxydes de soufre (SO_x), des oxydes de carbone (CO_x), des oxydes nitreux (NO_x), des hydrocarbures poly-aromatiques (PAH) ainsi que des métaux lourds, nécessitant ainsi des traitements supplémentaires des gaz de combustion avant l'émission finale à l'atmosphère. La quantité et le potentiel thermique des ordures ménagères, l'efficacité du traitement et la nature de l'énergie produite sont des facteurs majeurs déterminant la quantité d'énergie récupérée. L'efficacité énergétique pour la production de chaleur, la cogénération (vapeur et électricité) et l'électricité est respectivement de 80 %, 20-30 % et 20 % (Beyene et al., 2018). Il existe plusieurs configurations d'incinérateurs alimentés en continu, dont notamment l'incinérateur de masse (à 1 phase et à 2 phases) et les fours à lits fluidisés (Stantec, 2011).

2.4.1.1 Incinérateur de masse

La capacité typique d'un incinérateur de masse varie de 36 500 à 365 000 tonnes/an par unité de traitement. Il est recommandé qu'avant l'incinération de masse, les encombrants et les matériaux incombustibles soient retirés. Lors de l'incinération de masse, plusieurs étapes de combustion se produisent dans l'incinérateur. La première étape consiste à réduire la quantité d'eau contenue dans les déchets en vue de préparer les ordures ménagères à la combustion (séchage et dégazage). La deuxième étape consiste en une combustion primaire de la matière, oxydant ainsi les matériaux plus inflammables. Enfin, la troisième étape consiste à l'oxydation du carbone fixe restant. La différence majeure entre l'incinération en 1 phase et l'incinération en 2 phases est que les gaz de combustion

sont brûlés simultanément dans une chambre de combustion pour l'incinération en 1 phase, alors que les gaz de combustion sont brûlés dans une chambre séparée pour l'incinération en 2 phases (Stantec, 2011). L'incinération en 1 phase nécessite de longs temps de résidence sur les grilles, formant ainsi des cendres de meilleure qualité (c'est-à-dire, plus de carbone brûlé).

Les nouvelles installations ont grandement amélioré leurs efficacités énergétiques et sont en mesure de récupérer et de convertir l'énergie pour la transporter sous forme de vapeur et/ou d'électricité. Typiquement, le rendement énergétique de conversion en électricité des installations d'incinération est de l'ordre de 14 % à 27 % du pouvoir calorifique des matières entrantes. De meilleurs rendements énergétiques sont obtenus pour des installations combinées (Combined Heat and Power [CHP]), c'est-à-dire lorsque l'énergie est récupérée aussi sous forme de chaleur au lieu d'être récupérée uniquement sous forme d'électricité. La capacité d'un incinérateur dépend généralement du pouvoir calorifique inférieur des déchets traités. Par exemple, en Europe, la capacité maximale normale d'une installation est de 280 000 tonnes/an, en supposant que le pouvoir calorifique inférieur moyen des ordures ménagères est de 11 MJ/kg (Stantec, 2011).

2.4.1.2 Fours à lits fluidisés

Lorsqu'un lit fluidisé est utilisé, les déchets doivent être préalablement déchiquetés, triés et les métaux doivent être séparés. Ce flux relativement homogène est introduit dans l'incinérateur, au sein duquel un lit de matériau inerte (généralement du sable) est maintenu dans un état fluide à l'aide d'air soufflé vers le haut. Les ordures ménagères peuvent être introduites dans ou au-dessus du lit à travers les ports situés sur la paroi de la chambre de combustion. Les étapes de séchage et de combustion ont lieu à l'intérieur du lit fluidisé, tandis que les gaz de combustion transitent dans une zone de combustion au-dessus du lit. La chaleur de la combustion est récupérée par des dispositifs situés soit dans le lit, soit au point de sortie des gaz de combustion de la chambre (ou une combinaison des deux). Les cendres excédentaires sont enlevées au fond de la chambre et sont généralement gérées de la même manière que les cendres résiduelles d'un système d'incinération de masse avec grilles.

Les plus grands avantages des fours à lits fluidisés sont d'une part un contrôle plus fin et plus homogène des conditions de combustion, ce qui permet de réduire la quantité de substances nocives potentiellement produites dans le four; et d'autre part, une plus grande efficacité énergétique découlant de la possibilité d'opérer avec un excès d'air réduit. Par contre, puisque l'incinération par lit fluidisé nécessite un flux d'intrants plus homogène que l'incinération de masse, cette technologie est en général moins populaire pour les ordures ménagères. Le plus souvent, il semble que ce type d'incinérateur soit surtout utilisé pour traiter des flux de matières résiduels homogènes tels que des résidus commerciaux ou des boues, et si des ordures ménagères y sont alimentées, ce sera sous forme d'un mélange. En effet, en Europe, sur environ 450 installations d'incinération, seulement 30 utilisent l'incinération par lit fluidisé. Ces installations utilisent un mélange d'ordures ménagères, de boues d'épuration, de déchets industriels, de déchets organiques pré-triés, de RDF et de copeaux de bois. Enfin, un autre inconvénient du lit fluidisé est que celui-ci produit plus de cendres volantes qu'un incinérateur de masse (6 % comparé à 2 % pour les incinérateurs de masse) en raison du flux de gaz qui entraîne les fines particules présentes dans le lit fluidisé lui-même (Stantec, 2011).

Exemple 4.1 : Installations d'incinération au Canada

Au Canada, plusieurs installations d'incinération traitent de grandes quantités d'ordures ménagères. Le Tableau 11 présente une liste d'installations au Canada traitant les ordures ménagères par incinération.

Tableau 11 : Installations d'incinération d'ordures ménagères au Canada (Stantec 2011)

Installation	Type	Capacité max. [kt/an]
Metro Vancouver Waste to Energy	Incinérateur à grilles-Martin GmbH	273
Incinérateur de la Ville de Québec	Incinérateur à grilles-Von Roll	293
Incinérateur de la Ville de Lévis	Incinérateur à grilles	24.7
Algonquin Power Peel Energy-From-Waste, Ontario	Incinérateur 2 phases	148
PEI Energy Systems EFW Facility, Île-du-Prince-Édouard	Incinérateur 2 phases	3.7
Durham York Energy Centre, Ontario	Incinérateur à grilles	140

2.4.2 Pyrolyse

La pyrolyse est un procédé de décomposition thermochimique de la matière solide à haute température dans un environnement dépourvu d'oxygène (Lacasse, Piché, et al., 2017b; Richards, 2015). La pyrolyse entraîne une décomposition de la matière organique en deux produits : un composé solide et une phase gazeuse (Lamarche, 2011). Le résidu solide, appelé « char » (en anglais) ou charbon (en français), est majoritairement composé de carbone fixe et de résidus inertes. La phase gazeuse regroupe quant à elle des gaz condensables, appelé « tar » (en anglais) ou goudron (en français) en plus de contenir des gaz permanents (H_2 , CO_2 , CO , CH_4), de la vapeur d'eau (H_2O), et des d'hydrocarbures (C_xH_y) (Lacasse, Piché, et al., 2017b; Lamarche, 2011). Puisque la phase gazeuse peut être valorisée en deux produits différents (goudron ou gaz permanents), deux configurations de procédés existent. Dans un premier cas, la phase gazeuse peut être condensée afin de récupérer le goudron et l'eau, formant ainsi une huile à haut pouvoir calorifique. Dans un deuxième cas, la phase gazeuse passe par une étape de craquage thermique à haute pression et haute température, dans le but de fragmenter les plus grosses molécules chimiques, permettant ainsi d'éliminer le goudron et pour ainsi former un gaz de synthèse (Lacasse, Piché, et al., 2017b).

La phase gazeuse peut contenir un grand nombre de polluants (composés organochlorés, soufrés, ammoniacaux). Dès lors, une unité d'épuration des gaz de pyrolyse doit être mise en place après le craquage ou après la condensation. En ce qui concerne le charbon, une combustion de ce dernier peut être effectuée afin de récupérer l'énergie libérée ou une gazéification de ce dernier peut être effectuée afin de le convertir en gaz combustibles. Comme le charbon issu de la pyrolyse des résidus municipaux peut lui aussi être chargé en polluants, une unité de traitement des fumées doit généralement être mise en place après la combustion (Lacasse, Piché, et al., 2017b).

Il existe principalement trois types de pyrolyse : la pyrolyse conventionnelle, la pyrolyse au plasma et la pyrolyse par micro-ondes.

2.4.2.1 Pyrolyse conventionnelle

La pyrolyse conventionnelle peut être opérée sur une gamme relativement étendue de température et de taux de chauffe. En particulier, à basse température et faible taux de chauffe, on parlera de pyrolyse lente (ou carbonisation), tandis qu'à température élevée et haut taux de chauffe, on parlera de pyrolyse rapide (ou flash). Le Tableau 12 présente les caractéristiques des différents types de pyrolyse.

Tableau 12 : Principales caractéristiques des variantes de pyrolyse conventionnelle

Technologie	Temps de résidence	Taux de chauffe	Température [°C]	Produits favorisés
Pyrolyse lente (carbonisation)	Heures-jours	Faible	400	Charbon
Pyrolyse conventionnelle	5-30 min	Moyen	400-600 700-900	Charbon, liquide & syngaz Charbon & syngaz
Pyrolyse flash	0.1-2 sec < 1 sec < 1 sec	Élevé Élevé Très élevé	400-650 650-900 1000-3000	Liquide Liquide & syngaz Syngaz

La pyrolyse lente (prenant plusieurs jours avec un taux de chauffe lent) à basse température (400 °C), aussi appelée « carbonisation », produit principalement du « charcoal » (en anglais) ou charbon de bois (en français). Par contre, la pyrolyse flash, caractérisée par des taux de chauffe d'environ 1000 °C/seconde, produit de manière prépondérante une fraction gazeuse (contenant plus ou moins de goudron, dépendamment des températures d'opérations) (Lamarche, 2011).

Plusieurs études synthétisées dans la publication de Chen et al. (2014) présentent des expériences faites à partir de flux d'ordures ménagères synthétiques qui pour la plupart avaient subi au préalable des étapes de broyage et de séchage afin de contrôler la grosseur des particules ainsi que leur teneur en eau (Chen et al., 2014; Czajczyńska et al., 2017). Cependant, en conditions réelles, les flux d'ordures ménagères sont fortement hétérogènes en composition et granulométrie, en plus d'être caractérisés par une forte variabilité de leur teneur en eau. Étant donnée cette grande hétérogénéité, l'équilibre entre un transfert de chaleur adéquat et une consommation énergétique raisonnable peut s'avérer difficile à atteindre. Ainsi, il existe présentement une quantité limitée d'information sur la pyrolyse seule d'ordures ménagères à l'échelle industrielle (Czajczyńska et al., 2017).

La pyrolyse des ordures ménagères produit des gaz permanents composés majoritairement de CO₂, de CO, de H₂ et d'hydrocarbures légers (15 MJ/Nm³) (Chen et al., 2014). Cependant, lorsque du plastique est pyrolysé, les gaz permanents peuvent contenir du méthane (CH₄), de l'éthane (C₂H₆), de l'éthylène (C₂H₄), du propane (C₃H₈), du propène (C₃H₆), du butane (C₄H₁₀) et de l'hydrogène (H₂), offrant ainsi une valeur calorifique plus élevée (42 et 50 MJ/kg pour la pyrolyse du polypropylène et du polyéthylène) (Czajczyńska et al., 2017). Des valeurs similaires sont obtenues pour la pyrolyse des pneus et des textiles. Présentement, l'utilisation la plus pratique des gaz permanents est dans le

procédé lui-même comme source énergétique. Il est à noter qu'il est primordial de traiter les gaz, car la composition du flux d'ordures ménagères peut grandement varier, de sorte que plusieurs composés néfastes peuvent être produits. En effet, les gaz permanents provenant des pneus peuvent contenir une concentration relativement élevée de H_2S , pouvant s'oxyder en SO_2 . De plus, la pyrolyse du PVC peut produire de grandes quantités de HCl et le traitement des résidus alimentaires peut être une source de composés azotés dangereux (Czajczyńska et al., 2017).

Présentement, le goudron (ou huile) ne répond pas aux standards commerciaux existants pour les biocarburants, en raison de sa teneur élevée en eau et ne répond pas aux exigences d'indice de cétane et de corrosion, en plus de ne pas atteindre les critères de distillation. Cependant, la pyrolyse de résidus de plastiques municipaux est en mesure de répondre aux exigences établies pour les huiles commerciales. Donc, si une huile est souhaitée, il est fortement suggéré d'utiliser seulement des résidus de plastiques municipaux, en raison de la forte teneur en eau des matières organiques, rendant l'huile inadéquate pour la commercialisation (Czajczyńska et al., 2017; Miskolczi, Ateş, & Borsodi, 2013).

La capacité calorifique du charbon produits à partir d'ordures ménagères est relativement élevée, rendant son utilisation comme combustible prometteuse. Cependant, afin d'utiliser le charbon comme combustible solide, une étape de tri des métaux et des inertes est nécessaire, augmentant ainsi considérablement le coût de production et rendant ce combustible peu concurrentiel sur le marché (Czajczyńska et al., 2017). Puisque cette option s'avère être moins intéressante, le charbon est, dans la plupart des cas, gazéifié ou brûlé. En plus de servir de source énergétique, le charbon dérivé d'ordures ménagères peut servir de fertilisant pour les sols. En effet, selon une étude conduite en 2012, le charbon dérivé d'ordures ménagères possède des propriétés semblables au biocharbon (dérivé de la biomasse) : riche en hydroxy-OH, en liens C-H gras, en groupes carboxy-COOH, en cycles aromatiques C-H et C=C, augmentant ainsi sa capacité d'échange de cations et le pH du sol, en plus d'améliorer la fertilité de ce dernier. Cependant, l'accumulation de métaux lourds et leur mobilité dans le sol peuvent entraver ce type d'application (Czajczyńska et al., 2017; H. L. Zhang, 2012).

Comme le montre l'Annexe D, la pyrolyse à grande échelle des ordures ménagères est dans la plupart des cas combinée avec des procédés de gazéification, de combustion ou de fonte, car l'électricité ou la chaleur produite est plus facilement et rapidement commercialisable que l'huile, le charbon ou les gaz permanents (Czajczyńska et al., 2017). Pour le moment, aucun produit provenant de la pyrolyse d'ordures ménagères n'est standardisé et n'est prêt à être mis sur le marché. Habituellement, l'application de la pyrolyse est limitée aux endroits où le transport de longue distance est à éviter et où la disponibilité de nouveaux terrains pour les incinérateurs et les sites d'enfouissement est restreinte. Néanmoins, la pyrolyse d'ordures ménagères reçoit présentement une attention accrue dans de nombreuses villes chinoises, en raison notamment de la rareté de combustibles commerciaux (Czajczyńska et al., 2017).

2.4.2.2 Pyrolyse au plasma

La pyrolyse au plasma est un procédé opérant à des températures supérieures à 1000 °C, utilisant des torches au plasma dans un environnement dépourvu d'oxygène, convertissant les déchets en gaz de synthèse (ou syngaz) et en d'autres produits finaux tels que des cendres vitrifiées. Avec l'utilisation d'un arc au plasma, la température est mieux contrôlée et l'efficacité du traitement est améliorée. Cependant, la pyrolyse au plasma nécessite un grand apport en énergie (1 kWh/kg traité) et n'est présentement principalement testée que pour l'élimination des déchets dangereux (Chen, Yin, Wang, & He, 2014). Cette technologie est donc peu applicable pour le moment au contexte du traitement des ordures ménagères.

2.4.2.3 Pyrolyse par micro-ondes

La pyrolyse par micro-ondes est principalement étudiée pour les déchets homogènes tels que les boues, les plastiques déchiquetés et les pneus (Chen et al., 2014). Elle se déroule habituellement à des températures entre 200 et 600 °C (Huang, Chiueh, & Lo, 2016). Le chauffage est accompli via des ondes micro-ondes pénétrant dans tout le volume des déchets, au contraire de la pyrolyse conventionnelle ou au plasma, où la chaleur pénètre par la surface de la matière. Cette particularité permet un meilleur contrôle de la température et l'obtention de meilleurs rendements. Cependant, pour atteindre le taux de chauffe requis, les matières à traiter doivent satisfaire de hautes exigences en termes de composition et de granulométrie. En effet, ce ne sont pas toutes les matières qui répondent bien aux micro-ondes. Cette technologie est donc peu applicable présentement pour le traitement des ordures ménagères mélangées (Chen et al., 2014).

2.4.3 Torréfaction

La torréfaction est un procédé à basse température (200 - 350 °C), fonctionnant à pression atmosphérique en absence d'oxygène (pour éviter la combustion). Le temps de résidence peut varier de quelques minutes à plusieurs heures. La torréfaction est initiée par l'évaporation de l'eau, suivie d'un retrait partiel des éléments volatils. La torréfaction s'apparente donc à une pyrolyse à très basse température et pour laquelle le charbon est le produit principal. Ce dernier possède une densité énergétique supérieure à celle des ordures ménagères introduites au départ. En fonction de la température de traitement, la torréfaction peut être classée comme légère (inférieure à 240 °C) ou sévère (au-dessus de 270 °C). Le charbon produit peut être utilisé comme combustible de haute qualité dans diverses applications, y compris la cogénération dans les centrales électriques, les gazéificateurs à flux entraînés et les installations de combustion de petites échelles. Le charbon peut également être utilisé comme adsorbant lors de la purification de l'eau et pour rétablir les sols (Matsakas et al., 2017).

Lorsque les ordures ménagères sont traitées, les métaux lourds à hauts points d'ébullition (par exemple le plomb et le zinc) ont tendance à être conservés dans le charbon, tandis que ceux avec des points d'ébullition plus bas, tels que le mercure, ont tendance à être emportés dans la phase gazeuse. La volatilisation des métaux lourds peut être réduite en utilisant une torréfaction à taux de chauffe lent. Cependant, les polluants organiques tels que les dioxines sont principalement retenus dans le charbon, rendant son application en agriculture plus difficile (Matsakas et al., 2017).

Peu d'études sont disponibles sur le traitement des ordures ménagères par torréfaction. Les types de matériaux principalement traités dans la littérature sont les plastiques, les pneus et les résidus de bois. Cette technologie semble donc peu applicable présentement dans un contexte de traitement des ordures ménagères (Matsakas et al., 2017).

2.4.4 Carbonisation hydrothermique

Lors de la pyrolyse et de la torréfaction, les ordures ménagères doivent généralement être pré-séchées afin de réduire leur teneur en eau, ce qui exige un apport d'énergie supplémentaire. Lorsqu'il s'agit de traiter des matières humides, la carbonisation hydrothermique peut s'avérer être plus réalisable. Similairement à la pyrolyse et à la torréfaction, la carbonisation hydrothermique est effectuée en absence d'oxygène, mais à des températures de 180-250 °C, à des hautes pressions et pendant plusieurs heures. L'eau contenue dans la matière est utilisée comme solvant afin de pressuriser la matière. La transition de l'eau à la vapeur est évitée dans la carbonisation hydrothermique en raison des hautes pressions. La formation de l'hydrochar est le résultat d'une série de réactions comprenant l'hydrolyse, la condensation, la décarboxylation et la déshydratation. À ce jour, la carbonisation hydrothermique a principalement été appliquée sur la biomasse lignocellulosique afin d'explorer le potentiel de production de chars destinés à l'amendement des sols. La possibilité d'appliquer ce traitement aux ordures ménagères a été étudiée avec l'utilisation de différents types de matières premières, y compris le fumier de volaille, le PVC et les résidus alimentaires. Le pouvoir calorifique de l'hydrochar est comparable à celui du charbon de bonne qualité. Cependant, aucune application à grande échelle n'existe actuellement (Matsakas et al., 2017).

2.4.5 Gazéification

La gazéification traite des matières solides en présence restreinte d'oxygène. Ce procédé opérant à haute température convertit la matière organique en gaz de synthèse ou syngaz (mélange de H_2 , CO , CH_4 et CO_2), en cendres fondues (ou cendres vitrifiées pour la gazéification au plasma) et en cendres volantes (contenant du char) à l'aide d'un agent oxydant injecté en quantité limitée (Boerrigter, 2000; Lacasse, Piché, & Olivier, 2017b). Lors de la gazéification, différents agents oxydants peuvent être employés : soit de l'air, de l'air enrichi à l'oxygène, de l'oxygène ou de la vapeur d'eau (Arena, 2012).

La gazéification se déroule en cinq étapes : 1) le séchage, 2) la pyrolyse, 3) la combustion (lorsque l'agent oxydant n'est pas de la vapeur d'eau), 4) le craquage et 5) la réduction. Lors de la phase de séchage, une vaporisation de l'eau contenue dans les ordures ménagères se produit. Ensuite, la pyrolyse mène à un appauvrissement en hydrogène de la matrice carboneuse. Par après, si l'agent oxydant est de l'air ou de l'oxygène, la phase de combustion prend place et le charbon résultant de la phase de pyrolyse est alors brûlé afin de fournir de l'énergie et, dans ce cas, le procédé est dit auto-thermique. Par contre, lorsque de la vapeur d'eau est utilisée comme agent oxydant, il n'y a pas d'étape de combustion et le traitement est alors dit allothermique, nécessitant un apport externe de chaleur. Ensuite, lors de la phase de craquage, les hautes températures décomposent les hydrocarbures légers et le goudron (*tar*) éventuellement présent, produisant ainsi des molécules à

faibles poids moléculaires. Enfin, lors de la phase de réduction, le nombre d'atomes d'oxygène des hydrocarbures est réduit, produisant alors un syngaz (CO , H_2 , CH_4) (Arena, 2012; Worley & Yale, 2012). La Figure 7 illustre les principales réactions ayant lieu lors des étapes de gazéification.

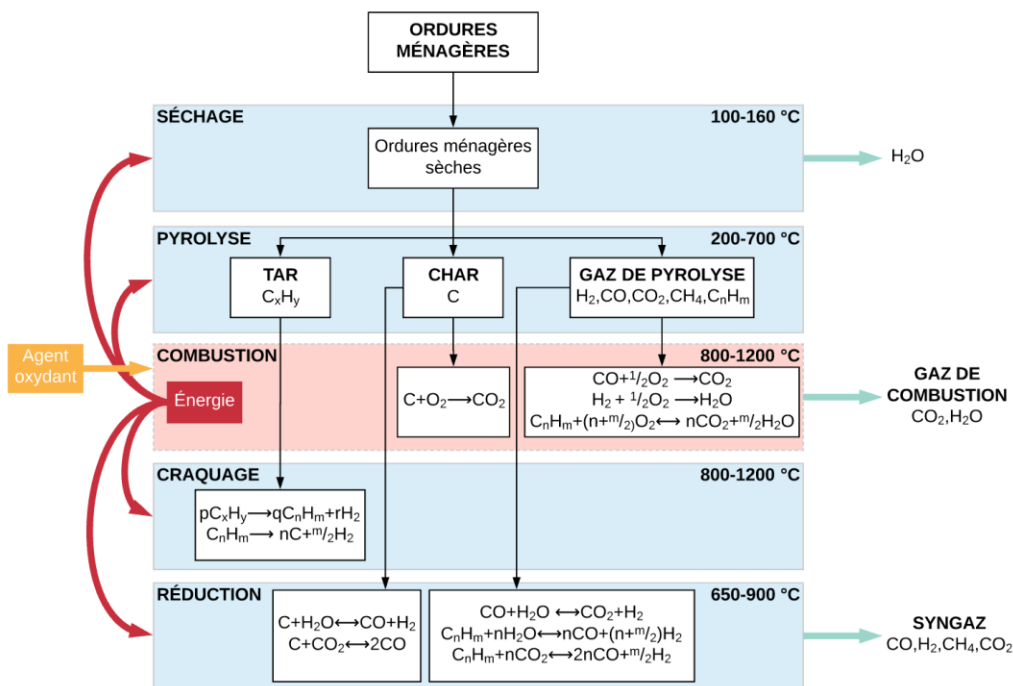


Figure 7 : Réactions chimiques se produisant lors des étapes d'une gazéification d'ordures ménagères

Selon l'agent oxydant utilisé, différentes caractéristiques du syngaz peuvent être obtenues. Le Tableau 13 résume les principales caractéristiques des syngaz produits avec de l'air, de l'oxygène ou de la vapeur d'eau comme agent oxydant. Par exemple, il apparaît que le syngaz produit avec de la vapeur d'eau possède un pouvoir calorifique supérieur à celui du syngaz produit avec de l'air ou de l'oxygène (Arena, 2012). En plus du choix de l'agent oxydant, les facteurs influençant le rendement en syngaz sont principalement la composition des ordures ménagères, la taille des particules et la température (Matsakas, Gao, Jansson, Rova, & Christakopoulos, 2017).

Tableau 13 : Caractéristiques des syngaz produits avec différents agents oxydants (Arena, 2012)

Agent oxydant	Type de procédé	Pouvoir calorifique [MJ/m ³]	Caractéristiques
Air	Autothermique	4-7	- Produit un syngaz contenant jusqu'à 60 % d'azote, ayant donc un pouvoir calorifique très faible en comparaison avec le gaz naturel $\approx 38 \text{ MJ/m}^3$. - De nouvelles turbines plus efficaces sont en mesure d'exploiter ce syngaz à faible pouvoir calorifique. - Pour augmenter le pouvoir calorifique du syngaz, de l'air enrichi jusqu'à 50 % en oxygène peut être alimenté.
Oxygène	Autothermique	10-15	- Produit un syngaz contenant une quantité négligeable d'azote, ayant donc un pouvoir calorifique plus élevé. - L'ajout d'une unité de séparation d'air est justifié économiquement seulement pour des usines produisant au moins 100 kt/an. - Réduit les quantités de goudron et de cendres.
Vapeur d'eau	Allothermique	15-20	- Produit un syngaz avec une forte concentration en hydrogène et contenant une quantité négligeable d'azote. - Étant donnée l'absence d'oxygène (donc pas d'étape de combustion), une source externe d'énergie doit être fournie au réacteur.

Les technologies présentées dans le Tableau 21 à l'Annexe E représentent plus de 100 gazéificateurs en opération et qui sont en mesure d'offrir un procédé éprouvé pour différents types de déchets solides. Il existe plusieurs variantes de procédés de gazéification, dépendamment de l'agent oxydant, de la pression et de la température d'opération. La plupart de ces technologies ont été développées et commercialisées pour la cogénération de chaleur et d'électricité où le syngaz est brûlé dans une chaudière de récupération avec production de chaleur/électricité via un cycle de turbine à vapeur (catégorie « chaleur » dans le Tableau 21). Seul un petit nombre d'installations, situées principalement au Japon, refroidissent et nettoient le syngaz pour ensuite le brûler dans un moteur à combustion interne ou une turbine à gaz (catégories « électricité » dans le Tableau 21) ou l'exploitent afin de produire des produits chimiques.

Il existe principalement trois types de gazéification, opérant à différentes températures et produisant différents types de résidus solides (ou cendres) : la gazéification conventionnelle, la gazéification à haute température et la gazéification au plasma (Arena, 2012; Lacasse, Olivier, & Piché, 2017b).

2.4.5.1 Gazéification conventionnelle

La gazéification conventionnelle est réalisée à des températures de 600 °C à 900 °C et produit des cendres fondues et des cendres volantes comme résidus solides, ainsi qu'un gaz de synthèse (Arena, 2012). Ce dernier peut être valorisé de deux manières. Dans un premier cas, le syngaz peut être utilisé comme un gaz combustible et peut alors être brûlé dans un brûleur conventionnel, connecté à une chaudière et une turbine à vapeur; sinon, il peut être brûlé dans des dispositifs de conversion d'énergie plus efficace, comme des moteurs alternatifs à gaz ou turbines à gaz (groupe électrogène). Enfin, le syngaz peut être transformé en produit à valeur ajoutée comme du diesel, du gaz naturel,

du méthanol ou de l'éthanol (Lacasse, Olivier, & Piché, 2017a). Quant au charbon (principalement contenu dans les cendres volantes), il peut être recyclé dans le gazéificateur afin d'augmenter la quantité de carbone et servir de source de combustibles supplémentaire (NETL, 2018).

Le syngaz peut contenir des particules fines, du goudron, des métaux alcalins (lithium, sodium, potassium, etc.) et des composés chlorés et soufrés, nécessitant ainsi une étape de purification en aval de la gazéification (Arena, 2012). Les coûts associés au nettoyage des syngaz sont supérieurs à ceux associés au nettoyage des gaz d'incinération (Matsakas et al., 2017). Cependant, lorsque les syngaz sont utilisés directement dans le procédé (ex. : chaudière/turbine à vapeur en cycle combiné), le degré de propreté requis est moins élevé et donc moins coûteux. L'utilisation du syngaz dans un groupe électrogène demande quant à elle un degré de pureté assez élevé. Enfin, l'option de transformer le syngaz en carburants conventionnels (ex. : diesel, gaz naturel, alcool) s'avère être l'option demandant le taux de pureté le plus élevé et nécessite habituellement une purification supplémentaire après la transformation chimique en carburants conventionnels afin de répondre aux normes (Lacasse, Piché, et Olivier 2017).

En plus des syngaz, la gazéification conventionnelle produit aussi des cendres fondues, représentant 10 à 20 % de la masse initiale d'ordures ménagères (Stantec, 2011). Dans le cas où la majorité des métaux et matières inertes ont été récupérés lors du prétraitement des ordures ménagères, ces résidus sont dans la plupart des cas enfouis (Lacasse, Piché, et Olivier 2017). En effet, en ce qui a trait à l'amendement des sols, les cendres fondues de gazéification sont moins intéressantes que celles provenant de l'incinération, car elles ont une matrice carbonique qui réduit leurs propriétés nutritives. De plus, les avenues de valorisation des cendres fondues de gazéification (riche en carbone contrairement aux cendres d'incinération) dans les matériaux de construction sont pratiquement nulles. Enfin, les cendres peuvent être utilisées comme combustibles et puisqu'elles sont déjà sous forme d'une poudre fine, elles ne requièrent pas de broyage au préalable. Cependant, cette fine poudre est extrêmement difficile à transporter et peut constituer un risque accru pour la sécurité (explosion causée par les fines particules dans l'air). Il faut donc en général en faire des granules (Pels, 2005).

Un défi majeur de la gazéification d'ordures ménagères est la formation de goudron (ou tar), pouvant potentiellement entraîner un blocage dans le procédé ou de l'encrassement et/ou de la corrosion des matériaux. Le goudron est produit par la condensation d'hydrocarbures à hauts poids moléculaires. L'élimination du goudron peut se faire à l'aide de traitements physiques (ex. : filtres, épurateurs et précipitateurs électrostatiques) ou chimiques (ex. : craquage catalytique). La gazéification à la vapeur a récemment émergé comme étant une technologie qui permettrait de produire un syngaz contenant beaucoup moins de goudron et beaucoup plus d'hydrogène. De plus, afin de réduire la quantité de goudron, il a été démontré que l'ajout de catalyseurs tels que de la chaux (CaO) mène à une augmentation de la conversion du carbone et une réduction de la quantité de goudron (Matsakas et al., 2017).

Divers réacteurs de gazéification peuvent être utilisés : les gazéificateurs à lit fixe, les gazéificateurs à lit fluidisé, les gazéificateurs à écoulement entraîné, les gazéificateurs à cyclone, etc. Les plus utilisés sont les réacteurs à lits fluidisés et les réacteurs à lits fixes (Arena, 2012; Matsakas et al., 2017).

Pour la plupart des réacteurs, le flux alimenté doit être broyé afin d'atteindre une certaine granulométrie. De plus, des étapes de tri/séparation, de déchiquetage, de broyage, de mélange, de séchage et de granulation sont requises lorsque des ordures ménagères sont traitées, et ce en raison de leurs hétérogénéités (Matsakas et al. 2017).

Exemple 4.5.a : Installation de gazéification conventionnelle d'Energem GreenField Alberta Biofuels, Alberta

En juin 2008, Energem GreenField Alberta Biofuels a signé une entente de 25 ans avec la Ville d'Edmonton pour construire et exploiter une usine de production et de vente de biocarburants de nouvelle génération, comprenant le méthanol et l'éthanol cellulosique, faits à partir d'ordures ménagères triées (Labrie, s. d.). Il s'agit du premier accord mondial entre un grand centre urbain et un producteur de biocarburants pour transformer les ordures ménagères. Dans le cadre de l'entente, Edmonton fournirait au moins 100 000 tonnes d'ordures ménagères annuellement (Labrie, s. d.). Il en coûterait 127 \$/tonne pour la gazéification des ordures ménagères, en comparaison à 111 \$/tonne pour l'enfouissement de celles-ci (Stolte, 2018).

Energem GreenField Alberta Biofuels utilise la gazéification conventionnelle pour traiter les ordures ménagères ayant subi des étapes de tri et conditionnement en amont. La gazéification constitue donc une étape de conversion réalisée sur un flux de RDF issu d'un chaîne de prétraitement de type MBS. Le gazéificateur, un lit fluidisé au sable, est opéré à basse température (700-750 °C) et à des pressions modérées (≈ 2 atm) (Labrie, s. d.). Des boues et des liquides peuvent aussi être traités par le biais d'injecteurs situés sur les côtés du gazéificateur. L'oxygène et la vapeur sont utilisés comme agents oxydants, en plus d'aider à contrôler les températures d'opération. Le réacteur à lit fluidisé permet d'atteindre des taux élevés de transfert de chaleur et de masse, entraînant ainsi une stabilité de la température et donc une cinétique de réaction bien contrôlée. Par le fait même de pouvoir offrir un meilleur contrôle de la cinétique de réaction, un flux relativement hétérogène en taille et composition peut être alimenté au réacteur (Labrie, s. d.). Les syngaz produits sont par la suite purifiés au travers de plusieurs étapes de nettoyage, pour ensuite être transformés chimiquement à l'aide de catalyseurs de cuivre en méthanol et éthanol (Stolte, 2018).

Depuis 2015 et 2017, Energem GreenField Alberta Biofuels serait en mesure de transformer les syngaz en méthanol et en éthanol, respectivement (Energem, 2018). Une particularité intéressante de la technologie utilisée réside dans le fait qu'elle permet de produire un carburant flexible, le rendant ainsi économiquement concurrentiel (Labrie, s. d.). En 2014, Energem GreenField Alberta Biofuels a été en mesure de produire et de vendre 5 millions de litres de méthanol répondant aux standards commerciaux. Cependant, ce centre de traitement destiné à traiter 100 000 tonnes d'ordures ménagères n'a pas encore atteint sa pleine capacité en raison de problèmes techniques. Energem GreenField Alberta Biofuels prévoit l'atteinte de cet objectif d'ici la fin de l'année 2018 pour ainsi produire 38 millions de litres d'éthanol (Stolte, 2018).

2.4.5.2 Gazéification à haute température avec fonte

Parmi les différents types de gazéification, la gazéification à haute température semble être la plus utilisée à l'échelle commerciale (Stantec, 2011). La gazéification à haute température se produit à des

températures supérieures à 1200 °C et produit des cendres vitrifiées à l'aide d'une étape supplémentaire de fonte des cendres (Arena, 2012). Lorsque la gazéification à haute température est employée, la plupart des métaux lourds et alcalins sont conservés dans les cendres produites pendant la gazéification (à l'exception du mercure, du zinc et du plomb, pouvant se vaporiser et être retenus dans les cendres volantes et le syngaz) (Zhang et al. 2012). Afin de prévenir une pollution secondaire provenant des cendres fondues, une étape supplémentaire consistant à fondre les cendres à des températures d'environ 2000 °C est ajoutée (Stantec 2011; Zhang et al. 2012). Ce traitement de fusion permet de former des scories vitrifiées, dans lesquelles les métaux lourds et les autres composés nocifs sont emprisonnés. Après une étape de refroidissement, ces scories deviennent des cendres vitrifiées, pouvant être utilisées comme matériau de construction (Zhang et al. 2012).

Les métaux présents peuvent être séparés des scories sur base de la différence de densité avant l'étape de refroidissement des scories vitrifiées. Cependant, pour améliorer les rendements de séparation des métaux, il est préférable d'ajouter une étape de séparation magnétique après l'étape de granulation des ordures ménagères. Un des avantages des gazéificateurs avec fonte est que les cendres vitrifiées respectent la réglementation pour plusieurs usages, entre autres comme additif pour des mélanges d'asphalte, pour des dalles de pavage et pour des tuiles. Un inconvénient de ces technologies est qu'elles nécessitent l'ajout de chaux et de coke au gazéificateur non seulement pour contrôler la viscosité des matériaux fondus, mais aussi pour assurer des conditions de réduction complète en scories vitrifiées tout en gardant des températures suffisamment élevées. Les deux principaux fournisseurs de cette technologie sont Nippon Steel et JFE (Richards, 2015).

Afin d'améliorer ce procédé, il a été démontré que préchauffer l'agent oxydant avant l'alimentation au réacteur permettrait de réduire fortement la demande en air, et donc de réduire les quantités de N₂ et de CO₂ contenus dans le syngaz, augmentant ainsi son pouvoir calorifique. De plus, il s'est avéré que le préchauffage des agents oxydants réduirait la quantité de goudron présent dans le syngaz en plus de procurer une plus grande tolérance du gazéificateur aux variations des tailles de particules, de la valeur calorifique et de la teneur en eau des ordures ménagères. Tout comme pour la gazéification conventionnelle, la qualité du syngaz est grandement améliorée lorsque de la vapeur d'eau préchauffée est utilisée comme agent oxydant (Q. Zhang, Dor, Fenigshtein, Yang, & Blasiak, 2012).

Exemple 4.5.b : Gazéification à haute température avec fonte, procédé Thermoselect et Direct Melting System

La technologie Thermoselect (autorisée par JFE Environmental Solutions Corp. du Japon et Interstate Waste Solutions des États-Unis) est une technologie de gazéification à haute température utilisée pour traiter les ordures ménagères. En 2009, six usines au Japon utilisaient la technologie Thermoselect.

La technologie Direct Melting System de Nippon Steel consiste elle aussi en une gazéification à haute température. Selon Juniper Consultancy Services, cette dernière technologie est la technologie de gazéification des déchets la plus éprouvée même si elle n'est pas bien connue à l'extérieur du Japon.

En 2009, Nippon Steel exploitait 28 installations qui utilisaient les ordures ménagères comme matière première (Stantec, 2011).

2.4.5.3 Gazéification au plasma

La combinaison de gazéificateurs à haute température et d'une étape de fonte des cendres à l'aide d'un plasma a mené à un nouveau type de gazéification : la gazéification au plasma (Q. Zhang et al., 2012). La gazéification au plasma a reçu une attention croissante durant les dernières années. Les avantages de cette technologie sont principalement associés à un temps de réaction rapide, un meilleur taux de récupération d'énergie, de faibles quantités d'oxydant utilisées et des flux de chaleur de hautes densités. Il a été démontré que les hautes températures atteintes par l'arc de plasma peuvent réduire la formation de goudron et d'autres produits indésirables dans le syngaz (Matsakas et al., 2017).

Lors du traitement de la matière, une torche au plasma provoque un arc électrique entre une anode et une cathode, disposées de part et d'autre de la matière à traiter, ionisant ainsi le gaz présent dans les ordures ménagères et le rendant hautement réactif et destructif, opérant ainsi à des températures minimales de 1500 °C (Lacasse, Olivier, et al., 2017b). Il a été rapporté que des températures allant jusqu'à 15 000 °C peuvent être atteintes avec les arcs au plasma, permettant ainsi de contrôler la température indépendamment des fluctuations de la composition du flux d'ordures ménagères traité, ainsi que de l'alimentation d'agent oxydant (air, oxygène ou vapeur). Par conséquent, la gazéification au plasma est en mesure de traiter des matières ayant une grande variabilité dans leur granulométrie, leur composition élémentaire et leur teneur en eau, demandant ainsi une préparation moindre avant le traitement (Arena, 2012). Des cendres vitrifiées (1-10 % de la masse initiale d'ordures ménagères) et un gaz de synthèse résultent de ce procédé (Stantec, 2011). Le syngaz doit être épuré afin de retirer les acides, les sulfures d'hydrogène et les cendres volantes.

Contrairement à la gazéification conventionnelle, la gazéification au plasma est bien adaptée pour les matières solides. Très peu de prétraitements sont requis avant l'opération. Cependant, il faut s'assurer de retirer le verre, les métaux et les autres matériaux inertes pouvant réduire la performance du plasma. Du plastique, des pneus, des huiles usées, des matières résiduelles mixtes et des boues municipales déshydratées peuvent être introduits dans le procédé. Il existe deux types de gazéification au plasma : la gazéification directe au plasma et la gazéification conventionnelle avec polissage au plasma. Dans le cas de la gazéification directe au plasma, les intrants subissent les étapes de séchage, pyrolyse, gazéification et vitrification. Par la suite, le syngaz est séparé de la matière inerte et tous deux sont alors soumis indépendamment à un autre traitement au plasma qui améliore le rendement du syngaz et détruit les matières organiques résiduelles contenues dans la matière. Le procédé de gazéification conventionnelle avec polissage au plasma est quant à lui légèrement différent. En effet, les torches au plasma sont utilisées seulement pour le polissage du syngaz afin d'éliminer le goudron après un procédé de gazéification conventionnelle (Lacasse, Olivier, et al., 2017b).

Bien que la gazéification au plasma semble prometteuse, peu d'information sur son opération à l'échelle industrielle est disponible. Afin d'étudier ce type de traitement plus en détail, Environmental

Energy Resources a fait construire une unité à l'échelle industrielle en Israël (Q. Zhang et al., 2012). Pour le moment, la gazéification au plasma n'est pas prouvée commercialement en raison des coûts d'investissement et d'exploitation élevés. L'usure des chambres due aux hautes températures atteintes par le plasma demande des remplacements réguliers (Stantec, 2011). Ainsi, malgré que la technologie au plasma pour la gestion des ordures ménagères ait été étudiée en Europe depuis la fin des années 1980, aucune installation à grande échelle pour le traitement des ordures ménagères n'a vu le jour. Comme cela a été mentionné précédemment, dans certaines installations japonaises d'incinération, une technologie au plasma a été installée en fin de procédé afin de vitrifier les résidus solides. Bien que peu d'usines à l'échelle commerciale fonctionnent en Amérique du Nord ou en Europe, un certain nombre de systèmes à arc de plasma ont été testés et proposés pour le traitement des ordures ménagères. En 2011, on recensait au Canada deux technologies testées : le procédé Alter NRG et le procédé Plasco (Stantec, 2011).

Exemple 4.5.c : Installation de gazéification au plasma avec le procédé Plasco, Ottawa

En avril 2006, Plasco a conclu une entente avec la Ville d'Ottawa pour développer une installation à l'échelle de démonstration non loin du site d'enfouissement. La construction a commencé en juin 2007, et les premiers déchets ont été reçus en janvier 2008. L'usine était autorisée à traiter 85 tonnes/jour de déchets solides et affirmait que le procédé produirait 1 150 kWh de puissance par tonne de déchets lorsqu'elle serait pleinement opérationnelle. Au cours de la première année d'exploitation (2008), l'usine a été en mesure de traiter 2 000 tonnes de déchets solides municipaux (représentant 6 % de la quantité annuelle autorisée), pendant une période d'environ 37 jours (Stantec, 2011). Étant donné que le procédé n'a pas su répondre aux objectifs fixés, Plasco a été racheté par un cofondateur de l'entreprise, Rod Bryden, pour la somme de 1 \$ en septembre 2015. Rod Bryden planifie améliorer le procédé afin de répondre aux objectifs fixés (Piliéci & Piliéci, 2017).

2.4.6 Conclusion des traitements avec conversion thermochimique

Il existe à travers le monde de nombreux exemples d'installations de traitement avec conversion thermochimique pour les ordures ménagères. La plupart de ces installations traitent le flux par incinération et ont dans ce cas des capacités variant très petites à très grandes (entre 10 et plus de 500 kt/an). Les autres installations opérant à l'échelle commerciale traitent le flux par gazéification et ont dans ce cas des capacités variant de petites à moyennes (entre 25 et 150 kt/an). Ces dernières installations produisent essentiellement un gaz de synthèse qui peut être soit brûlé (majorité des cas) soit converti en molécules d'intérêt ou en combustibles liquides (quelques cas). Le résidu solide produit par les traitements avec conversion thermochimique est généralement très réduit par rapport aux flux initial. Il est de plus stable et assaini.

2.5 Conclusion

Comme illustré au travers de la revue de technologie présentée dans cette section, il existe à travers le monde une multitude de stratégies envisageables pour la valorisation du flux de matières résiduelles actuellement éliminé. Le choix d'une combinaison optimale des traitements dépend beaucoup des objectifs prioritaires et du contexte particulier auquel elle s'appliquera.

La prochaine section présente une comparaison multicritère des chaînes de technologies jugées les plus prometteuses parmi l'ensemble présenté. Par exemple, de par l'absence d'installations à grande échelle traitant les ordures ménagères mixtes par carbonisation hydrothermale, par torréfaction ou par pyrolyse (conventionnelle, au plasma ou micro-ondes), ces options ne sont pas considérées dans l'évaluation. Par ailleurs, puisque la gazéification à haute température est le type de gazéification le plus répandu pour le traitement des ordures ménagères, seule cette option de gazéification est évaluée. Finalement, afin de comparer les chaînes de technologies au scénario présentement en place, l'enfouissement est quant à lui inclus dans l'analyse.

Un total de huit chaînes typiques a donc été retenu pour l'analyse comparative :

- 1) Enfouissement (LET)
- 2) Incinération (Inc.)
- 3) Traitement mécanique (MRF)
- 4) Traitement mécanique biologique (MBT)
- 5) Prétraitement mécanique physique avec presse (MPS)
- 6) Prétraitement mécanique physique avec chaleur (MHT)
- 7) Prétraitement mécanique biologique (MBS)
- 8) Gazéification haute température (Gaz.)

3 Évaluation des technologies

Cette section présente d'abord les huit chaînes typiques qui vont être comparées, et particulièrement les hypothèses considérées lors de l'analyse. Ensuite, les critères définis pour la comparaison sont présentés. Enfin, les résultats de l'analyse multicritère réalisée avec la méthode AHP pour comparer les huit chaînes typiques sur base des critères retenus sont présentés et discutés.

3.1 Chaînes typiques

Suite à la revue des technologies de valorisation du flux d'ordures ménagères, huit chaînes typiques pour traitement d'un tel flux ont été sélectionnées. Chacune des chaînes est décrite comme une séquence d'opérations qui produisent, à partir d'un flux intrant d'ordures ménagères, une série de flux dont le nombre, la nature, les caractéristiques ou encore la destination varient d'une chaîne à l'autre.

Pour chaque chaîne, une série d'hypothèses sont posées sur base des informations collectées dans la littérature. Ces hypothèses portent sur quatre aspects :

1) Pré-tri

- Présence ou non d'une étape de pré-tri en début de chaîne.
- Type de matières : encombrants (hyp. #1a) et/ou inertes (hyp. #1b).

2) Enfouissement

- Stabilité de la fraction du flux qui est enfouie, et donc production ou non de biogaz (hyp. #2a).
- Potentiel pathogène de la fraction du flux qui est enfouie, et donc assainissement ou non de ce flux (hyp. #2b).

3) Récupération

- Récupération significative des matières pour envoi vers des filières de recyclage.
- Types de matières : plastiques (hyp. #3a) et/ou métaux (hyp. #3b).

4) Production

- Production significative et contrôlée de vecteurs énergétiques.
- Type de vecteur énergétique : biogaz (hyp. #4a); énergie directe à partir des ordures (hyp. #4b); énergie sous forme de RDF (hyp. #4c); énergie sous forme de syngaz (hyp. #4d).

Chaîne 1 : Enfouissement (LET)

La chaîne 1 représente le cas de base simple pour le traitement des ordures ménagères : l'élimination directe en lieu d'enfouissement technique avec captage des biogaz.



Figure 8 : Chaîne 1 – Enfouissement (LET)

Hypothèses :

- 1) Aucun pré-tri n'est présent.
- 2) Puisque les ordures ménagères ne sont pas stabilisées et/ou assainies avant l'enfouissement, du biogaz est produit directement au site d'enfouissement.
- 3) Aucune récupération de matières
- 4) Un vecteur énergétique est produit sous forme de biogaz capté au site d'enfouissement.

Chaîne 2 : Incinération (Inc.)

La chaîne 2 représente le cas d'un traitement des ordures ménagères par incinération de masse. Celles-ci sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu est ensuite brûlé dans un four produisant ainsi de la chaleur. Les résidus solides, appelé mâchefers, sont alors triés pour en extraire les métaux qui sont dirigés vers une filière de recyclage. Enfin, les résidus restants sont éliminés par enfouissement.

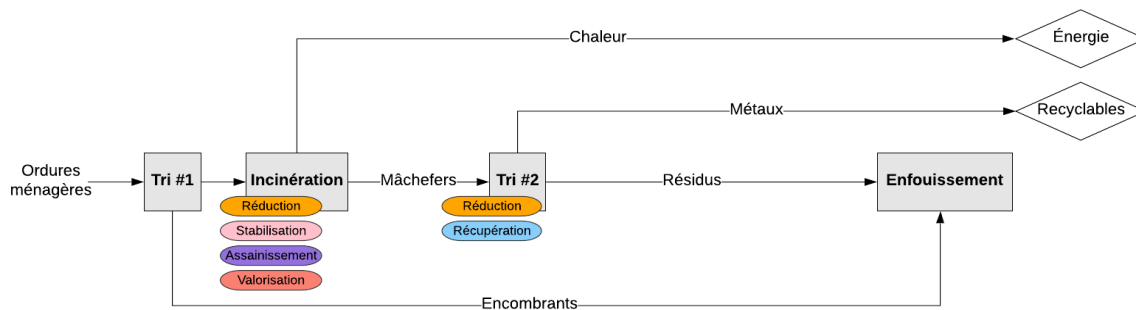


Figure 9 : Chaîne 2 – Incinération (Inc.)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les résidus ont subi un traitement à haute température, ils sont stabilisés (aucun biogaz n'est produit au site d'enfouissement) et assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux, mais pas des plastiques.
- 4) De l'énergie est produite à partir de la combustion directe des ordures ménagères.

Chaîne 3 : Traitement mécanique (MRF)

La chaîne 3 représente le cas d'un traitement mécanique (MRF) des ordures ménagères. Les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'une séquence d'équipements mécaniques de tri et de réduction de taille pour en récupérer les métaux et les plastiques qui sont dirigés vers une filière de recyclage. Enfin, les résidus restants sont éliminés par enfouissement.

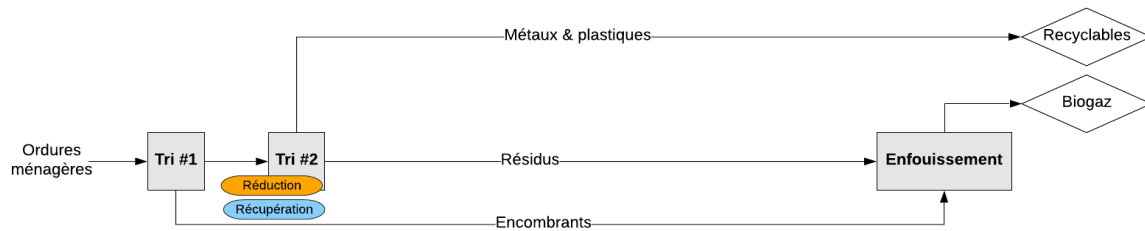


Figure 10 : Chaîne 3 – Traitement mécanique (MRF)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les ordures ménagères ne sont pas stabilisées et/ou assainies avant l'enfouissement, du biogaz est produit directement au site d'enfouissement.
- 3) Il y a récupération des métaux et des plastiques.
- 4) Aucune production de vecteur énergétique.

Chaîne 4 : Traitement mécanique biologique (MBT)

La chaîne 4 représente le cas d'un traitement mécanique biologique (TMB) des ordures ménagères dont l'objectif est de récupérer une partie de matières recyclables et de valoriser biologiquement les matières organiques. Les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'une séquence d'équipements mécaniques de tri et de réduction de taille pour en récupérer les métaux et les plastiques qui sont dirigés vers une filière de recyclage. Ensuite, le flux restant qui est riche en matières organiques subit un traitement par digestion anaérobie produisant du biogaz. Enfin, les résidus restants (le digestat) sont éliminés par enfouissement.

Note : Étant donnée l'incertitude quant à la possibilité de valoriser un tel digestat sous forme de compost, il est ici considéré comme un résidu enfoui.

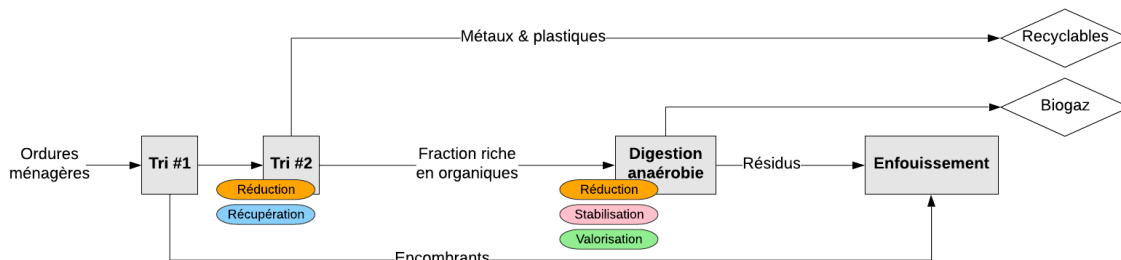


Figure 11 : Chaîne 4 – Traitement mécanique biologique (MBT)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les ordures ménagères subissent un traitement biologique, les résidus enfouis sont considérés comme étant stabilisés; cependant, le traitement biologique considéré n'implique pas nécessairement un abattement des agents pathogènes et les résidus enfouis ne sont donc pas assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux et des plastiques.
- 4) Du biogaz est produit par digestion anaérobie.

Chaîne 5 : Prétraitement mécanique physique avec presse (MPS)

La chaîne 5 représente le cas d'un prétraitement mécanique physique avec presse (MPS) des ordures ménagères dont l'objectif est de récupérer une partie de matières recyclables, de valoriser biologiquement une partie des matières organiques et surtout de produire un RDF. Les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'une presse hydraulique de laquelle deux flux distincts sont extraits. D'une part, un flux relativement humide et riche en matières organiques qui subit alors un traitement par digestion anaérobie produisant du biogaz et dont les résidus (le digestat) sont éliminés par enfouissement. Et, d'autre part, un flux sec qui subit alors une série d'opérations mécaniques pour en récupérer les métaux et les plastiques qui sont dirigés vers une filière de recyclage et pour en extraire une fraction fine et riche en matières inertes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux restant (RDF) possède un pouvoir calorifique élevé et une teneur en eau faible et il peut par la suite être brûlé afin de libérer de l'énergie.

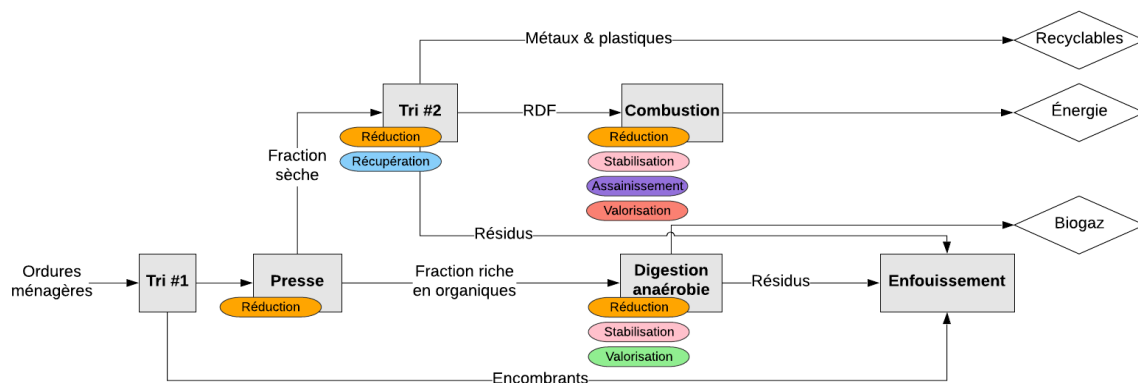


Figure 12 : Chaîne 5 - Prétraitement mécanique physique avec presse (MPS)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les ordures ménagères subissent un traitement biologique, les résidus enfouis sont considérés comme étant stabilisés; cependant, le traitement biologique considéré n'implique pas nécessairement un abattement des agents pathogènes et les résidus enfouis ne sont donc pas assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux et des plastiques.
- 4) Du biogaz est produit par digestion anaérobie et de l'énergie peut être produite par la combustion du RDF obtenu.

Chaîne 6 : Prétraitement mécanique physique avec chaleur (MHT)

La chaîne 6 représente le cas d'un prétraitement mécanique physique avec chaleur (MHT) des ordures ménagères dont l'objectif, similaire à celui de la chaîne 5 (MPS), est de récupérer une partie de matières recyclables, de valoriser biologiquement une partie des matières organiques et surtout de produire un RDF. Les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'un procédé thermique à la vapeur durant lequel une partie des matières sont dégradées et les agents pathogènes sont détruits. Ce flux subit alors une première série d'opérations mécaniques pour en récupérer les métaux et les plastiques qui sont dirigés vers une filière de recyclage. Ensuite, il subit une autre série d'opérations mécaniques résultant en deux flux distincts : d'une part, un flux riche en matières organiques qui subit alors un traitement par digestion anaérobie produisant du biogaz et dont les résidus (le digestat) sont éliminés par enfouissement; et, d'autre part, un flux pauvre en matières organiques et inertes possédant un pouvoir calorifique élevé et une teneur en eau faible. Ce dernier flux (RDF) peut par la suite être brûlé afin de libérer de l'énergie.

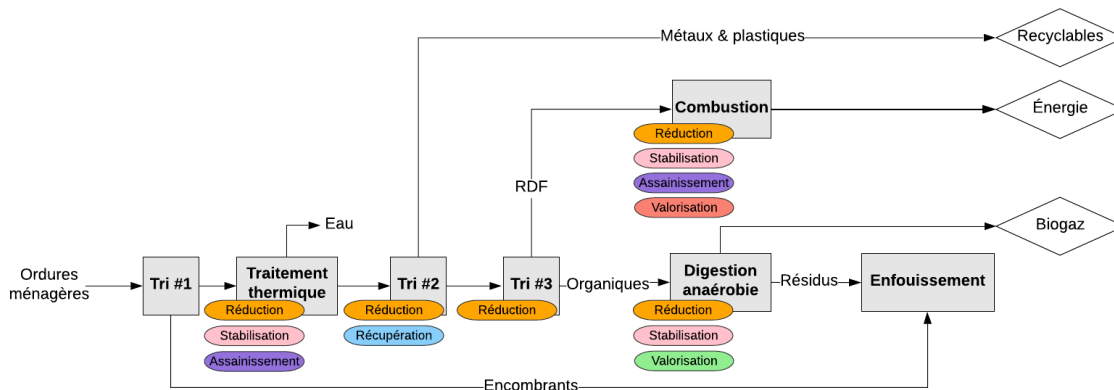


Figure 13 : Chaîne 6 - Prétraitement mécanique physique avec chaleur (MHT)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les ordures ménagères subissent un traitement biologique, les résidus enfouis sont considérés comme étant stabilisés; et puisque les résidus ont subi un traitement à haute température, ils sont également assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux et des plastiques.
- 4) Du biogaz est produit par digestion anaérobie et de l'énergie peut être produite par la combustion du RDF obtenu.

Chaîne 7 : Prétraitement mécanique biologique (MBS)

La chaîne 7 représente le cas d'un prétraitement mécanique biologique (MBS) des ordures ménagères dont l'objectif est, après un conditionnement par bioséchage, de récupérer une partie de matières recyclables et surtout de produire un RDF. Les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'un procédé de bioséchage durant lequel la chaleur dégagée par la dégradation d'une partie des matières organiques par digestion aérobie permet de réduire sa teneur en eau, tout le stabilisant et l'assainissant. Le flux obtenu subit alors une série d'opérations mécaniques pour en récupérer les métaux et les plastiques qui sont dirigés vers une filière de recyclage et pour en extraire un flux possédant un pouvoir calorifique élevé et une teneur en eau faible (RDF) et qui peut par la suite être brûlé afin de libérer de l'énergie. Le flux de résidus restant est éliminé par enfouissement.

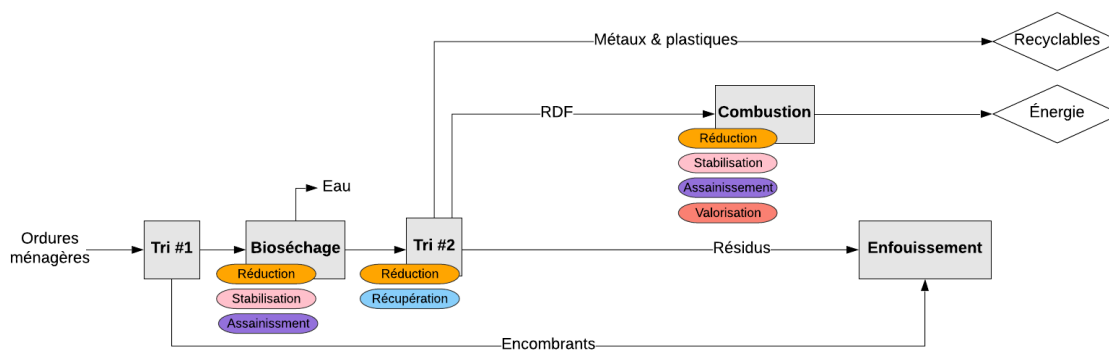


Figure 14 : Chaîne 7 - Prétraitement mécanique biologique (MBS)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et ceux-ci sont enfouis.
- 2) Puisque les ordures ménagères subissent un traitement biologique à température suffisamment élevée (bioséchage), les résidus enfouis sont considérés comme étant stabilisés et assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux et des plastiques.
- 4) De l'énergie peut être produite par la combustion du RDF obtenu.

Chaîne 8 : Gazéification à haute température (Gaz.)

La chaîne 8 représente le cas d'une gazéification à haute température des ordures ménagères dont l'objectif est de produire un syngaz. Les premières étapes de la chaîne permettent de préparer le flux de matières pour l'étape de gazéification. Ainsi, les ordures ménagères sont d'abord pré-triées pour enlever les matières encombrantes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu passe ensuite au travers d'une série d'opérations mécaniques pour en récupérer des métaux qui sont dirigés vers une filière de recyclage et pour en extraire une fraction fine et riche en matières inertes qui sont éliminées par enfouissement. Le flux obtenu est alors séché pour abaisser sa teneur en eau. Ce flux relativement sec et riche en matières carbonées est alors converti dans une unité de gazéification pour produire une fraction solide résiduelle qui est éliminée par enfouissement et une fraction gazeuse (syngaz). Enfin, ce syngaz peut, dans certains cas, être converti en molécules d'intérêt ou en carburants liquides (option : molécules). Dans d'autres cas, il peut être brûlé pour générer de l'énergie (option : énergie). Les deux options seront considérées dans l'analyse multicritère ci-après.

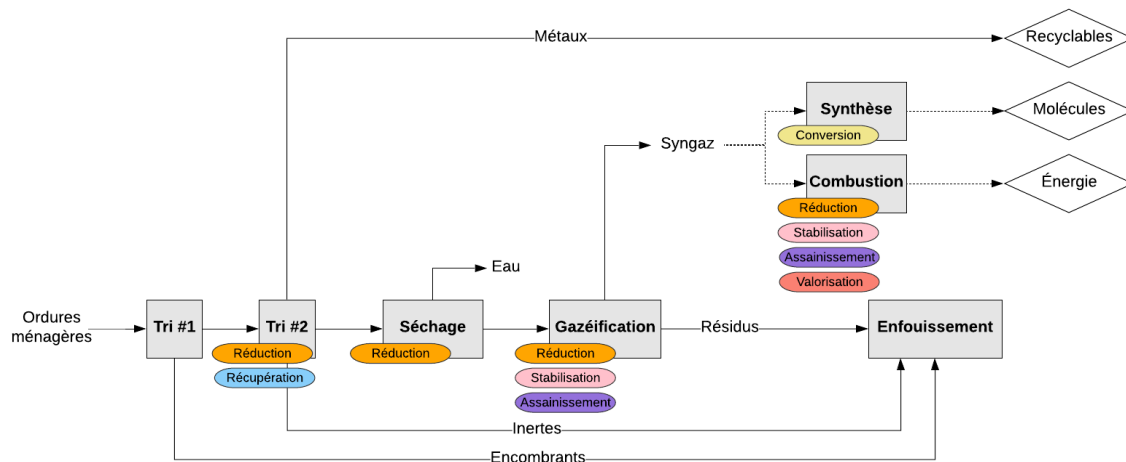


Figure 15 : Chaîne 8 - Gazéification à haute température (Gaz.)

Hypothèses :

- 1) Un pré-tri est présent pour séparer les encombrants et les inertes, et ces matières sont enfouies.
- 2) Puisque les résidus ont subi un traitement à haute température, ils sont stabilisés (aucun biogaz n'est produit au site d'enfouissement) et assainis.
- 3) Il y a récupération des métaux mais pas des plastiques.
- 4) De l'énergie ou des molécules d'intérêt peuvent être produites à partir de la combustion ou de la conversion du syngaz obtenu.

3.2 Critères de comparaison

Pour comparer les chaînes typiques, deux séries de critères ont été définies en lien avec les objectifs poursuivis par une chaîne, d'une part, et en lien avec l'applicabilité de chaque chaîne, d'autre part. Les critères utilisés ne couvrent volontairement pas les aspects environnementaux, sociaux ou économiques. En effet, ces derniers sont très fortement dépendants du contexte précis d'implantation des chaînes et il n'apparaît donc pas pertinent ni adéquat à ce stade-ci de les considérer.

3.2.1 Objectifs poursuivis

Puisque les procédés présentés dans la section précédente ne permettent pas de poursuivre les mêmes objectifs et que plusieurs objectifs peuvent être atteints simultanément, huit critères ont été définis afin de comparer le rendement de chacune des chaînes de technologies quant à l'atteinte des huit objectifs envisageables pour de telles chaînes :

- Réduction de la quantité de matières enfouies
- Récupération des métaux
- Récupération des plastiques
- Stabilisation avant l'enfouissement
- Assainissement avant l'enfouissement
- Valorisation en biogaz
- Valorisation énergétique
- Production de molécules

3.2.2 Applicabilité

En plus de permettre de poursuivre des objectifs similaires ou différents, les chaînes de technologies peuvent présenter des potentiels d'applicabilité variés. Dès lors, trois critères additionnels sont définis pour évaluer et comparer l'applicabilité de chaque chaîne :

- **Maturité** : reflet du nombre d'installations à l'échelle commerciale en opération.
- **Flexibilité** : capacité de traiter efficacement des flux d'ordures ménagères de différentes compositions ou différentes quantités, et d'opérer à différentes capacités, tout en offrant des performances stables.
- **Échelle** : capacités minimale et maximale (quantité d'ordures ménagères [kt/an]) de traitement à grande échelle, tout en restant rentable économiquement.

3.2.3 Méthodologie d'analyse multicritère

Afin de comparer les huit chaînes typiques en regard des critères définis, une méthodologie basée sur la méthode AHP (*Analytic Hierarchy Process*) a été utilisée, à part pour l'évaluation du critère d'échelle pour lequel des plages de capacités de traitement rapportées dans la littérature ont simplement été considérées. La méthode AHP permet une analyse tant qualitative que quantitative de valeurs relatives ou absolues afin d'établir un ordre de priorité (Saaty, 2008). Une description plus détaillée de l'application de la méthode AHP est disponible à l'Annexe F.

En résumé, la méthode AHP consiste essentiellement à comparer deux à deux la qualité de chaque chaîne en rapport avec chacun des critères. Par exemple, cela revient à estimer la qualité relative de la chaîne 1 par rapport à la chaîne 2 en ce qui concerne l'atteinte de l'objectif de « réduction de matières enfouies »; ensuite la chaîne 1 par rapport à la chaîne 3, etc. Et ainsi de suite pour toutes les paires de chaînes et pour tous les critères. Cette évaluation de la qualité relative s'exprime à l'aide d'une échelle de 1 à 9 lorsque la qualité est jugée équivalente ou supérieure, ou de 1/9 à 1 lorsqu'à l'inverse la qualité est jugée inférieure ou équivalente. La valeur 1 exprime donc une équivalence de qualité, tandis que la valeur 9 exprime que l'une des chaînes est d'une qualité absolument supérieure à l'autre en regard du critère évalué. L'ensemble des valeurs attribuées pour ces comparaisons est ensuite moyenné selon une méthodologie précise et permet principalement d'obtenir un classement des chaînes par rapport aux différents critères sur base d'un score moyen pour chaque chaîne et pour chaque critère. Afin de faciliter la représentation des résultats, les scores calculés sont normalisés entre 0 et 100 % en considérant le score le plus bas et le score le plus élevé, respectivement.

Il est important de noter que ces scores, normalisés ou non, n'ont pas de signification absolue, ils permettent uniquement de classer les chaînes comparées. Ainsi, un score normalisé de 50 % associé à une chaîne pour un critère donné ne signifie pas qu'elle atteint l'objectif correspondant à ce critère moitié moins que la chaîne qui aurait un score normalisé de 100 %. Ce score normalisé signifie uniquement qu'elle remplit un peu plus l'objectif qu'une chaîne qui aurait un score normalisé de 40 %, beaucoup plus qu'une chaîne qui aurait un score normalisé de 5 % et beaucoup moins qu'une chaîne qui aurait un score normalisé de 100 %.

Enfin, une des limites importantes de la méthode AHP est le fait que l'évaluation des critères est basée uniquement sur l'avis d'expert. Il en résulte donc une subjectivité inévitable. Cependant, il est considéré que les résultats obtenus permettent de réaliser une première analyse comparative satisfaisante car l'évaluation des critères a été effectuée sur base des informations présentées dans la revue des technologies ou rapportées dans la littérature et sur base de l'expertise concertée des chercheurs de la Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles. Par ailleurs, une analyse a posteriori des résultats obtenus démontre qu'ils sont logiques et cohérents. Enfin, le détail des évaluations est disponible dans l'Annexe G et l'Annexe H afin de fournir une justification des résultats finaux et d'assurer une transparence rigoureuse.

3.3 Résultats

En appliquant la méthode AHP pour comparer les huit chaînes typiques selon les huit critères d'objectifs et les trois critères d'applicabilité, une série de matrices de comparaison ont été remplies et un score pour chaque chaîne a alors été calculé pour chacun des critères. Les matrices de comparaison et les détails des calculs réalisés sont présentés à l'Annexe E.

Tel que mentionné plus haut, afin de faciliter la présentation des résultats et l'analyse visuelle, une normalisation des scores a été appliquée, de sorte que, pour chaque critère, le moins bon et le meilleur score soient toujours de 0 et 100%, respectivement. Les résultats normalisés sont présentés ci-après.

3.3.1 Objectifs poursuivis

Le Tableau 14 présente les scores normalisés de chaque chaîne obtenue pour l'ensemble des critères liés aux objectifs poursuivis. Il apparaît notamment que plusieurs chaînes permettent d'atteindre un ou des objectifs similaires et que d'un autre côté, une chaîne donnée permet parfois d'atteindre plusieurs objectifs. Le choix de favoriser une chaîne ou une autre dépend très fortement de la priorisation des objectifs poursuivis.

Tableau 14 : Résultats normalisés de l'analyse AHP pour les huit critères liés aux objectifs poursuivis

	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 Réduction de masse	0.0 %	100.0 %	2.4 %	13.0 %	25.2 %	34.0 %	56.3 %	58.3 %
2 Récup. métaux	0.0 %	24.1 %	100.0 %	88.2 %	88.2 %	88.2 %	88.2 %	42.0 %
3 Récup. plastiques	0.0 %	0.0 %	100.0 %	31.9 %	51.1 %	51.1 %	51.1 %	0.0 %
4 Stabilisation	0.7 %	96.9 %	0.0 %	31.3 %	9.8 %	18.7 %	35.9 %	100.0 %
5 Assainissement	0.0 %	100.0 %	1.7 %	3.9 %	3.9 %	66.7 %	36.6 %	100.0 %
6 Valorisation en biogaz	42.2 %	0.0 %	0.0 %	66.3 %	100.0 %	59.6 %	0.0 %	0.0 %
7 Valorisation en énergie	0.0 %	100.0 %	0.0 %	0.0 %	26.8 %	27.8 %	41.0 %	60.8 %
8 Conversion en molécules	0.0 %	0.0 %	0.0 %	0.0 %	0.0 %	0.0 %	0.0 %	100.0 %

Les résultats obtenus pour chaque objectif sont détaillés et discutés ci-dessous.

Objectif #1 : Réduction de la quantité de matières enfouies

La Figure 16 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de réduction de la quantité de matières enfouies. L'incinération est l'option qui permet de réduire le plus cette quantité. La chaîne MBS et la gazéification permet également de réduire cette quantité mais beaucoup moins car seule une portion du flux initial est extraite sous forme de RDF ou pour la gazéification. Ensuite, les chaînes MHT, MPS et MBT permettent chacune de réduire de moins en moins cette quantité. Finalement, la chaîne MRF affiche une très faible performance quant à cet objectif parce que les taux de récupération dans une telle installation sont relativement faibles et parce que les matières organiques n'y sont pas dégradées.

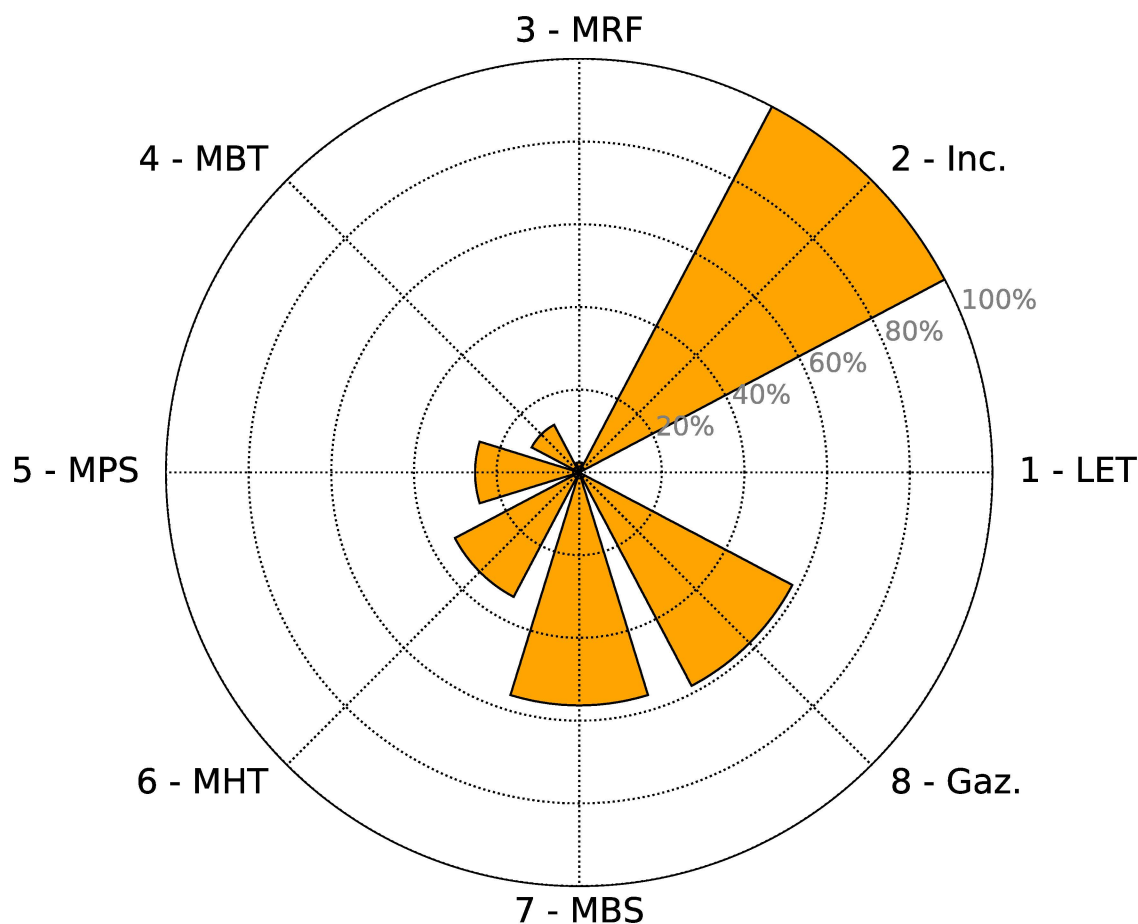


Figure 16 : Scores normalisés pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »

Objectif #2 : Récupération des métaux

La Figure 17 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de récupération des métaux. La chaîne MRF constitue la meilleure option quant à l'objectif de récupération des métaux. Les chaînes MBT, MPS, MHT et MBS ont des performances quant à cet objectif proches et légèrement inférieure à la chaîne MRF. La gazéification et l'incinération sont beaucoup moins performantes pour cet objectif.

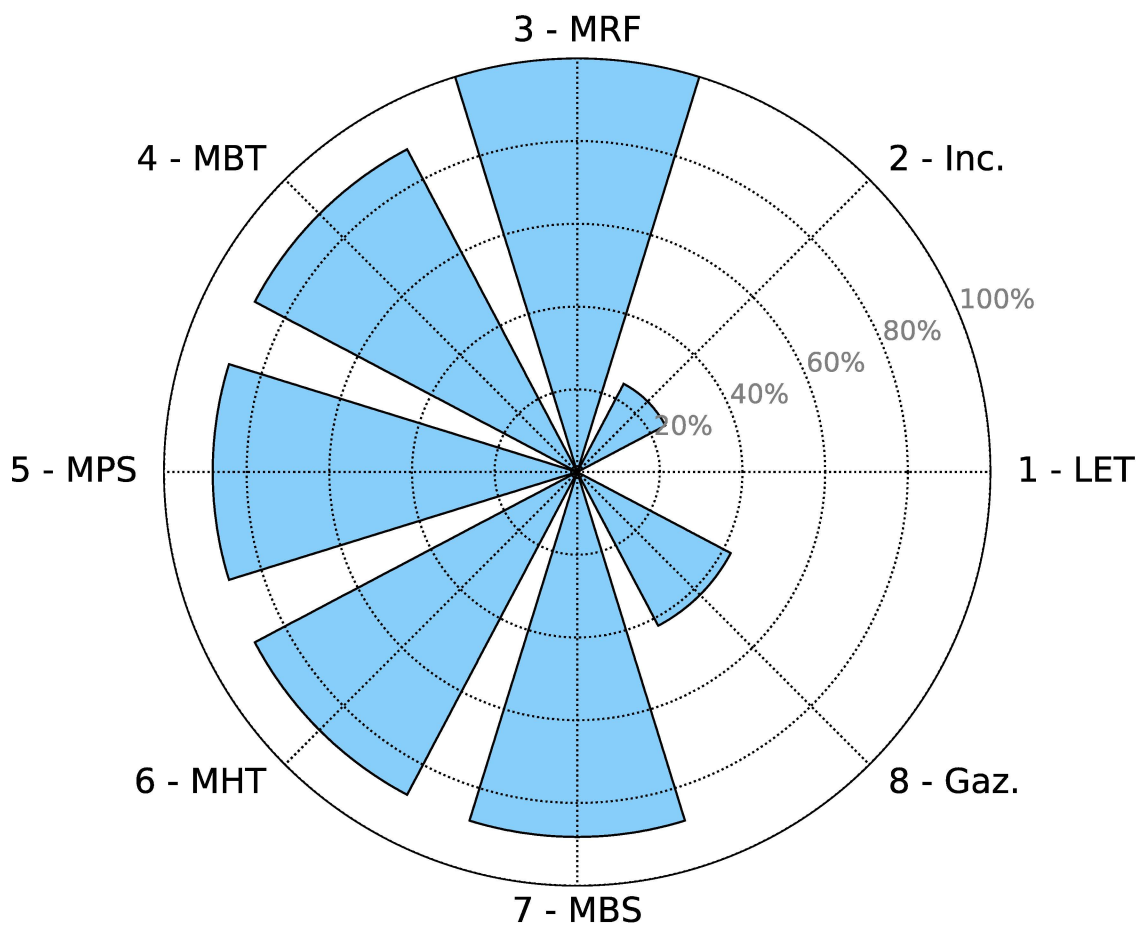


Figure 17 : Scores normalisés pour l'objectif #2 « récupération des métaux »

Objectif #3 : Récupération des plastiques

La Figure 18 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de récupération des plastiques. La chaîne MRF est dans ce cas-ci l'option la plus performante également. Ensuite, les chaînes de prétraitement mécanique (MPS, MHT et MBS) présentent des performances équivalentes mais bien inférieures à celle de la chaîne MRF, notamment parce qu'une partie du flux est converti en RDF, ce qui limite l'intérêt pour la récupération des plastiques en vue d'un recyclage. La chaîne MBT permet de récupérer des plastiques mais comme ces matières sont inertes et que le but d'une telle chaîne est de réduire et stabiliser le résidu enfoui, la performance est encore plus basse que pour les chaînes précédentes. Enfin, l'incinération et la gazéification ne vise pas la récupération des plastiques pour le recyclage étant donné que ce sont des matières à haut pouvoir calorifique qu'il est intéressant de brûler ou de gazéifier.

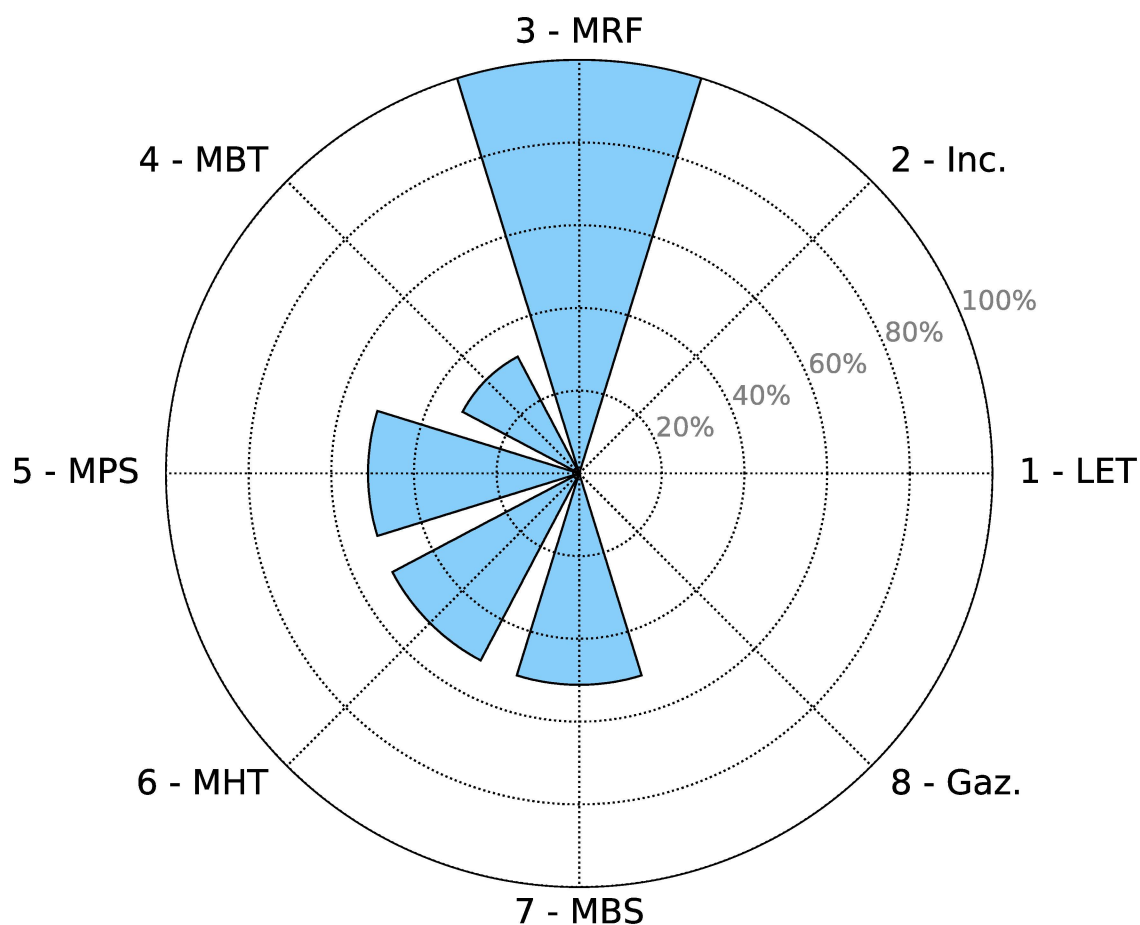


Figure 18 : Scores normalisés pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »

Objectif #4 : Stabilisation avant l'enfouissement

La Figure 19 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de stabilisation avant l'enfouissement. L'incinération et la gazéification sont les options les plus performantes pour stabiliser le résidu solide enfoui parce qu'elles impliquent un traitement thermique qui dégrade complètement les matières organiques. Ensuite, les chaînes MBS et MBT permettent également, mais dans une moindre mesure, de stabiliser le résidu enfoui puisqu'elles impliquent des traitements biologiques qui dégradent en partie les matières organiques. Viennent ensuite les chaînes MHT et MPS. Enfin, la chaîne MRF ne permet pas la stabilisation du flux enfoui et sa performance pour cet objectif est donc équivalente à celle de l'enfouissement.

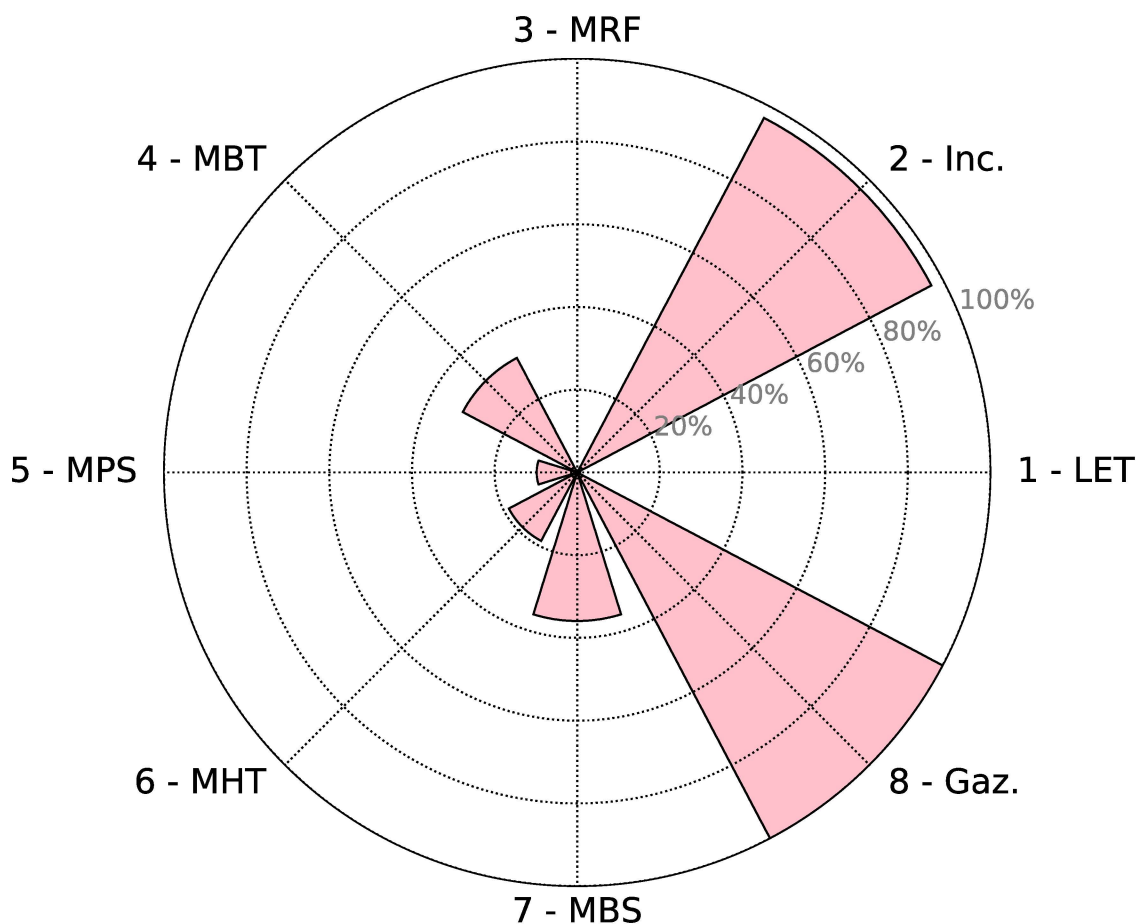


Figure 19 : Scores normalisés pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »

Objectif #5 : Assainissement avant l'enfouissement

La Figure 20 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de l'assainissement avant l'enfouissement. Ici encore, l'incinération et la gazéification permettent le mieux d'assainir le flux enfoui suite au traitement thermique qui les constitue. Ensuite, la chaîne MHT, et dans une moindre mesure la chaîne MBS, qui impliquent des traitements à température élevée ou moyenne, permet également d'assainir en bonne partie le flux enfoui. Par contre, les chaînes MPS et MBT ne le permettent quasiment pas. Et la chaîne MRF ne le permet pas du tout.

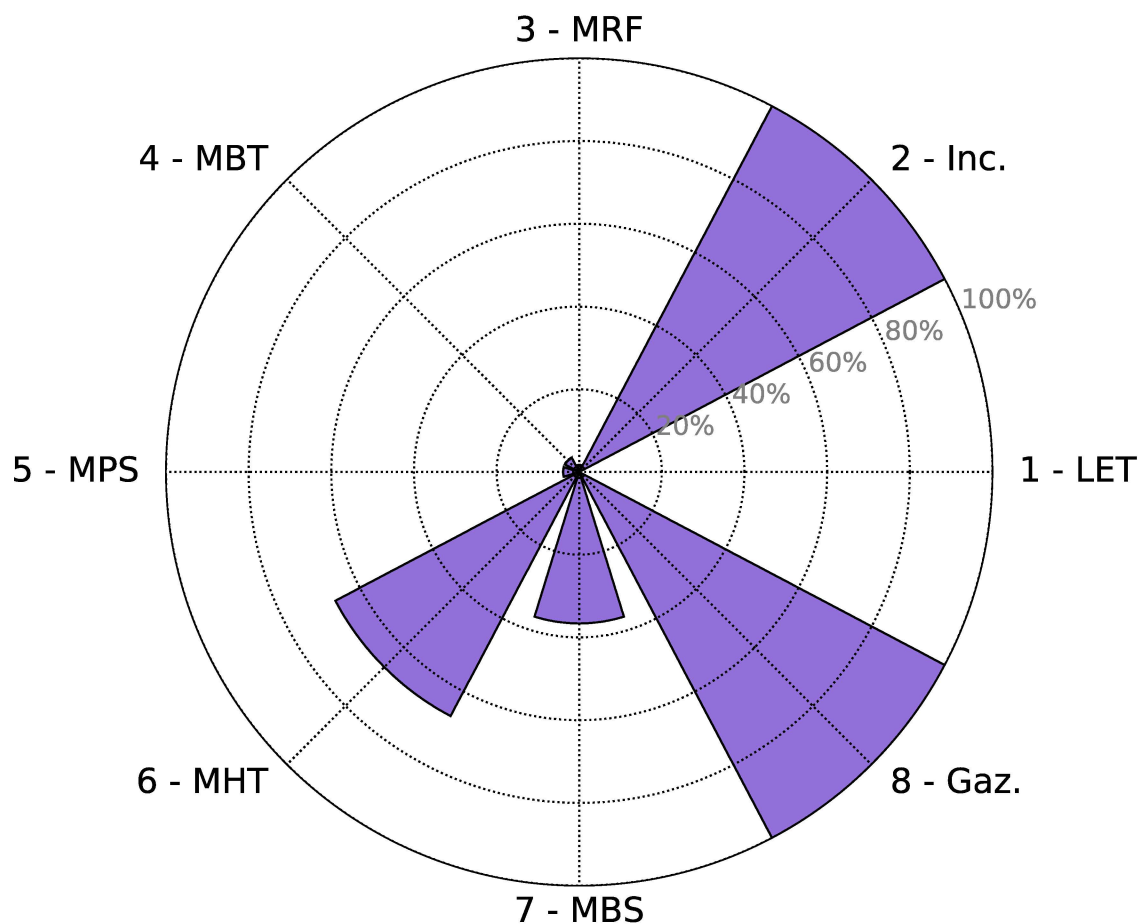


Figure 20 : Scores normalisés pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »

Objectif #6 : Valorisation en biogaz

La Figure 21 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de valorisation en biogaz. La chaîne MPS est la chaîne la plus performante pour réaliser une valorisation en biogaz des ordures ménagères. Ensuite, viennent les chaînes MBT et MHT qui le permettent également mais de manière moins efficace. L'enfouissement permet lui aussi de remplir cet objectif mais de manière encore moins efficace. Finalement, les chaînes MBS et MRF, ainsi que l'incinération et la gazéification en visent pas du tout de valorisation en biogaz.

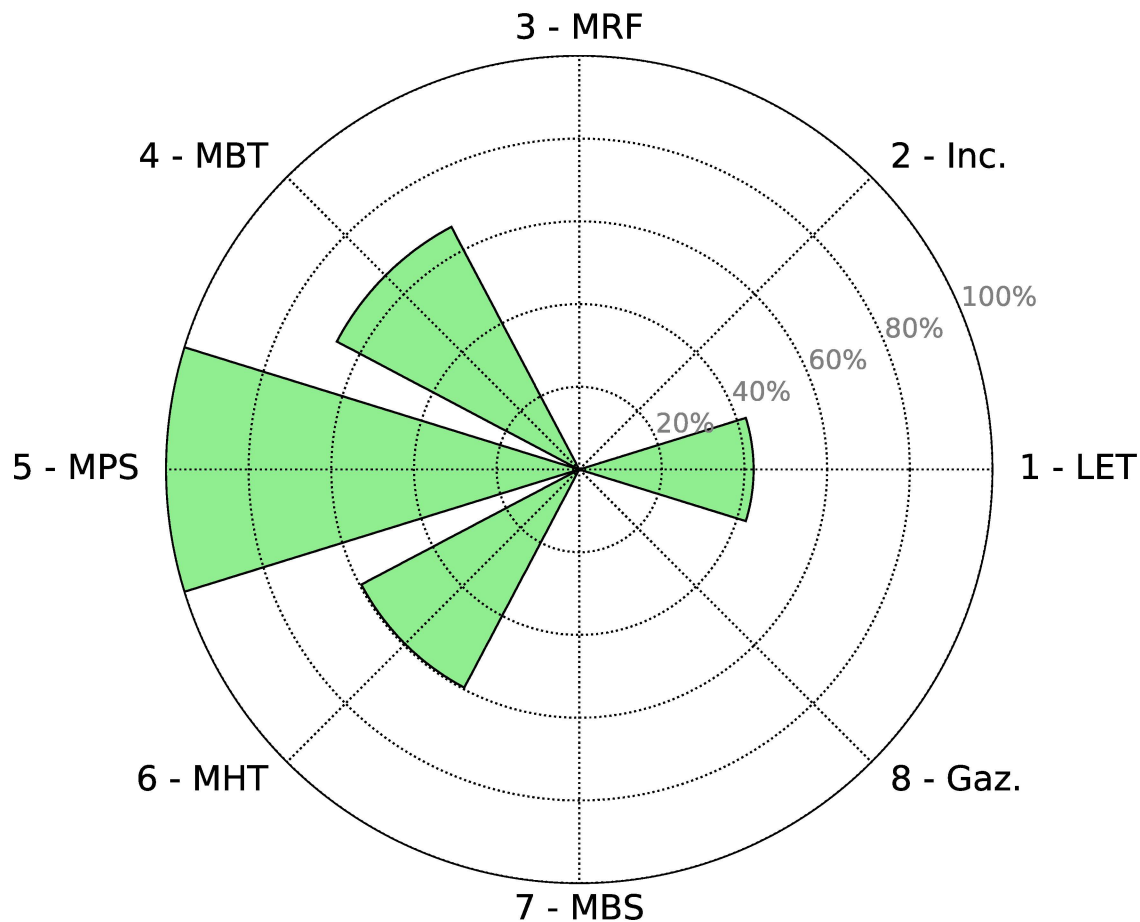


Figure 21 : Scores normalisés pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »

Objectif #7 : Valorisation énergétique

La Figure 22 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de valorisation énergétique. L'option la plus performante pour une valorisation énergétique est l'incinération, suivie par la gazéification lorsque le syngaz est brûlé. Viennent ensuite, avec une efficacité décroissante, les chaînes MBS, MHT et MPS qui produisent chacune un RDF. Finalement, les chaînes MBT et MRF ne permettent pas la valorisation énergétique.

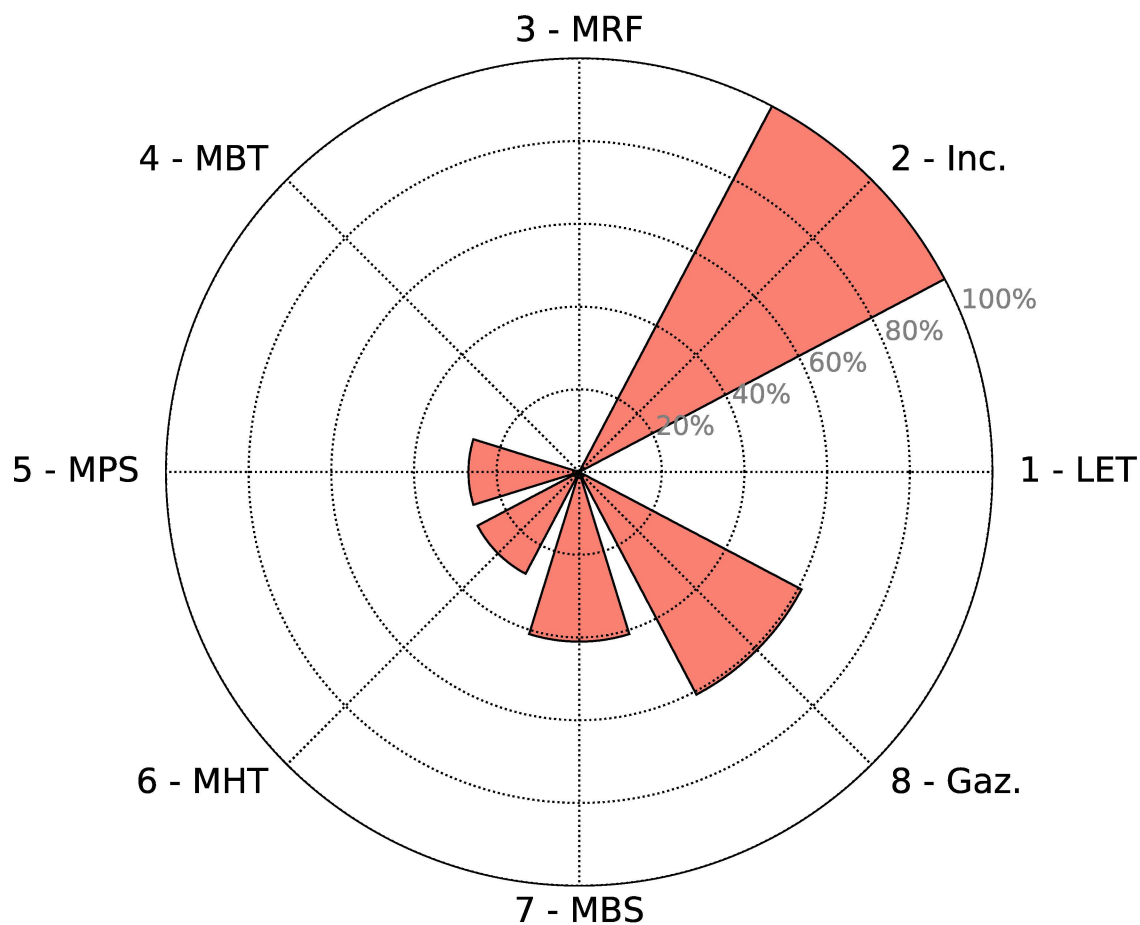


Figure 22 : Scores normalisés pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »

Objectif #8 : Production de molécules

La Figure 23 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport à l'objectif de production de molécules d'intérêt. La seule option permettant la production de molécules d'intérêt est la gazéification lorsque le syngaz est converti au lieu d'être brûlé.

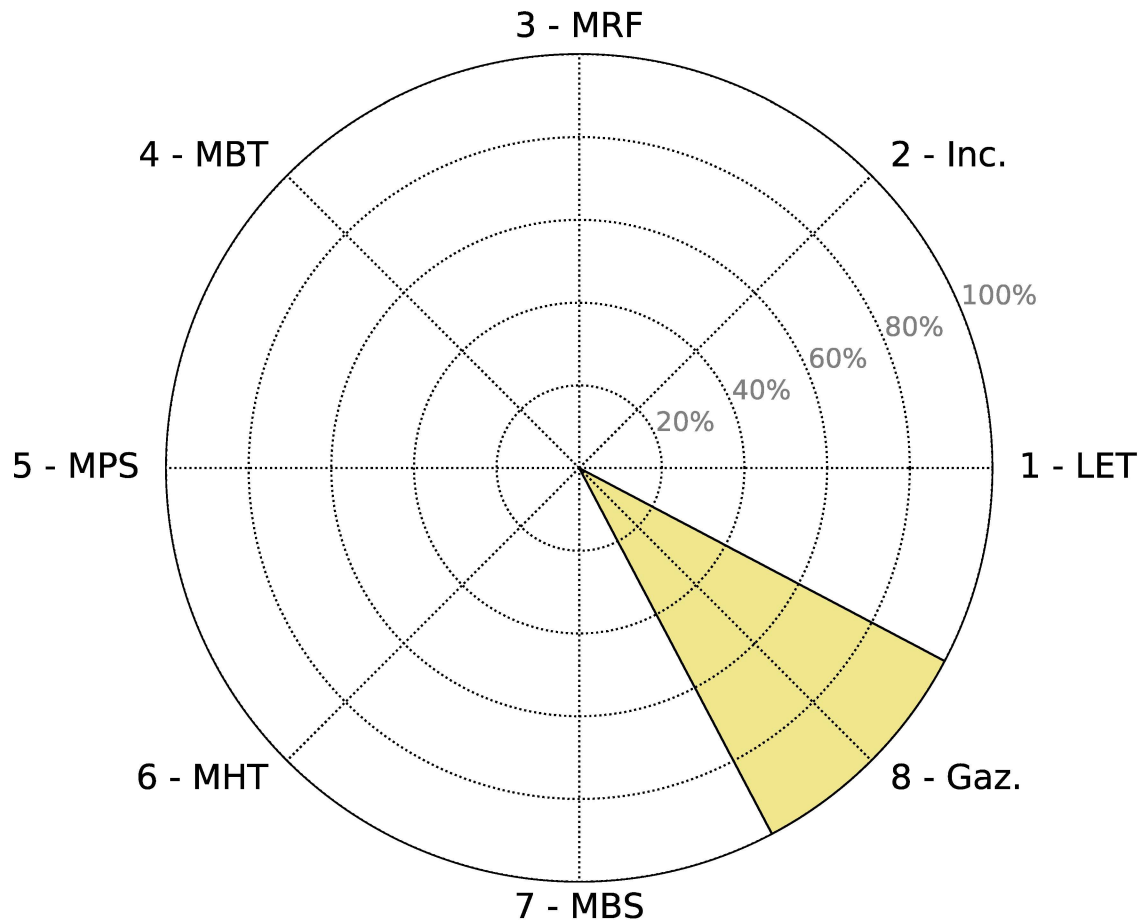


Figure 23 : Scores normalisés pour l'objectif #8 « production de molécules »

3.3.2 Applicabilité

Les critères d'applicabilité « maturité » et « flexibilité » ont été évalués avec la méthode AHP. Le Tableau 15 présente les résultats obtenus. Les détails de l'évaluation des critères et du calcul des scores sont présentés en Annexe F.

Tableau 15 : Résultats normalisés de l'analyse AHP pour les critères d'applicabilité « maturité » et « flexibilité »

	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 Maturité	100.0 %	100.0 %	68.3 %	68.3 %	0.0 %	29.5 %	29.5 %	15.5 %
2 Flexibilité	100.0 %	9.00 %	100.0 %	31.9 %	35.8 %	35.8 %	56.6 %	0.0 %

Les résultats obtenus pour chaque critère sont détaillés et discutés ci-dessous.

Critère d'applicabilité #1 : Maturité

La Figure 24 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport au critère de maturité. Les chaînes présentant la plus grande maturité sont l'enfouissement et l'incinération, suivie des MRF et MBT. Les chaînes MHT et MBS présentent une certaine maturité mais beaucoup moins importante que les quatre chaînes précédentes. Enfin, la gazéification et encore plus la chaîne MPS présente des très faibles maturités.

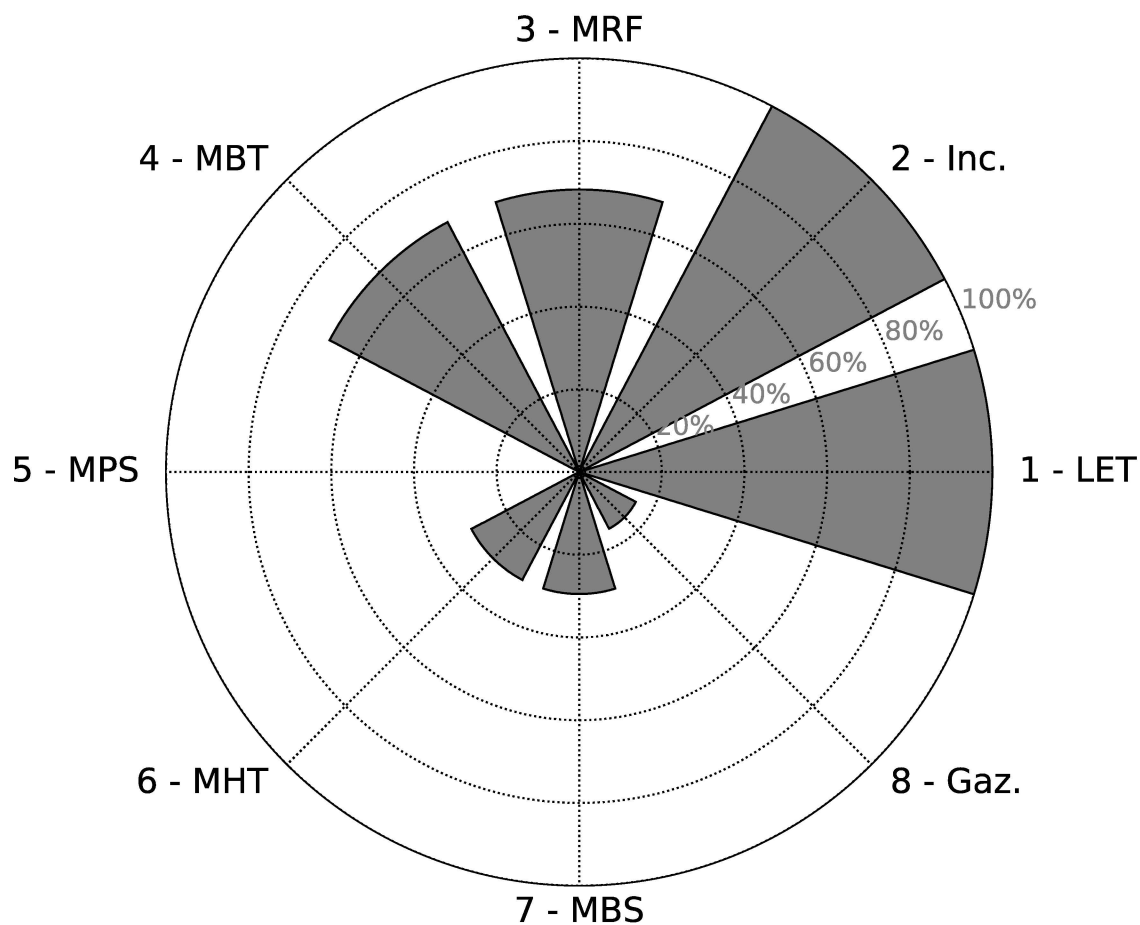


Figure 24 : Scores normalisés pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »

Critère d'applicabilité #2 : Flexibilité

La Figure 25 présente la comparaison des performances des différentes chaînes typiques par rapport au critère de flexibilité. L'enfouissement et la chaîne MRF sont les options les plus flexibles puisqu'elles peuvent être opérées pour une très large de gamme de flux entrants tout en conservant des performances similaires. Ensuite, on retrouve la chaîne MBS qui est relativement flexible quoique beaucoup moins. Elle est suivie des chaînes MHT, MPS et MBT qui sont encore moins flexibles. L'incinération présente ici une très faible flexibilité par rapport aux autres options car il est considéré qu'il est très difficile d'interrompre l'opération d'une installation d'incinération, qu'il faut respecter un flux d'alimentation proche de celui pour lequel l'installation a été conçue afin de maintenir sa performance et sa rentabilité, et parce qu'il faut absolument que le flux d'ordures possède un pouvoir calorifique suffisant pour que la combustion fonctionne correctement. Enfin, la gazéification est considérée comme un procédé sensible aux conditions d'alimentation et d'opération et il a donc une très faible flexibilité.

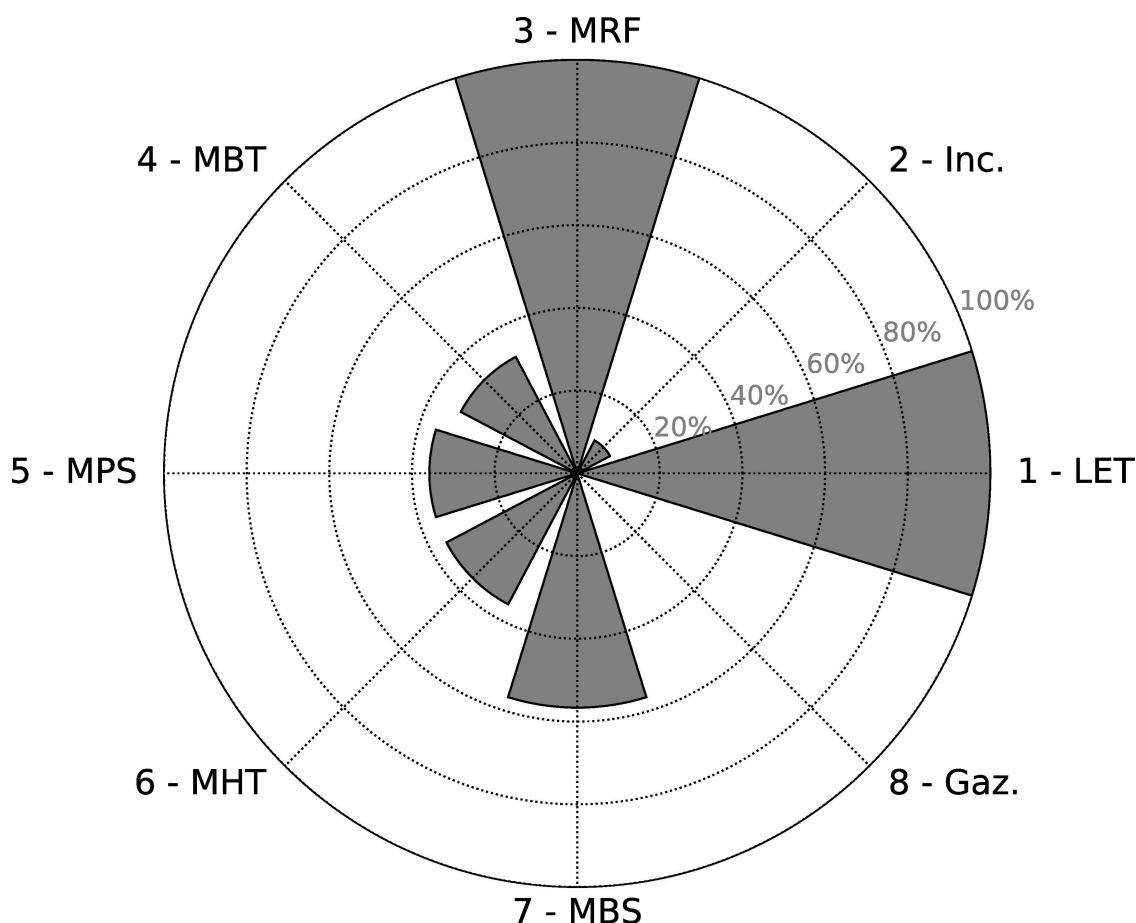


Figure 25 : Scores normalisés pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »

Critère d'applicabilité #3 : Échelle

Le dernier critère d'applicabilité lié à l'échelle est évalué en comparant de manière absolue les plages de capacité recensées dans la littérature pour les différentes chaînes et présentées dans le Tableau 16 (Anaergia, 2016b; Arsova, 2014; DEFRA, 2013c, 2014; Soyez & Plickert, 2008; Stantec, 2011; Wasteconsult International, 2014). Ce critère ne fait donc pas intervenir la méthode AHP.

Tableau 16 : Capacités minimales et maximales recensées pour les installations de traitement existante correspondant aux huit chaînes typiques

	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
Minimum [kt/an]	10	10	75	75	25	75	75	25
Maximum [kt/an]	500 et plus	500 et plus	500 et plus	150	150	150	150	150

La Figure 26 présente les plages d'échelles identifiées pour les différentes chaînes typiques.

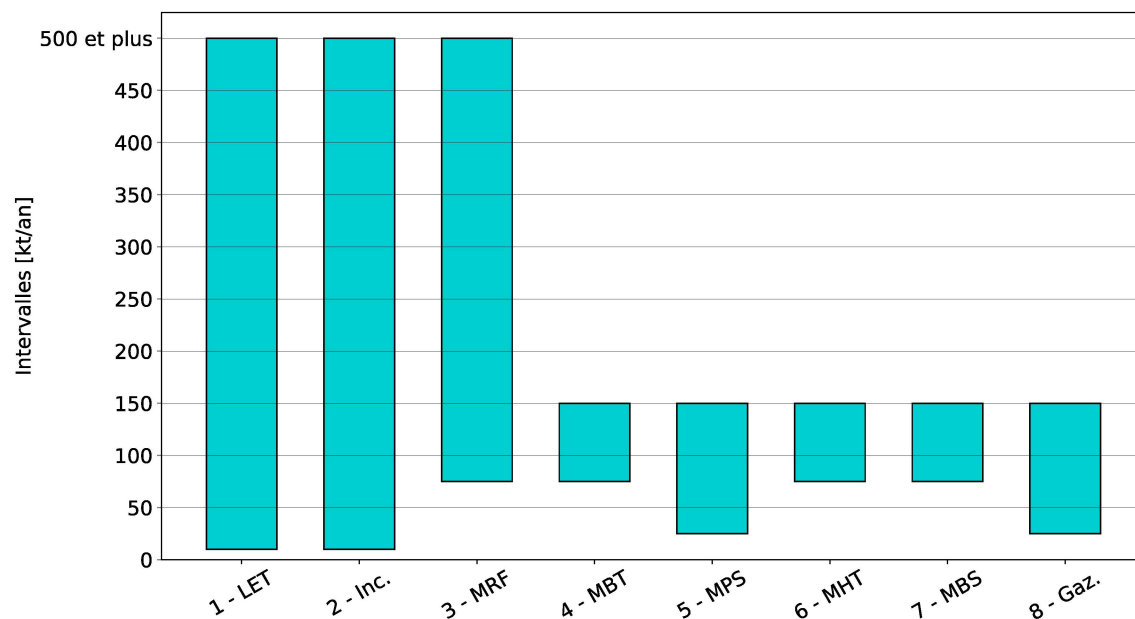


Figure 26 : Plages de valeurs pour le critère d'applicabilité #3 « échelle »

3.4 Conclusion

Suite à l'analyse comparative, il apparaît que la performance relative des chaînes considérées dépend énormément de l'objectif ou de la combinaison d'objectifs poursuivis. Certaines chaînes sont également limitées en termes de capacité ou de flexibilité. L'analyse des résultats pourrait être approfondie en définissant une priorité quant aux différents critères mais celle-ci dépend de nombreux facteurs dont le contexte politique et territorial.



4 Applicabilité des voies de valorisation aux secteurs de la CMM

Afin d'identifier les solutions de valorisation qui seraient applicables aux contextes de la CMM et de ses secteurs, une synthèse des résultats de simulation de la partie 1 du mandat est présentée ci-dessous et discutée à la lumière des analyses présentées à la section précédente.

4.1 Synthèse des résultats de simulation du flux de matières résiduelles enfoui

Plusieurs observations ressortent de l'analyse des résultats de simulation des flux d'ordures ménagères à traiter à l'horizon 2025 sur le territoire de la CMM et de chacun de ses cinq secteurs, et en particulier concernant :

- la quantité totale de matières enfouies;
- la répartition géographique de ces matières;
- le type de matières enfouies et leur potentiel de valorisation

4.1.1 Quantité totale

La distribution du flux massique total de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 selon le scénario (tel que défini dans la partie 1 du mandat) est présentée sur la Figure 27 pour chacun des cinq secteurs de la CMM. On observe tout d'abord que la quantité de matières résiduelles enfouies prédite varie très fort en fonction du scénario. Par ailleurs, cette quantité varie de manière importante d'un secteur à l'autre de la CMM, ce qui s'explique en bonne partie par les différences de taille des populations des secteurs.

Pour le choix de technologies de valorisation, il y a principalement trois échelles de capacité de traitement qui émergent :

- 1) Très large : Agglomération de Montréal (entre 350 et 650 kt/an);
- 2) Large : Couronne Nord (entre 175 et 275 kt/an);
- 3) Moyenne : Couronne Sud, Agglomération de Longueuil et Laval (entre 100 et 175 kt/an)

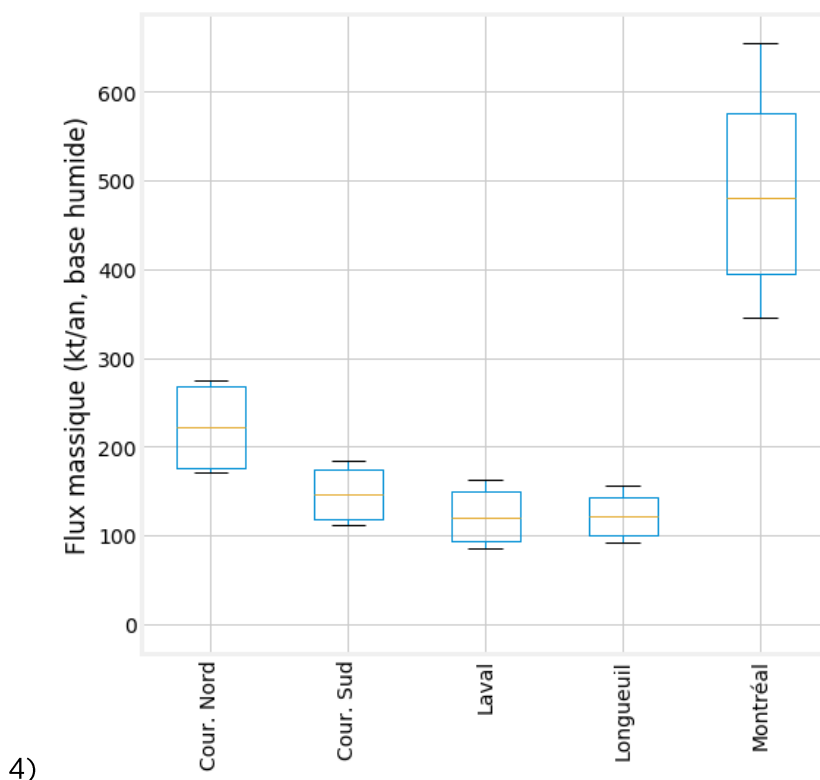


Figure 27 : Flux massique total de matières résiduelles enfouies en fonction du secteur et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)

4.1.2 Répartition géographique

La distribution de la densité surfacique du flux de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 selon le scénario (tel que défini dans la partie 1 du mandat) est présentée sur la Figure 28 pour chacun des cinq secteurs de la CMM. Cette grandeur représente le flux massique de matières résiduelles enfouies normalisé par la superficie terrestre du secteur concerné (donnée disponible dans le PMGMR). Cette fois encore, on observe que cette quantité varie de manière importante d'un secteur à l'autre de la CMM, ce qui s'explique par les différences de densité de population, de bâti et d'utilisation des sols.

Pour le choix de technologies de valorisation, il y aurait ici aussi principalement trois échelles de densité de flux de matières à traiter qui émergent :

- 1) Large : Agglomération de Montréal (entre 7 et 13 t/ha);
- 2) Moyenne : Laval et agglomération de Longueuil (entre 3 et 7 t/ha);
- 3) Petite : Couronne Nord et Couronne Sud (entre 1 et 2 t/ha).

Les faibles densités de flux de matières à traiter, associées aux deux couronnes de la CMM, impliquent des distances de transport plus importantes et cela peut avoir un impact sur le choix de la technologie de valorisation.

Par ailleurs, ces deux secteurs sont des regroupements de plusieurs MRC et cela peut impliquer une préférence pour une répartition territoriale du fardeau du traitement, ce qui est moins le cas pour les trois autres secteurs urbains.

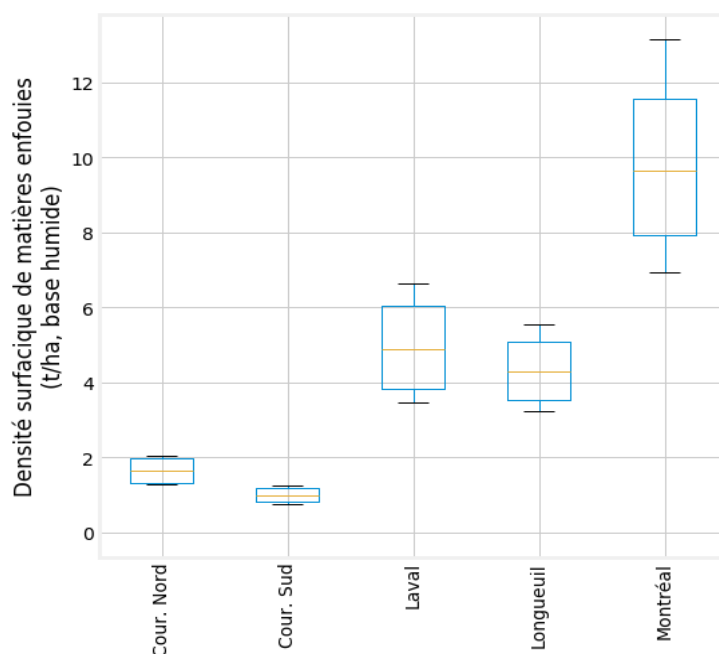


Figure 28 : Densité surfacique du flux de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 en fonction du secteur et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)

4.1.3 Composition du flux enfoui

Les fractions de matières résiduelles peuvent être regroupées en plusieurs catégories, non exclusives l'une de l'autre, c'est-à-dire que certaines fractions peuvent tout à fait appartenir à plusieurs catégories :

- Biodégradable
- Inerte biologiquement
- Recyclable
- Valorisable énergétiquement

La distribution du flux de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 dans l'ensemble de la CMM selon le scénario (tel que défini dans la partie 1 du mandat) est présentée sur la Figure 29 pour chacune des catégories de matières définies ci-dessus.

Dès lors, sur l'ensemble du flux (total) représentant une moyenne de 1.1 millions de tonnes par an pour la CMM entière, il y a environ :

- 500 kt/an (45 %) qui sont des matières biodégradables qui pourraient donc être traitées biologiquement (stabilisation ou valorisation);
- 600 kt/an (55 %) qui sont des matières inertes biologiquement et qui ne causent donc pas d'impact par décomposition dans un site d'enfouissement;
- 400 kt/an (35 %) qui sont des matières recyclables et qui pourraient donc être séparées mécaniquement et valorisées sur le marché des ressources secondaires;
- 600 kt/an (55 %) qui sont des matières valorisables énergétiquement.

Encore une fois, les quantités correspondant à chaque catégorie sont très variables en fonction du scénario, en particulier pour les matières valorisables énergétiquement. En effet, pour l'ensemble de la CMM, ce flux peut varier du simple au double (400 à 800 kt/an). Il est donc très important de concevoir des solutions de valorisation flexibles puisqu'il est très difficile actuellement de déterminer quel scénario se réalisera.

Par ailleurs, la distribution de la fraction de chaque catégorie de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 selon le scénario (tel que défini dans la partie 1 du mandat) est présentée sur la Figure 30 pour la CMM et chacun des cinq secteurs. On observe que la fraction de chaque catégorie ne varie pas énormément d'un secteur à l'autre, ni en fonction des scénarios. Ceci signifie que la composition du flux enfoui est similaire d'un secteur à l'autre et d'un scénario à l'autre. Seule la quantité totale de matières enfouies varie.

Applicabilité des voies de valorisation aux secteurs de la CMM

Synthèse des résultats de simulation du flux de matières résiduelles enfoui

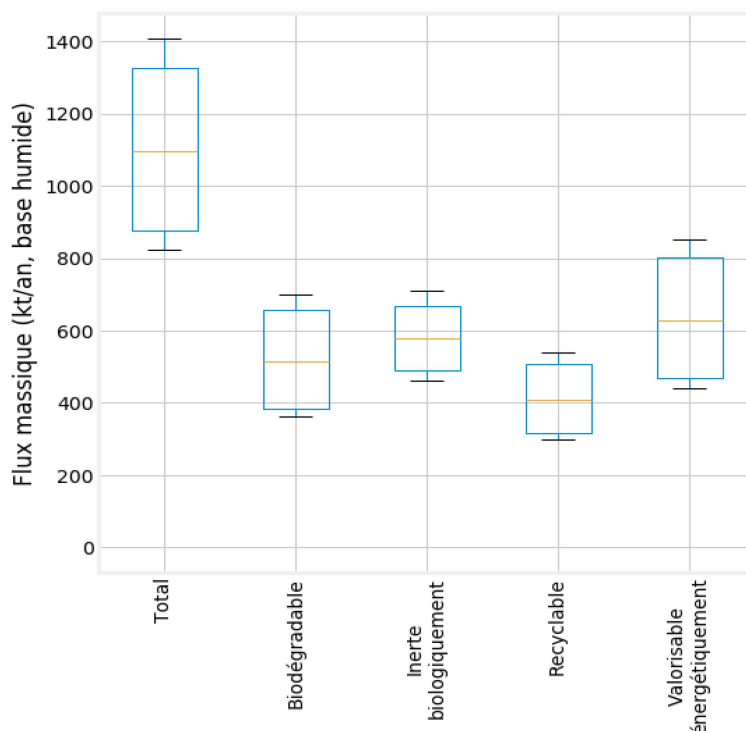


Figure 29 : Flux massique de matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 pour l'ensemble de la CMM en fonction des catégories de matières et du scénario (médiane, quartiles, minimum et maximum)

Applicabilité des voies de valorisation aux secteurs de la CMM

Synthèse des résultats de simulation du flux de matières résiduelles enfoui

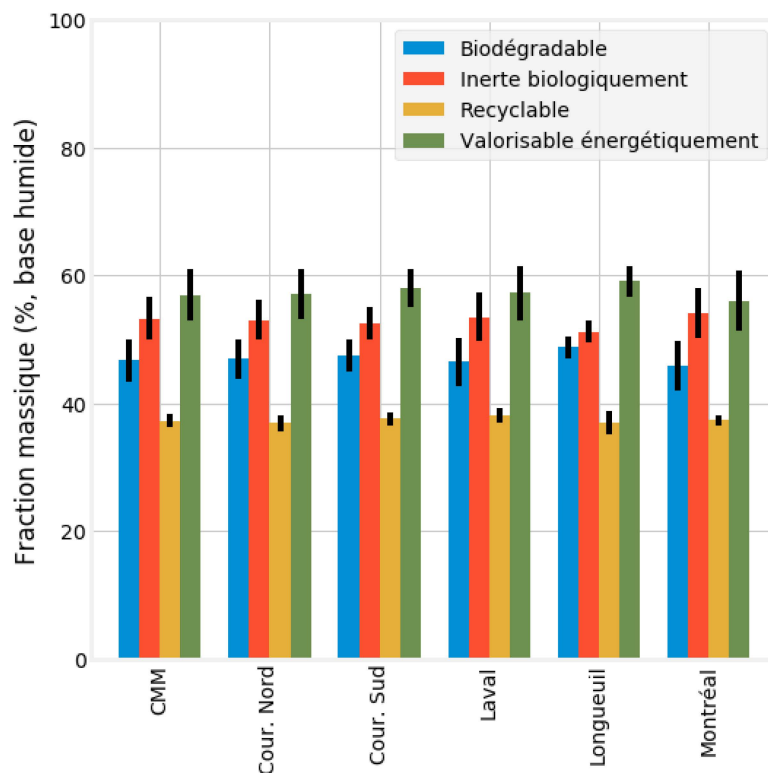


Figure 30 : Fractions massiques des matières résiduelles à enfouir à l'horizon 2025 en fonction des catégories de matières, du secteur et du scénario (moyenne et écart-type)

4.2 Conclusion

Les résultats présentés confirment l'importance d'envisager des solutions de traitement flexibles car il y a d'importantes incertitudes concernant les quantités et la composition des flux à détourner de l'enfouissement.

Il semble également intéressant de profiter de la densité globale de la CMM pour favoriser la mise en place d'un bouquet de solutions qui permettraient d'atteindre plusieurs objectifs tout en offrant une plus grande flexibilité.

Il est également possible et important d'ajuster les solutions de traitement pour le cas des zones les moins denses. Il est par exemple potentiellement intéressant dans ces cas-là de favoriser des options de prétraitement décentralisé qui permettront de réduire les quantités de matières à transporter et même d'assurer une certaine valorisation plus locale.

Dans tous les cas, il semble incontournable d'identifier les objectifs globaux qui devront être prioritaires car l'identification et le développement des solutions optimales en dépendent fortement.

5 Références

Anaergia. (2016a). *Mixed Waste Organics Extraction and Integrated Organics Management*. Los Angeles.

Anaergia. (2016b). *Mixed Waste Organics Extraction and Integrated Organics Management*. Los Angeles. Consulté à l'adresse http://dpw.lacounty.gov/epd/nas/epd/epd_dms/C_T___%60IAJONES%60Programs%60PUB_Y%60FREQ_N%603_17_2016%60%60REC_N%600000_00%600000_00%60CT_GEN%60PowerPoint%20Presentation%20by%20Jim%20Ambroso%20-%20Anaergia%20Services,%20LLC%6081.pdf

Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625-639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>

Arsova, L. (2014). Mechanical- Biological Treatment (MBT) for Material and Energy Recovery from Food Waste from Mixed MSW, 15.

ASME. (2007). The Ebara TwinRec (TIFG) Fluidized Bed Process. Consulté à l'adresse <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/nawtec/abstract/nawtec15/nawtec15-speaker-abstract06.pdf>

Baidu. (2011). COMPARISON OF ALTERNATIVE THERMAL PROCESSES. Consulté à l'adresse <https://wenku.baidu.com/view/a8c70c2058fb770bf78a5588>

BBC (2013, octobre 2). Company faces explosion death charge. *BBC News*. Consulté à l'adresse <http://www.bbc.com/news/uk-england-south-yorkshire-24363246>

Beyene, H. D., Werkneh, A. A., & Ambaye, T. G. (2018). Current updates on waste to energy (WtE) technologies: a review. *Renewable Energy Focus*, 24, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2017.11.001>

Bilitewski, B., Oros, C., & Christensen, T. H. (2010). Mechanical Biological Treatment. Dans *Solid Waste Technology & Management* (p. 628-638). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch40>

Boerrigter, H. (2000). *Implementation of thermal processes for feedstock recycling of bromine and antimony, with energy recovery, from plastics waste of electrical and electronic equipment (WEEE)*. Consulté à l'adresse <https://www.ecn.nl/publications/PdfFetch.aspx?nr=ECN-C--00-114>

Carrillo, L. C. (s. d.). Total Control and Visibility for the Cutting-Edge Process of Ambiensys "GeiserBox" Urban Waste Management Solutions, 4.

CEVMR & Valoris. (2016). *Description sommaire des infrastructures de gestion, de traitement et de valorisation des matières résiduelles du parc Éco-industriel de Valoris à Bury*. Consulté à l'adresse <http://cevmr-cewr.com/wp-content/uploads/2016/05/Infrastructures-EcoParc-Valoris-Informations-externes.pdf>

Chen, D., Yin, L., Wang, H., & He, P. (2014). Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Management*, 34(12), 2466-2486. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.004>

Chianello, J. (2015). Ottawa severs ties with Plasco as company files for creditor protection. Consulté 4 mai 2018, à l'adresse <http://ottawacitizen.com/news/local-news/plasco-energy-group-files-for-creditor-protection>

Czajczyńska, D., Anguilano, L., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Reynolds, A. J., Spencer, N., & Jouhara, H. (2017). Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. *Thermal Science and Engineering Progress*, 3, 171-197. <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>

DEFRA. (2013a). *Advanced Biological Treatment of Municipal Solid Waste*. Consulté à l'adresse www.defra.gov.uk

DEFRA. (2013b). *Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste*. Consulté à l'adresse www.defra.gov.uk

DEFRA. (2013c). *Mechanical Heat Treatment of Municipal Solid Waste*. Consulté à l'adresse www.defra.gov.uk

DEFRA. (2014). Energy from waste: a guide to the debate, 74.

ECN. (2000). Implementation of thermal processes for feedstock recycling of bromine and antimony, with energy recovery, from plastics waste of electrical and electronic equipment (WEEE) Phase 1: Literature survey/status update, evaluation, and ranking of combustion, gasification, and pyrolysis-based technologies. Consulté à l'adresse <https://www.ecn.nl/publications/PdfFetch.aspx?nr=ECN-C--00-114>

Energos. (s. d.). ENERGOS Gasification Technology. Consulté à l'adresse http://www.all-energy.co.uk/_novadocuments/86899?v=635675612646970000

Enerkem. (2018). Technology. Consulté 17 mai 2018, à l'adresse <https://enerkem.com/about-us/technology/>

Enerkem. (s. d.). ENERKEM ALBERTA BIOFUELS. Consulté à l'adresse <http://enerkem.com/facilities/enerkem-alberta-biofuels/>

Enerkem. (s. d.). WO 2009/132449. Consulté à l'adresse [https://patentscope.wipo.int/search/en/detail.jsf?docId=WO2009132449&recNum=1&docAn=CA2009000575&queryString=ALLNUM:\(WO2009/132449%2520\)&maxRec=1](https://patentscope.wipo.int/search/en/detail.jsf?docId=WO2009132449&recNum=1&docAn=CA2009000575&queryString=ALLNUM:(WO2009/132449%2520)&maxRec=1)

FuturENVIRO. (2015, janvier 1). Innovative refuse treatment plant that sanitises and recycles waste. Consulté 27 avril 2018, à l'adresse <http://futurenviro.es/en/innovadora-planta-de-tratamiento-de-basura-que-higieniza-y-recicla-los-residuos/>

Huang, Y.-F., Chiueh, P.-T., & Lo, S.-L. (2016). A review on microwave pyrolysis of lignocellulosic biomass. *Sustainable Environment Research*, 26(3), 103-109. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.04.012>

ICI.Radio-Canada (2017, août). Gestion des matières résiduelles: hausse de 53% des tarifs chez Valoris. *Radio-Canada.ca*. Consulté à l'adresse <https://ici.radio->

canada.ca/nouvelle/1051569/gestion-des-matieres-residuelles-hausse-de-53-des-tarifs-chez-valoris

Industcards. (2017). WTE Plants in Germany - Baden-Wurttemberg. Consulté à l'adresse <http://www.industcards.com/wte-germany-bw.htm>

ISWA (2011, Mai). Review on emerging conversion technologies. Consulté à l'adresse <http://www.iswa.org/fileadmin/galleries/WGER/WGER%20Meeting%202011%2003%2024%200slo%20Norway/11b%20Frans%20Review%20on%20advanced%20technologies.pdf>

Klinghoffer, N. B., & Castaldi, M. J. (Éd.). (2013). Gasification and pyrolysis of MSW. Dans *Waste to Energy Conversion Technology* (p. 173).

Labrie, M.-H. (s. d.). Gasification Technologies: Making Second-Generation Biofuels a Reality. Consulté 17 mai 2018, à l'adresse <http://biomassmagazine.com/articles/2926/gasification-technologies-making-second-generation-biofuels-a-reality>

Lacasse, D., Olivier, M., & Piché, S. (2017a). Gazéification conventionnelle. Consulté à l'adresse <http://www.mamunicipaliteefficace.ca/186-efficacite-energetique-ges-gazeification-conventionnelle.html#texte>

Lacasse, D., Olivier, M., & Piché, S. (2017b). Gazéification par torche à plasma - Efficacité énergétique et GES | AQME. Consulté 3 mai 2018, à l'adresse <http://www.mamunicipaliteefficace.ca/187-efficacite-energetique-ges-gazeification-par-torche-a-plasma.html#texte>

Lacasse, D., Piché, S., & Olivier, M. (2017a). Incinération avec cogénération - Efficacité énergétique et GES | AQME. Consulté 29 avril 2018, à l'adresse <http://www.mamunicipaliteefficace.ca/185-efficacite-energetique-ges-incineration-avec-cogeneration.html#texte>

Lacasse, D., Piché, S., & Olivier, M. (2017b). Pyrolyse - Efficacité énergétique et GES | AQME. Consulté 30 août 2017, à l'adresse <http://www.mamunicipaliteefficace.ca/188-efficacite-energetique-ges-pyrolyse.html#texte>

Lamarche, P. (2011). *CONTRIBUTION À L'ÉTUDE EXPÉRIMENTALE ET À LA MODÉLISATION DE LA GAZÉIFICATION ETAGÉE DE LA BIOMASSE EN LIT FIXE*. École polytechnique de l'Université de Nantes, Nantes.

Lee, S., Speight, J. G., & Loyalka, S. K. (2015). *Handbook of Alternative Fuel Technologies*.

Letsrecycle. (2011). Orchid shuts formerly Defra-backed MHT plant. Consulté 28 avril 2018, à l'adresse <https://www.letsrecycle.com/news/latest-news/orchid-shuts-formerly-defra-backed-mht-plant/>

Letsrecycle. (2013). UK's largest autoclave plant to be resurrected. Consulté 28 avril 2018, à l'adresse <https://www.letsrecycle.com/news/latest-news/uks-largest-autoclave-plant-to-be-resurrected/>

- Mason, M. (2013). Gasification technology the WA experience. Consulté à l'adresse http://www.wmaa.asn.au/event-documents/2013functions/130221b3/b3_130221_mmason.pdf
- Matsakas, L., Gao, Q., Jansson, S., Rova, U., & Christakopoulos, P. (2017). Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. *Electronic Journal of Biotechnology*, 26, 69-83. <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2017.01.004>
- Miskolczi, N., Ateş, F., & Borsodi, N. (2013). Comparison of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part II: Contaminants, char and pyrolysis oil properties. *Bioresource Technology*, 144, 370-379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.109>
- Mobius Enviro-Solutions. (2003). Mitsui Recycling-Pyrolysis Gasification & Melting Process. Consulté à l'adresse http://www.ieabcc.nl/workshops/Tokyo_Joint_Meeting/02_Mitsui.pdf
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M. del C., & Fruergaard Astrup, T. (2013). Mechanical–biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of Environmental Management*, 128, 661-673. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>
- NETL. (2018). solid-byproducts | netl.doe.gov. Consulté 18 mai 2018, à l'adresse <https://www.netl.doe.gov/research/Coal/energy-systems/gasification/gasifipedia/solid-byproducts>
- Nippon Steel. (s. d.). Direct Melting System. Consulté à l'adresse https://www.eng.nssmc.com/english/whatwedo/wastetoenergy/wtoeplant/direct_melting_system/
- Pels, J. R. (2005). Utilization of ashes from biomass combustion and gasification, 17.
- Pilieci, V., Pilieci, O. C. M. (2017, septembre 20). Plasco rising from the ashes? Waste-to-energy company looks to make comeback. Consulté 4 mai 2018, à l'adresse <http://ottawacitizen.com/news/local-news/plasco-rising-from-the-ashes-waste-to-energy-company-looks-to-make-comeback>
- PlasmaFanavarán. (2016). Introduction to Waste to Energy –. Consulté 18 mai 2018, à l'adresse <http://plasmafanavarán.com/en/introduction-to-waste-to-energy/>
- 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 Management*, 35, 307-317. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.012>
- Pytlar, T. S. Jr. (2007, Mai). Waste Conversion Technologies: Emergence of a New Option or the Same Old Story? Consulté à l'adresse https://incineratorfreemecklenburg.files.wordpress.com/2010/08/wctneworoldppt64_pytlart.pdf

Rappahannock Regional Solid Waste Management Board. (2013, août). BACKGROUND AND FREQUENTLY ASKED QUESTIONS WASTE TO ENERGY FACILITY. Consulté à l'adresse : <http://stopthestaffordincinerator.com/wp-content/uploads/2014/04/2013-08-04-StaffordBOS-FAQ-Pyrolysis.pdf>

Recology. (2017). *2017 Refuse Rate Application Summary of Assumptions*. Consulté à l'adresse http://sfpublicworks.org/sites/default/files/2017%20Rate%20Application%20-%20RSF%20Summary%20of%20Assumptions%2002-13-17_1.pdf

Richards, T. (2015). Recent Developments in the Gasification and Pyrolysis of Waste. Dans *Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste* (p. 359).

Saaty, T.L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *Int. J. Services Sciences*, Vol. 1, No. 1, 83–98.

Sander, H.-J., Daradimos, G., & Hirschfelder, H. (2003). Operating Results of the BGL Gasifier at Schwarze Pumpe. Consulté à l'adresse <http://www.gasification-syngas.org/uploads/eventLibrary/18HIRS.pdf>

Separate waste systems. (2015). *The new SEPARATE Waste System Quality products from waste through efficient waste separation – challenges and potential*. Consulté à l'adresse http://separate-wastesystems.eu/contents/files/3.%20The%20SEPARATE%20Waste%20System_Karl%20Dirkes.pdf

Soyez, K., & Plickert, S. (2008). Mechanical-Biological Pre-Treatment of Waste - State of the Art and Potentials of Biotechnology, 17.

Stantec. (2011). Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices FINAL REPORT, 339.

Stolte, E. (2018, février 18). Five minutes from trash to ethanol: Edmonton's long-delayed Enerkem plant explained. Consulté 17 mai 2018, à l'adresse <http://edmontonjournal.com/business/local-business/five-minutes-from-trash-to-ethanol-edmontons-long-delayed-enerkem-plant-explained>

Thermoselect. (2014). The Development of Waste-to-Energy Technologies around the World - ppt video online download. Consulté 4 mai 2018, à l'adresse <http://slideplayer.com/slide/4321340/>

University of California. (2004). Appendices, Evaluation of Conversion Technology Processes and Products. Consulté à l'adresse <http://biomass.ucdavis.edu/files/2013/10/10-16-2013-2004-appendices-to-draft-conversion-technology-report.pdf>

Waight, S., Russell, P., Flitcroft, T., Stacey, K., & Horn, S. (2005, janvier). Visit to Pyrolysis Plant – Hamm, Germany. Consulté à l'adresse <http://expertpc.org/gasifier/idea2.pdf>

Wasteconsult International. (2014). *Discussion paper on the use of Mechanical Biological Treatment (MBT) to treat mixed putrescible waste*. Allemagne.

Worley, M., & Yale, J. (2012). *Biomass Gasification Technology Assessment: Consolidated Report* (No. NREL/SR-5100-57085, 1059145). <https://doi.org/10.2172/1059145>

Zhang, H. L. (2012). *Pyrolysis Properties of Municipal Organic Wastes and Study on the improvement effects of Biochar on Soil* (Master thesis). Chongqing University, China.

Zhang, Q., Dor, L., Fenigshtein, D., Yang, W., & Blasiak, W. (2012). Gasification of municipal solid waste in the Plasma Gasification Melting process. *Applied Energy*, 90(1), 106-112. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.01.041>

Annexe A : Installations de MBT en Europe

Le Tableau 17 présente quelques installations de MBT à l'échelle commerciale traitant des ordures ménagères en Europe.

Tableau 17 : Exemples d'installations de MBT traitant des ordures ménagères mixtes en Europe (MEPEX 2009; DEFRA 2005)

Technologie	Pays	<50 kt/a	50-100 kt/a	100-200 kt/a	> 200 kt/a
EcoDeco	Royaume-Uni Italie	•	•	•	
Civic Environmental Systems	Royaume-Uni	•			
Sutco	Allemagne	•	•	•	•
Herhof	Allemagne		•	•	•
Dranco	Allemagne Italie Espagne Suisse Autriche	•	•	•	
ISKA	Allemagne	•		•	
Horstmann	Allemagne	•	•	•	•
Wehrle Werk	Allemagne	•		•	
BTA	Allemagne Italie Pologne	•		•	
Valorga	Italie Espagne Belgique France		•	•	•
VKW	Autriche Italie Turquie			•	•

Annexe B : Installations de MHT en Europe

Le Tableau 18 présente quelques installations de MHT à l'échelle commerciale traitant des ordures ménagères en Europe.

Tableau 18 : Exemples d'installations de MHT traitant des ordures ménagères mixtes

Technologie	Endroit	Capacité [kt/an]	Intrants	Statut
Ecohispanica-Autoclave	Rivas-Vaciamadrid, Espagne	40	Ordures ménagères mixtes	En opération depuis 2012
Ambiensys-Autoclave	Barbera del Valles, Espagne	30	Ordures ménagères mixtes	En opération (Carrillo, s. d.)
Aero Thermal – AAD-Autoclave & digestion anaérobie	Lee Moor, Angleterre	75	Ordures ménagères mixtes	Prévision d'opérations en 2013, aucune information supplémentaire
Graphite Resources – Autoclave et compostage	Derwenthaugh, Angleterre	320	Ordures ménagères mixtes/ industrielles	Fermé en 2013 (Letsrecycle, 2013)
Orchid Environmental – tambour thermique	Huyton, Angleterre	80	Ordures ménagères mixtes	Essai entre 2008 et 2011, maintenant fermé
Orchid Environmental – tambour thermique	Bexley, South Angleterre	160	Ordures ménagères mixtes	Fermé (Letsrecycle, 2011)
Orchid Environmental – tambour thermique	Shotton, Angleterre	160	Ordures ménagères mixtes	Fermé en 2013 (Letsrecycle, 2011)
Shanks / Babcock Autoclave & digestion anaérobie	South Kirkby, Angleterre	145	Ordures ménagères mixtes	Prévision d'opérations en 2012, aucune information supplémentaire
Sterecycle – Autoclave	Rotherham, Angleterre	130	Ordures ménagères mixtes	A fermé en 2013 dut à un accident mortel (BBC, 2013)

Annexe C : Installations de MBS en Europe

Le Tableau 19 présente quelques installations de MBS à l'échelle commerciale traitant des ordures ménagères en Europe.

Tableau 19 : Exemples d'installations de MBS traitant des ordures ménagères mixtes (Yang, Hao, et Jahng 2017)

Technologie	Endroit	Capacité [kt/an]	Début
Ecodeco	Giussago, Province de Pavie, Italie	40	1996
	Corteolona, Province de Pavie, Italie	80	1996
	Bergame, Province de Bergame, Italie	60	1998
	Montanaso Lombardo, Province de Lodi, Italie	60	2000
	Lacchiarella, Province de Milan, Italie	60	2002
	Cavaglia, Province de Biella, Italie	120	2003
	Villafalletto, bassin de la province de Cuneo, Italie	60	2004
	Londres, Royaume-Uni (Frog Island)	360	2005-2006
	Londres, Royaume-Uni (Jenkins Lane)		2005-2006
	Dumfries & Galloway, Royaume-Uni	60	2005-2006
	Castellon, Espagne	70	2006
Herhof	Asslar, Allemagne	120	1997
	Rennerod, Allemagne	85	2000
	Venise, Italie	150	2001
	Dresde, Allemagne	85	2001
	Osnabruck, Allemagne	85	2005
	Trèves, Allemagne	180	2005
	Fulda, Allemagne	220	2005/2006
	Geel, Belgique	180	2004
	Oberes, Elbtal, Allemagne	100	2006

Annexe D : Procédés combinant pyrolyse et gazéification

Tableau 20 : Inventaire des procédés utilisant une combinaison de la pyrolyse et de la gazéification

Procédé/ Compagnie	Technologies	Pays	Ville	Date d'opération	Capacité	Intrants	Extrants	Source
Mitsui Babcock- R21 (procédé Siemens Schwel- Brenn)	Pyrolyse + gazéification + fonte	Japon	Toyohashi	2002	400 TPJ	ordures ménagères	8.7 MW	(Mobius Enviro- Solutions, 2003)
			Koga Seibu	2003	260 TPJ	ordures ménagères + boues d'épuration	4.5 MW	
			Yame Seibu	2000	220 TPJ	ordures ménagères	2 MW	
			Nishi Iburi	2003	210 TPJ	ordures ménagères	2 MW	
			Kyouhoku	2003	160 TPJ	ordures ménagères	1.5 MW	
			Ebetsu city	2002	140 TPJ	ordures ménagères	2 MW	
Techtrade	Pyrolyse + combustion (ConTherm® technology)	Allemagne	Hamm	2001	353 TPJ	ordures ménagères broyés + capacité de 50 % plastiques + automobile broyées	15 MW	(Rappahannock Regional Solid Waste Management Board, 2013)(Waight, Russell, Flitcroft, Stacey, & Horn, 2005)(Chen et al., 2014)
Technip/ WasteGen	Pyrolyse + combustion	Allemagne	Burgau	1984	154 TPJ	ordures ménagères + boues d'épuration	2.2 MW	(Rappahannock Regional Solid Waste Management Board, 2013)(Industcards, 2017)(Lee, Speight, & Loyalka, 2015)
Takuma	Pyrolyse + gazéification + fonte	Japon	Kokubu	2003	178 TPJ	ordures ménagères + résidus industriels + boues d'épuration	Vapeurs + électricité	(Chen et al., 2014) (S. Pytlar, Jr., 2007)
			Oshima	X	132 TPJ			
			Kakegawa Plant	X	140 TPJ			
Von Roll RCP technology	Pyrolyse + fonte + combustion	Allemagne	Bremerhaven	1997	6 TPH	ordures ménagères pré-traités + résidus industriels + résidus du recyclage	Vapeurs + électricité	(Chen et al., 2014)(ECN, 2000)

Procédé/ Compagnie	Technologies	Pays	Ville	Date d'opération	Capacité	Intrants	Extrants	Source
Procédé pilote	Pyrolyse + gazéification partielle	Chine	Tianjin	X	200 kg/h	ordures ménagères pré-traités	Syngaz	(Chen et al., 2014)
Honghoo technology	Pyrolyse seule	Chine	Shanghai	X	100 TPJ	ordures ménagères non-traités + bouteilles	Huile pyrolytique + syngaz (génération d'électricité)	(Chen et al., 2014)
Energos	Gazéification + combustion	Norvège	Ranheim	1998	10 000 TPA	résidus commerciaux + industriels	Vapeurs + électricité	(Baidu, 2011)(Energos, s. d.)
			Averoy	2000	30 000 TPA	ordures ménagères		
			Hurum	2001	35 000 TPA	ordures ménagères + résidus industriels		
			Sarpsborg	2002	70 000 TPA	ordures ménagères + résidus industriels		
			Forus	2002	37 000 TPA	ordures ménagères		
			Minden	2002	37 000 TPA	ordures ménagères + résidus commerciaux		
Enerkem/ Novera	Gazéification par lit fluidisé	Canada	Québec	2009	1 600 TPA	plastiques + boues d'épuration + bois + ordures ménagères en granules	Énergie + Éthanol + méthanol	(Baidu, 2011)(Energos, s. d.)(Klinghoffer & Castaldi, 2013) (WO 2009/132449, s. d.)(Enerkem, s. d.)
			Edmonton	2014	100 000 TPA	ordures ménagères		
Future Energy	Pyrolyse + gazéification (flux entraîné) (procédé de conversion Noell-KRC)	Allemagne	Freiberg	1996	12 000 TPA boues 5 760 TPA ORDURES MÉNAGÈRES	ordures ménagères + boues d'épuration séchées	Chaleur + métaux utilisés en construction	(Baidu, 2011) (Chen et al., 2014)
IET Energy	Système™: gazéification pyrolytique	Malaisie	Singapour	1997	72 TPJ	résidus de transformation alimentaires	5.8 MW	(Rappahannock Regional Solid Waste Management Board, 2013)(Mason, 2013) (Baidu, 2011)
		Corée du sud	X	X	60 TPJ	ordures ménagères	Électricité	

Procédé/ Compagnie	Technologies	Pays	Ville	Date d'opération	Capacité	Intrants	Extrants	Source
		Corée du sud	X	X	30 TPJ	ordures ménagères	Électricité	
		Chine	Hong Kong	X	58 TPJ	ordures ménagères	Électricité	
		Malaisie	X	X	40 TPJ	ordures ménagères	Électricité	
		Pologne	X	2004	1 750 TPA	ordures ménagères	Électricité	
Thide Environment	Pyrolyse + combustion (procédé EDDITh)	France	Arras	2004	50 000 TPA	ordures ménagères broyés + résidus industriels + boues d'épuration	Gaz (12 MJ/kg) brûlés pour la génération d'énergie, coke (16 MJ/kg), CARBOR®)	(Baidu, 2011)(University of California, 2004) (Chen et al., 2014)
		Japon	Izumo	2003	70 000 TPA			
		Japon	Itoigawa	2002	25 000 TPA			
Thermoselect	Pyrolyse + gazéification + fonte	Japon	Chiba	1999	100 000 TPA	résidus commerciaux + industriels broyés	Une partie des gaz sont utilisés pour préchauffer les ORDURES MÉNAGÈRES	(Baidu, 2011) (Chen et al., 2014)
			Mutsu	2003	50 000 TPA			
Serpac/ Basse sambre	Pyrolyse (PT pyroflam) + gazéification + combustion	Islande	Keflavic	2003	12 000 TPA	ordures ménagères + résidus industriels + résidus d'hôpitaux	Vapeurs	(Baidu, 2011) (Chen et al., 2014)
PKA	Pyrolyse + gazéification + craquage thermique + fonte (Procédé Gibros PEC)	Allemagne	Aalen	2001	25 000 TPA	ordures ménagères + résidus industriels + pneus usés + plastiques + sols contaminés	Gaz riche en CO / H ₂	(Baidu, 2011) (Chen et al., 2014)
Envirotherm	Gazéification	Allemagne	SVZ	2001	275 000 TPA	plastiques broyés + boues industrielles + boues d'épuration + bois + résidus pétroliers	Méthanol + vapeurs	(S. Pytlar, Jr., 2007)(Sander, Daradimos, & Hirschfelder, 2003)
Ebara	Gazéification à lit fluidisé +	Japon	Chuno Union	2003	186 TPJ	ordures ménagères + résidus pétroliers + automobiles broyés +	Scories recyclées dans les matériaux	(S. Pytlar, Jr., 2007) (ISWA, 2011) (ASME, 2007)
			Minami-Shinshu	2003	155 TPJ			

Procédé/ Compagnie	Technologies	Pays	Ville	Date d'opération	Capacité	Intrants	Extrants	Source
	combustion + fonte		Kawaguchi	2002	475 TPJ	plastiques + boues d'épuration + résidus de cliniques	de construction et métaux vendus.	
			Nagareyama	2004	229 TPJ			
			Ube City	2002	218 TPJ			
			Sakata	2002	217 TPJ			
Nippon Steel	Gazéification à lit fixe + fonte	Japon	Ibaraki	1980	500 TPJ	ordures ménagères + résidus pétroliers + boues d'épuration + résidus de récupération des sites d'enfouissement + cendres de fonte de l'incinérateur + résidus de cliniques + pneus + amiante (tous sans pré-traitement)	Scories recyclées dans les blocs de béton, le pavage d'asphalte, des engrais, des blocs marins et d'autres utilisations agricoles, (qualité des scories presque identique à celle du sable naturel). Métaux recyclés pour la production d'acier et comme contreponds pour les machines de construction.	(S. Pytlar, Jr., 2007)(ISWA, 2011)(Nippon Steel, s. d.)
			Akita	2002	475 TPJ			
			Oita	2003	428 TPJ			
			Ibaraki #2	1996	332 TPJ			
			Narashino City	2002	222 TPJ			
			Itoshima- Kumiai	2000	220 TPJ			
			Kazusa	2002	220 TPJ			
			Kagawatobu- Kumiai	1997	216 TPJ			
			Lizuka City	1998	198 TPJ			
			Tajimi City	2003	188 TPJ			
			Genkai Envir. Union	2003	176 YPJ			
			Ibaraki #3	1999	166 TPJ			
			Kocki West Envir.	2002	154 TPJ			
			Toyokama Union	2003	140 TPJ			
			Iryu-Kumiai	1997	132 TPJ			
			Maki-Machi- Kumiai	2002	132 TPJ			
			Kamaishi	1979	110 TPJ			
			Takizawa	2002	110 TPJ			
			Seino Waste	2004	99 TPJ			
			Kameyama	2000	88 TPJ			
			Minami- Shinshu	2003	155 TPJ			

Procédé/ Compagnie	Technologies	Pays	Ville	Date d'opération	Capacité	Intrants	Extrants	Source
			Kawaguchi	2002	475 TPJ			
			Nagareyama	2004	229 TPJ			
			Ube City	2002	218 TPJ			
			Sakata	2002	217 TPJ			

Annexe E : Procédés de gazéification des ordures ménagères

Tableau 21 : Caractéristiques des principales compagnies de gazéification d'ordures ménagères (Arena, 2012)

		AlterNRG (Canada), Westinghouse Plasma Corp., Hitachi Metals (Japon)	Ebara TIFG (Japon)	Ebara Co. and Ube Industries Ltd (Japon)	Energos (Norvège, Angleterre)	Hitachi Zosen (Japon)	JFE (Japon); (Kawasaki Steel and NKK)	JFE (Japon); Thermoselect (Suisse)	Kobelco (Japon)	Mitsui (Japon)	Nippon Steel Engineering (Japon)	Plasco Energy Group (Canada)	Takuma (Japon)
Quantité de gazéificateurs		2	12	3	8	9	10	7	12	7	32	2	2
Capacité	kt/an	8-90	30-135	10-60	10-80	10-100	30-110	30-200	20-170	60-150	30-230	5-35	40-100
Intrants	Ordures ménagères	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
	Résidus de véhicules broyés	•	•							•			•
	Résidus d'excavation						•						
	Résidus d'incinération		•				•				•		
	Résidus industriels						•				•		
	Plastiques mixtes		•	•									
	Résidus de pneus	•											
Pression	RDF	•			•	•	•	•				•	
	Atmosphérique	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
Agent oxydant	Pressurisé			•									
	Air		•		•	•			•	•			•
	Air enrichi à l'oxygène						•				•		
	Oxygène			•				•					
	Vapeur												
Réacteur	Plasma	•										•	
	Lit fixe						•	•			•		•
	Lit fluidisé		•	•		•			•				
	Lit entraîné												
	Four rotatif									•			
	À grille				•								
Température	Plasma	•										•	
	Basse (<900 °C)		•	•		•			•				
Résidus	Haute (>1200°C)	•		•			•	•		•	•	•	•
	Cendres de grilles		•		•	•			•				
Récupération d'énergie	Cendres vitrifiées	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•
	Chaleur		•		•	•			•	•	•		•
Récupération d'énergie	Électricité	•					•	•				•	

Annexe F : Méthode AHP

Annexe F : Méthode AHP

Afin de comparer les huit chaînes de technologies en regard des huit objectifs, la méthode AHP a été utilisée. La méthode AHP permet une analyse tant qualitative que quantitative de valeurs relatives ou absolues afin d'établir un ordre de priorité. En effet, cette méthode trie des éléments de différents niveaux et de groupes à caractéristiques similaires (Saaty, 2008). L'application de la méthode AHP, telle que réalisée dans la présente étude, comprend cinq étapes.

Étape 1

Afin de calculer les scores de chacune des chaînes pour les différents objectifs, il est nécessaire de créer huit matrices de comparaison « A_z » (où z correspond à l'objectif évalué). Donc, la matrice A_1 représente la comparaison deux à deux de chacune des chaînes évaluées, en regard de leurs performances en termes de « réduction de la quantité de matières enfouies » (objectif #1). La matrice A_2 représente quant à elle la comparaison des chaînes quant à leurs performances en termes de « récupération des métaux » (objectif #2) et ainsi de suite.

Les matrices A_z sont des matrices réelles de grandeur $m \times m$, où m représente le nombre de chaînes évaluées. Dans ce cas-ci, les matrices A_z sont donc des matrices de grandeur 8×8 . Chaque entrée $a_{j,k}^{(z)}$ représente la performance de la $j^{\text{ième}}$ chaîne par rapport à la $k^{\text{ième}}$ chaîne pour le critère lié à l'objectif z (où j représente la chaîne évaluée en rangée et k la chaîne évaluée en colonne). Le Tableau 22 présente un exemple de matrice de comparaison A_z , où l'incinération de masse (#2) est la $j^{\text{ième}}$ chaîne évaluée (en rouge) en comparaison avec la chaîne MRF (#3), étant la $k^{\text{ième}}$ chaîne (en jaune). Donc, lorsque c'est deux chaînes sont comparées, nous parlons alors de l'entrée $a_{2,3}^{(z)}$ (en orange).

Tableau 22 : Exemple de matrice de comparaison A_z

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	$a_{1,1}^{(z)}$	$a_{1,2}^{(z)}$	$a_{1,3}^{(z)}$	$a_{1,4}^{(z)}$	$a_{1,5}^{(z)}$	$a_{1,6}^{(z)}$	$a_{1,7}^{(z)}$	$a_{1,8}^{(z)}$
2 Inc.	$a_{2,1}^{(z)}$	$a_{2,2}^{(z)}$	$a_{2,3}^{(z)}$	$a_{2,4}^{(z)}$	$a_{2,5}^{(z)}$	$a_{2,6}^{(z)}$	$a_{2,7}^{(z)}$	$a_{2,8}^{(z)}$
3 MRF	$a_{3,1}^{(z)}$	$a_{3,2}^{(z)}$	$a_{3,3}^{(z)}$	$a_{3,4}^{(z)}$	$a_{3,5}^{(z)}$	$a_{3,6}^{(z)}$	$a_{3,7}^{(z)}$	$a_{3,8}^{(z)}$
4 MBT	$a_{4,1}^{(z)}$	$a_{4,2}^{(z)}$	$a_{4,3}^{(z)}$	$a_{4,4}^{(z)}$	$a_{4,5}^{(z)}$	$a_{4,6}^{(z)}$	$a_{4,7}^{(z)}$	$a_{4,8}^{(z)}$
5 MPS	$a_{5,1}^{(z)}$	$a_{5,2}^{(z)}$	$a_{5,3}^{(z)}$	$a_{5,4}^{(z)}$	$a_{5,5}^{(z)}$	$a_{5,6}^{(z)}$	$a_{5,7}^{(z)}$	$a_{5,8}^{(z)}$
6 MHT	$a_{6,1}^{(z)}$	$a_{6,2}^{(z)}$	$a_{6,3}^{(z)}$	$a_{6,4}^{(z)}$	$a_{6,5}^{(z)}$	$a_{6,6}^{(z)}$	$a_{6,7}^{(z)}$	$a_{6,8}^{(z)}$
7 MBS	$a_{7,1}^{(z)}$	$a_{7,2}^{(z)}$	$a_{7,3}^{(z)}$	$a_{7,4}^{(z)}$	$a_{7,5}^{(z)}$	$a_{7,6}^{(z)}$	$a_{7,7}^{(z)}$	$a_{7,8}^{(z)}$
8 Gaz.	$a_{8,1}^{(z)}$	$a_{8,2}^{(z)}$	$a_{8,3}^{(z)}$	$a_{8,4}^{(z)}$	$a_{8,5}^{(z)}$	$a_{8,6}^{(z)}$	$a_{8,7}^{(z)}$	$a_{8,8}^{(z)}$

Annexe F : Méthode AHP

Puisque les matrices A_z consistent en des matrices de comparaison, si $a_{j,k}^{(z)} > 1$, cela veut dire que la $j^{\text{ième}}$ chaîne est plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne, alors que si $a_{j,k}^{(z)} < 1$, cela veut dire que la $j^{\text{ième}}$ chaîne est moins performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne, pour le critère lié à l'objectif z considéré. Si deux chaînes j et k présentent les mêmes performances pour l'objectif z , alors l'entrée $a_{j,k}^{(z)}$ est égale à 1. Le Tableau 23 présente un résumé des indices utilisés. Puisque les matrices A_z sont des matrices réciproques carrées, les entrées $a_{j,k}^{(z)}$ et $a_{k,j}^{(z)}$ vérifient la contrainte suivante :

$$a_{j,k}^{(z)} \cdot a_{k,j}^{(z)} = 1 \quad (1)$$

Donc, $a_{j,j}^{(z)} = 1$ pour tous les j .

Tableau 23 : Descriptions des indices

Indice	Signification	Quantité
z	Critère évalués	$z = 1 \text{ à } 8$
m	Nombre de chaînes évaluées	$m = 8$
j	Numéro de la chaîne principalement évaluée (comparaison avec la chaîne k)	$j = 1 \text{ à } m$
k	Numéro de la chaîne utilisée comme élément de comparaison de la chaîne j	$k = 1 \text{ à } m$
l	Nombre de rangées (ou chaînes évaluées j) dans la matrice A_z	$l = 1 \text{ à } 8$

La performance relative de la $j^{\text{ième}}$ chaîne par rapport à la $k^{\text{ième}}$ chaîne est mesurée selon une échelle numérique de 1 à 9, présentée dans le Tableau 24, où il est supposé que la $j^{\text{ième}}$ chaîne est également ou plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne. Les descriptions présentées dans la colonne « Signification » du Tableau 24 sont suggestives et peuvent être utilisées pour traduire en nombres les évaluations qualitatives des performances relatives entre deux critères. Si les nombres impairs ne suffisent pas, il est également possible d'affecter des valeurs intermédiaires (nombres paires).

Tableau 24 : Signification des pondérations des matrices A_z

Échelle numérique	Signification
1	Performances égales des deux chaînes
3	La $j^{\text{ième}}$ chaîne est un peu plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne
5	La $j^{\text{ième}}$ chaîne est plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne
7	La $j^{\text{ième}}$ chaîne est beaucoup plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne
9	La $j^{\text{ième}}$ chaîne est absolument plus performante que la $k^{\text{ième}}$ chaîne
2, 4, 6, 8	Valeurs intermédiaires entre deux jugements, utilisées pour affiner le jugement

En prenant l'exemple plus concret de la matrice A_1 , soit la « réduction de la quantité de matières enfouies », il est possible d'obtenir la matrice présentée au Tableau 25.

Annexe F : Méthode AHP

Tableau 25 : Matrice A_1 de l'objectif « réduction de la quantité de matières enfouies »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1/3	1/5	1/7	1/7	1/7	1/9
2 Inc.	9	1	9	7	3	3	3	3
3 MRF	3	1/9	1	1/5	1/7	1/7	1/7	1/9
4 MBT	5	1/7	5	1	1/3	1/3	1/3	1/5
5 MPS	7	1/3	7	3	1	1/3	1/5	1/3
6 MHT	7	1/3	7	3	3	1	1/3	1/3
7 MBS	7	1/3	7	3	5	3	1	1
8 Gaz.	9	1/3	9	5	3	3	1	1
Somme	48.00	2.70	45.33	22.40	15.62	10.95	6.15	6.09

Donc, en prenant l'incinération de masse (en rouge) comme $j^{\text{ième}}$ chaîne et la chaîne MRF (en jaune) comme $k^{\text{ième}}$ chaîne, il est possible de constater que l'incinération de masse réussit à atteindre une réduction de quantité de matières absolument plus grande que la chaîne de MRF ($a_{2,3}^{(1)} = 9$, en orange). Il est aussi possible d'observer que l'incinération de masse est en mesure d'atteindre une réduction de quantité de matières beaucoup plus grande que la chaîne de MBT ($a_{2,4}^{(1)} = 7$), un peu plus grande que la chaîne MPS ($a_{2,5}^{(1)} = 3$) (voir Tableau 25).

Étape 2

Une fois les matrices A_z construites, il est possible d'en déduire les matrices A_z normalisées ($\bar{A}_z$), en rendant égal à 1 la somme des entrées de chaque colonne, c'est-à-dire, où chaque entrée $\bar{a}_{j,k}^{(z)}$ des matrices $\bar{A}_z$ est calculée comme suit:

$$\bar{a}_{j,k}^{(z)} = \frac{a_{j,k}^{(z)}}{\sum_{l=1}^m a_{l,k}^{(z)}} \quad (2)$$

Un exemple de matrice de comparaison normalisée est montré dans le Tableau 26, pour l'objectif de réduction de la quantité de matières enfouies.

Annexe F : Méthode AHP

Tableau 26 : Matrice normalisée $\bar{A}_1$ de l'objectif « réduction de la quantité de matières enfouies »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02
2 Inc.	0.19	0.37	0.20	0.31	0.19	0.27	0.49	0.49
3 MRF	0.06	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02
4 MBT	0.10	0.05	0.11	0.04	0.02	0.03	0.05	0.03
5 MPS	0.15	0.12	0.15	0.13	0.06	0.03	0.03	0.05
6 MHT	0.15	0.12	0.15	0.13	0.19	0.09	0.05	0.05
7 MBS	0.15	0.12	0.15	0.13	0.32	0.27	0.16	0.16
8 Gaz.	0.19	0.12	0.20	0.22	0.19	0.27	0.16	0.16
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Étape 3

Enfin, le vecteur de poids ou de score « $w^{(z)}$ » (vecteur colonne de dimension m) est construit en faisant la moyenne des entrées de chaque rangée de $\bar{A}_z$.

$$w^{(z)} = \frac{\sum_{l=1}^m \bar{a}_{j,l}^{(z)}}{m} \quad (3)$$

Donc, en appliquant cette équation à la matrice $\bar{A}_1$, il est possible d'obtenir le vecteur colonne $w^{(1)}$:

$$w^{(1)} = [1.8 \% \quad 31.4 \% \quad 2.5 \% \quad 5.6 \% \quad 9.2 \% \quad 11.9 \% \quad 18.5 \% \quad 19.1 \%]$$

Ce vecteur représente les performances de chacune des chaînes comparées l'une par rapport aux autres en termes de réduction de la quantité de matières enfouies. Donc, il est possible de conclure que la performance relative de l'enfouissement à réduire la quantité de matières enfouies est de 1.8%, celle de l'incinération de masse est de 31.4%, celle de la chaîne de MRF de 2.5%, celle de la chaîne de MBT de 5.6%, celle de la chaîne de MPS de 9.2%, celle de la chaîne de MHT de 11.9%, celle de la chaîne de MBS de 18.5% et celle de la gazéification de 19.1%.

Étape 4

Cette étape permet de vérifier la cohérence des résultats. En effet, lorsque plusieurs comparaisons paires par paires sont effectuées, certaines incohérences peuvent apparaître. Par exemple, supposons que trois critères sont considérés et que le premier critère est jugé légèrement plus important que le deuxième critère, alors que le deuxième critère est jugé légèrement plus important que le troisième critère. Une incohérence se manifeste si par erreur le troisième critère est jugé tout aussi important ou plus important que le premier critère. Une évaluation cohérente serait alors que le premier critère est plus important que le troisième critère.

L'indice de cohérence (IC) est obtenu en calculant d'abord le scalaire $x^{(z)}$ (équation (4)), étant la moyenne de la somme des ratios de $A_z \cdot w$ par rapport au vecteur w .

Annexe F : Méthode AHP

$$x_l^{(z)} = \frac{\sum_{l=1}^m a_{j,l}^{(z)} \cdot w_{l,k}^{(z)}}{w_{l,k}^{(z)}} \quad (4)$$

Dans le cas de l'évaluation du premier critère par exemple, on obtient une valeur de 8.88.

$$x^{(1)} = \frac{\sum_{l=1}^m x_l}{m} = 8.88 \quad (5)$$

Après avoir obtenu x , il est possible de calculer l'indice de cohérence (équation (6)) :

$$IC^{(1)} = \frac{x^{(1)} - m}{m - 1} = \frac{8.88 - 8}{8 - 1} = 0.13 \quad (6)$$

Enfin, le ratio de cohérence (RC) est calculé en faisant le ratio de l'indice de cohérence (IC) avec l'indice aléatoire (IA), dont certaines valeurs sont présentées dans le Tableau 27. RC représente la probabilité que la matrice soit complétée aléatoirement. Il sert donc à évaluer la cohérence globale d'appréciation.

Tableau 27 : Indices aléatoires associés au nombre de critères (Dayi, 2017)

# de critères	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IA	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51

Dans le cas de l'évaluation du premier critère par exemple, on obtient une valeur de 0.089.

$$RC^{(1)} = \frac{IC^{(1)}}{IA} = \frac{0.13}{1.41} = 0.089 \quad (7)$$

Les valeurs acceptables de RC sont définies comme suit en fonction de la valeur de m :

$$RC \leq 0.05; m = 3$$

$$RC \leq 0.09; m = 4$$

$$RC \leq 0.10; m \geq 5$$

Si les valeurs de RC dépassent les valeurs acceptables, les matrices de pondérations (étape 1) doivent être recommencées. Cela signifie qu'il y a une incohérence dans la pondération.

Puisque le RC obtenu pour la matrice de comparaison A_1 est inférieur à 0.10, cela signifie que la matrice de comparaison A_1 présentée dans le Tableau 25 est cohérente.

$$RC^{(1)} = 0.089 < 0.10 \text{ donc acceptable.}$$

Annexe F : Méthode AHP

Étape 5

Après avoir obtenu les huit vecteurs $w^{(z)}$ et avoir vérifié la cohérence des matrices, une dernière étape est nécessaire pour représenter les résultats. Il s'agit de normaliser les scores obtenus en posant le minimum du vecteur égal à zéro, et en posant le maximum du vecteur égal à 100 %. Pour ce faire, l'équation (8) a été utilisée :

$$b_l^{(z)} = \frac{w_l^{(z)} - \min(w^{(z)})}{[\max(w^{(z)}) - \min(w^{(z)})]} \quad (8)$$

Les résultats obtenus au bout de ces 5 étapes sont présentés dans le Tableau 14. Les matrices de comparaison des huit objectifs ainsi que les $w^{(z)}$, $x^{(z)}$, $IC^{(z)}$ et le $RC^{(z)}$ sont présentées en Annexe G.

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #1 : Réduction de la quantité de matières enfouies

Tableau 28 : Matrice de comparaison A_1 pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1/3	1/5	1/7	1/7	1/7	1/9
2 Inc.	9	1	9	7	3	3	3	3
3 MRF	3	1/9	1	1/5	1/7	1/7	1/7	1/9
4 MBT	5	1/7	5	1	1/3	1/3	1/3	1/5
5 MPS	7	1/3	7	3	1	1/3	1/5	1/3
6 MHT	7	1/3	7	3	3	1	1/3	1/3
7 MBS	7	1/3	7	3	5	3	1	1
8 Gaz.	9	1/3	9	5	3	3	1	1
Somme	48.00	2.70	45.33	22.40	15.62	10.95	6.15	6.09

Tableau 29 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_1$ pour l'objectif #1 « réduction de la quantité de matières enfouies »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02
2 Inc.	0.19	0.37	0.20	0.31	0.19	0.27	0.49	0.49
3 MRF	0.06	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02
4 MBT	0.10	0.05	0.11	0.04	0.02	0.03	0.05	0.03
5 MPS	0.15	0.12	0.15	0.13	0.06	0.03	0.03	0.05
6 MHT	0.15	0.12	0.15	0.13	0.19	0.09	0.05	0.05
7 MBS	0.15	0.12	0.15	0.13	0.32	0.27	0.16	0.16
8 Gaz.	0.19	0.12	0.20	0.22	0.19	0.27	0.16	0.16
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 30 : $w^{(1)}$, $x^{(1)}$, $RC^{(1)}$, IA pour l'objectif #1 « réduction de la masse enfouies »

$w^{(1)}$	0.018	0.314	0.025	0.056	0.092	0.119	0.185	0.191
$x^{(1)}$	8.88							
$IC^{(1)}$	0.13							
$RC^{(1)}$	0.0892							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #2 : Récupération des métaux

Tableau 31 : Matrice de comparaison A_2 pour l'objectif #2 « récupération des métaux »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9
2 Inc.	9	1	1/7	1/3	1/3	1/3	1/3	1/5
3 MRF	9	7	1	1	1	1	1	3
4 MBT	9	3	1	1	1	1	1	3
5 MPS	9	3	1	1	1	1	1	3
6 MHT	9	3	1	1	1	1	1	3
7 MBS	9	3	1	1	1	1	1	3
8 Gaz.	9	5	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1
Somme	64.0	25.1	5.6	5.8	5.8	5.8	5.8	16.3

Tableau 32 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_2$ pour l'objectif #2 « récupération des métaux »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01
2 Inc.	0.14	0.04	0.03	0.06	0.06	0.06	0.06	0.01
3 MRF	0.14	0.28	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18
4 MBT	0.14	0.12	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18
5 MPS	0.14	0.12	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18
6 MHT	0.14	0.12	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18
7 MBS	0.14	0.12	0.18	0.17	0.17	0.17	0.17	0.18
8 Gaz.	0.14	0.20	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 33 : $w^{(2)}$, $x^{(2)}$, $RC^{(2)}$, IA pour l'objectif #2 « récupération des métaux »

$w^{(2)}$	0.015	0.056	0.184	0.164	0.164	0.164	0.164	0.086
$x^{(2)}$	8.56							
$IC^{(2)}$	0.080							
$RC^{(2)}$	0.057							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #3 : Récupération des plastiques

Tableau 34 : Matrice de comparaison A_3 pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1
2 Inc.	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1
3 MRF	9	9	1	3	3	3	3	9
4 MBT	9	9	1/3	1	1/3	1/3	1/3	9
5 MPS	9	9	1/3	3	1	1	1	9
6 MHT	9	9	1/3	3	1	1	1	9
7 MBS	9	9	1/3	3	1	1	1	9
8 Gaz.	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9	1/9	1
Somme	48.0	48.0	2.7	13.3	6.7	6.7	6.7	48.0

Tableau 35 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_3$ pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02
2 Inc.	0.02	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02
3 MRF	0.19	0.19	0.38	0.23	0.45	0.45	0.45	0.19
4 MBT	0.19	0.19	0.13	0.08	0.05	0.05	0.05	0.19
5 MPS	0.19	0.19	0.13	0.23	0.15	0.15	0.15	0.19
6 MHT	0.19	0.19	0.13	0.23	0.15	0.15	0.15	0.19
7 MBS	0.19	0.19	0.13	0.23	0.15	0.15	0.15	0.19
8 Gaz.	0.02	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 36 : $w^{(3)}$, $x^{(3)}$, $RC^{(3)}$, IA pour l'objectif #3 « récupération des plastiques »

$w^{(3)}$	0.020	0.020	0.314	0.114	0.170	0.170	0.170	0.020
$x^{(3)}$	8.48							
$IC^{(3)}$	0.069							
$RC^{(3)}$	0.049							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #4 : Stabilisation avant l'enfouissement

Tableau 37 : Matrice de comparaison A_4 pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1	1/5	1/3	1/3	1/7	1/9
2 Inc.	9	1	9	5	7	7	3	1
3 MRF	1	1/9	1	1/7	1/5	1/5	1/7	1/9
4 MBT	5	1/5	7	1	5	3	1/3	1/5
5 MPS	3	1/7	5	1/5	1	1/3	1/3	1/7
6 MHT	3	1/7	5	1/3	3	1	1	1/5
7 MBS	7	1/3	7	3	3	1	1	1/5
8 Gaz.	9	1	9	5	7	5	5	1
Somme	38.0	3.0	44.0	14.9	26.5	17.9	11.0	3.0

Tableau 38 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_4$ pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.03	0.04	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01	0.04
2 Inc.	0.24	0.33	0.20	0.34	0.26	0.39	0.27	0.34
3 MRF	0.03	0.04	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04
4 MBT	0.13	0.07	0.16	0.07	0.19	0.17	0.03	0.07
5 MPS	0.08	0.05	0.11	0.01	0.04	0.02	0.03	0.05
6 MHT	0.08	0.05	0.11	0.02	0.11	0.06	0.09	0.07
7 MBS	0.18	0.11	0.16	0.20	0.11	0.06	0.09	0.07
8 Gaz.	0.24	0.33	0.20	0.34	0.26	0.28	0.46	0.34
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 39 : $w^{(4)}$, $x^{(4)}$, $RC^{(4)}$, IA pour l'objectif #4 « stabilisation avant l'enfouissement »

$w^{(4)}$	0.023	0.297	0.021	0.110	0.048	0.074	0.123	0.305
$x^{(4)}$	8.81							
$IC^{(4)}$	0.12							
$RC^{(4)}$	0.082							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #5 : Assainissement avant l'enfouissement

Tableau 40 : Matrice de comparaison A_5 pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1	1/3	1/3	1/9	1/7	1/9
2 Inc.	9	1	9	9	9	3	5	1
3 MRF	1	1/9	1	1	1	1/9	1/7	1/9
4 MBT	3	1/9	1	1	1	1/9	1/7	1/9
5 MPS	3	1/9	1	1	1	1/9	1/7	1/9
6 MHT	9	1/3	9	9	9	1	5	1/3
7 MBS	7	1/5	7	7	7	1/5	1	1/5
8 Gaz.	9	1	9	9	9	3	5	1
Somme	42.0	3.0	38.0	37.3	37.3	7.6	16.6	3.0

Tableau 41 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_5$ pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.04	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04
2 Inc.	0.21	0.34	0.24	0.24	0.24	0.39	0.30	0.34
3 MRF	0.02	0.04	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01	0.04
4 MBT	0.07	0.04	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01	0.04
5 MPS	0.07	0.04	0.03	0.03	0.03	0.01	0.01	0.04
6 MHT	0.21	0.11	0.24	0.24	0.24	0.13	0.30	0.11
7 MBS	0.17	0.07	0.18	0.19	0.19	0.03	0.06	0.07
8 Gaz.	0.21	0.34	0.24	0.24	0.24	0.39	0.30	0.34
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 42 : $w^{(5)}$, $x^{(5)}$, $RC^{(5)}$, IA pour l'objectif #5 « assainissement avant l'enfouissement »

$w^{(5)}$	0.021	0.287	0.025	0.031	0.031	0.199	0.118	0.287
$x^{(5)}$	8.81							
$IC^{(5)}$	0.12							
$RC^{(5)}$	0.082							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #6 : Valorisation en biogaz

Tableau 43 : Matrice de comparaison A_6 pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	9	9	1/5	1/3	1/3	9	9
2 Inc.	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1	1
3 MRF	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1	1
4 MBT	5	9	9	1	1/3	1	9	9
5 MPS	3	9	9	3	1	3	9	9
6 MHT	3	9	9	1	1/3	1	9	9
7 MBS	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1	1
8 Gaz.	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1	1
Somme	12.4	40.0	40.0	5.6	2.4	5.8	40.0	40.0

Tableau 44 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_6$ pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.08	0.23	0.23	0.04	0.14	0.06	0.23	0.23
2 Inc.	0.01	0.03	0.03	0.02	0.05	0.02	0.03	0.03
3 MRF	0.01	0.03	0.03	0.02	0.05	0.02	0.03	0.03
4 MBT	0.40	0.23	0.23	0.18	0.14	0.17	0.23	0.23
5 MPS	0.24	0.23	0.23	0.53	0.41	0.52	0.23	0.23
6 MHT	0.24	0.23	0.23	0.18	0.14	0.17	0.23	0.23
7 MBS	0.01	0.03	0.03	0.02	0.05	0.02	0.03	0.03
8 Gaz.	0.01	0.03	0.03	0.02	0.05	0.02	0.03	0.03
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 45 : $w^{(6)}$, $x^{(6)}$, $RC^{(6)}$, IA pour l'objectif #6 « valorisation en biogaz »

$w^{(6)}$	0.151	0.024	0.024	0.224	0.325	0.203	0.024	0.024
$x^{(6)}$	8.58							
$IC^{(6)}$	0.08							
$RC^{(6)}$	0.059							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #7 : Valorisation énergétique

Tableau 46 : Matrice de comparaison A_7 pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9
2 Inc.	9	1	9	9	5	5	5	3
3 MRF	1	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9
4 MBT	1	1/9	1	1	1/9	1/9	1/9	1/9
5 MPS	9	1/5	9	9	1	1	1/3	1/5
6 MHT	9	1/5	9	9	1	1	1/3	1/3
7 MBS	9	1/5	9	9	3	3	1	1/3
8 Gaz.	9	1/3	9	9	5	3	3	1
Somme	48.0	2.3	48.0	48.0	15.3	13.3	10.0	5.2

Tableau 47 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_7$ pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.02	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02
2 Inc.	0.19	0.44	0.19	0.19	0.33	0.38	0.50	0.58
3 MRF	0.02	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02
4 MBT	0.02	0.05	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02
5 MPS	0.19	0.09	0.19	0.19	0.07	0.08	0.03	0.04
6 MHT	0.19	0.09	0.19	0.19	0.07	0.08	0.03	0.06
7 MBS	0.19	0.09	0.19	0.19	0.20	0.23	0.10	0.06
8 Gaz.	0.19	0.15	0.19	0.19	0.33	0.23	0.30	0.19
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 48 : $w^{(7)}$, $x^{(7)}$, $RC^{(7)}$, IA pour l'objectif #7 « valorisation énergétique »

$w^{(7)}$	0.020	0.348	0.020	0.020	0.108	0.111	0.154	0.219
$x^{(7)}$	8.92							
$IC^{(7)}$	0.13							
$RC^{(7)}$	0.0935							
IA	1.41							

Annexe G : Détails de l'évaluation des critères « objectifs poursuivis » avec la méthode AHP

Objectif #8 : Production de molécules

Tableau 49 : Matrice de comparaison A_8 pour l'objectif #8 « production de molécules »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1	1	1	1	1	1	1/9
2 Inc.	1	1	1	1	1	1	1	1/9
3 MRF	1	1	1	1	1	1	1	1/9
4 MBT	1	1	1	1	1	1	1	1/9
5 MPS	1	1	1	1	1	1	1	1/9
6 MHT	1	1	1	1	1	1	1	1/9
7 MBS	1	1	1	1	1	1	1	1/9
8 Gaz.	9	9	9	9	9	9	9	1
Somme	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	1.8

Tableau 50 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_8$ pour l'objectif #8 « production de molécules »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
2 Inc.	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
3 MRF	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
4 MBT	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
5 MPS	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
6 MHT	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
7 MBS	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
8 Gaz.	0.56	0.56	0.56	0.56	0.56	0.56	0.56	0.56
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 51 : $w^{(8)}$, $x^{(8)}$, $RC^{(8)}$, IA pour l'objectif #8 « production de molécules »

$w^{(8)}$	0.063	0.063	0.063	0.063	0.063	0.063	0.063	0.563
$x^{(8)}$	8.00							
$IC^{(8)}$	0.00							
$RC^{(8)}$	0.00							
IA	1.41							

Annexe H : Détails de l'évaluation des critères « applicabilité » avec la méthode AHP

Annexe H : Détails de l'évaluation des critères « applicabilité » avec la méthode AHP

Critère d'applicabilité #1 : Maturité

Tableau 52 : Matrice de comparaison A_9 pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	1	2	2	9	3	3	5
2 Inc.	1	1	2	2	9	3	3	5
3 MRF	1/2	1/2	1	1	9	3	3	5
4 MBT	1/2	1/2	1	1	9	3	3	5
5 MPS	1/9	1/9	1/9	1/9	1	1/7	1/7	1/9
6 MHT	1/3	1/3	1/3	1/3	7	1	1	3
7 MBS	1/3	1/3	1/3	1/3	7	1	1	3
8 Gaz.	1/5	1/5	1/5	1/5	9	1/3	1/3	1
Somme	4.0	4.0	7.0	7.0	60.0	14.5	14.5	27.1

Tableau 53 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_9$ pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.25	0.25	0.29	0.29	0.15	0.21	0.21	0.18
2 Inc.	0.25	0.25	0.29	0.29	0.15	0.21	0.21	0.18
3 MRF	0.13	0.13	0.14	0.14	0.15	0.21	0.21	0.18
4 MBT	0.13	0.13	0.14	0.14	0.15	0.21	0.21	0.18
5 MPS	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.00
6 MHT	0.08	0.08	0.05	0.05	0.12	0.07	0.07	0.11
7 MBS	0.08	0.08	0.05	0.05	0.12	0.07	0.07	0.11
8 Gaz.	0.05	0.05	0.03	0.03	0.15	0.02	0.02	0.04
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 54 : $w^{(9)}$, $x^{(9)}$, $RC^{(9)}$, IA pour le critère d'applicabilité #1 « maturité »

$w^{(9)}$	0.228	0.228	0.161	0.161	0.016	0.079	0.079	0.049
$x^{(9)}$	8.53							
$IC^{(9)}$	0.08							
$RC^{(9)}$	0.054							
IA	1.41							

Annexe H : Détails de l'évaluation des critères « applicabilité » avec la méthode AHP

Critère d'applicabilité #2 : Flexibilité

Tableau 55 : Matrice de comparaison A_{10} pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	1	3	1	2	2	2	2	4
2 Inc.	1/3	1	1/3	1	1/3	1/3	1/3	2
3 MRF	1	3	1	2	2	2	2	4
4 MBT	1/2	1	1/2	1	1	1	1	2
5 MPS	1/2	3	1/2	1	1	1	1/2	2
6 MHT	1/2	3	1/2	1	1	1	1/2	2
7 MBS	1/2	3	1/2	1	2	2	1	2
8 Gaz.	1/4	1/2	1/4	1/2	1/2	1/2	1/2	1
Somme	4.6	17.5	4.6	9.5	9.8	9.8	7.8	19.0

Tableau 56 : Matrice de comparaison normalisée $\bar{A}_{10}$ pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »

Chaînes	1 LET	2 Inc.	3 MRF	4 MBT	5 MPS	6 MHT	7 MBS	8 Gaz.
1 LET	0.22	0.17	0.22	0.21	0.20	0.20	0.26	0.21
2 Inc.	0.07	0.06	0.07	0.11	0.03	0.03	0.04	0.11
3 MRF	0.22	0.17	0.22	0.21	0.20	0.20	0.26	0.21
4 MBT	0.11	0.06	0.11	0.11	0.10	0.10	0.13	0.11
5 MPS	0.11	0.17	0.11	0.11	0.10	0.10	0.06	0.11
6 MHT	0.11	0.17	0.11	0.11	0.10	0.10	0.06	0.11
7 MBS	0.11	0.17	0.11	0.11	0.20	0.20	0.13	0.11
8 Gaz.	0.05	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.05
Somme	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Tableau 57 : $w^{(10)}$, $x^{(10)}$, $RC^{(10)}$, IA pour le critère d'applicabilité #2 « flexibilité »

$w^{(10)}$	0.211	0.065	0.211	0.102	0.108	0.108	0.142	0.051
$x^{(10)}$	8.25							
$IC^{(10)}$	0.04							
$RC^{(10)}$	0.026							
IA	1.41							