

Titre: Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire
Title: Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire

Auteur: Diane Ruiz
Author: Diane Ruiz

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Ruiz, D. (2019). Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: Ruiz, D. (2019). Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/4171/>

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/4171/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Robert Legros, Guillaume Majeau-Bettez, & Réjean Samson
Advisors:

Programme: Génie énergétique
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à
partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire**

DIANE RUIZ

Département de génie chimique

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

Génie énergétique

Décembre 2019

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Optimisation environnementale de la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles dans un contexte d'économie circulaire

présenté par **Diane RUIZ**

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

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

Guy MARLEAU, président

Robert LEGROS, membre et directeur de recherche

Guillaume MAJEAU-BETTEZ, membre et codirecteur de recherche

Réjean SAMSON, membre et codirecteur de recherche

Oumarou SAVADOGO, membre

REMERCIEMENTS

Je souhaite premièrement remercier Robert Legros pour m'avoir offert l'opportunité d'effectuer ma maîtrise au sein de la CRVMR et de m'avoir permis de travailler pendant deux années autour de deux thèmes qui me passionnent, la gestion des matières résiduelles et les enjeux de l'énergie.

Je voudrais également remercier Réjean Samson pour avoir contribué significativement à la définition et l'élaboration de mon sujet de recherche, ayant alimenté deux ans d'intenses réflexions.

Ce projet n'aurait pas pu être mené à bien sans la présence, l'encadrement et le soutien de Guillaume Majeau-Bettez. Merci d'avoir stimulé mes réflexions et de m'avoir guidée dans le développement de ma recherche. Ta confiance, ta bienveillance, ton exigence et ton engagement dans l'encadrement m'ont poussée à donner plus de moi-même que ce que j'aurais pu imaginer au début de cette maîtrise et à découvrir ce dont j'étais capable.

Merci également à Laurent Spreutels pour sa disponibilité pendant ces deux années au sein de la CRVMR, aux étudiant.e.s de la CRVMR pour l'ambiance chaleureuse qui y a régné et à Camille, Stéphanie et Geneviève pour leurs conseils sages et diplômés.

Je souhaite remercier toutes les personnes qui m'accompagnent depuis mon installation ici et qui m'ont permis de me sentir chez moi au Québec : Poly-Théâtre pour toutes les belles rencontres et les projets artistiques que l'on a menés ensemble, et plus particulièrement Lydia, Christella et Sélima, notre quatuor magique aura su me mettre du baume au cœur dans les moments difficiles, merci de me soutenir et d'être vous. Merci également à toutes les personnes qui m'accompagnent de plus loin, France, Mexique, États-Unis, votre soutien m'a aidée à persévérer tout au long de mes études.

Un merci tout particulier à Sarah qui, en me guidant à travers des projets artistiques et aventures humaines depuis mon arrivée à Montréal, m'a permis d'explorer de nouvelles facettes de moi et de me développer en tant qu'être humain au fil de cette expérience tumultueuse qu'est la maîtrise.

RÉSUMÉ

L'objectif de ce mémoire est de développer un modèle de valorisation énergétique de matières résiduelles flexible et sensible à la matière entrante, prenant en compte la performance technologique et les impacts environnementaux potentiels, en vue d'une optimisation menant à un choix technologique. Le développement de ce modèle est réalisé au sein des outils développés par la *Chaire de Recherche sur la Valorisation des Matières Résiduelles* (CRVMR) et notamment au sein de l'outil *VMR-Sys*, permettant de prédire les performances techniques des technologies de traitement, ainsi que l'outil *VMR-Imp*, par la prédition de leur performance environnementale. Ces modèles sont ensuite utilisés par l'outil d'optimisation MaRCOT (*Materials Recovery & Choice of Technologies*) permettant la réalisation d'un choix technologique en fonction de l'objectif, des contraintes spécifiées, ainsi que de la matière à traiter par le système.

Pour ce faire, les modèles décrivant l'incinération de matières résiduelles ont été évalués afin d'identifier les approches de modélisation pertinentes. Cette évaluation permet alors de mettre en évidence les mécanismes à réutiliser dans le développement du modèle d'incinération ainsi que ceux à affiner, servant également de point de départ pour le développement du modèle de gazéification. Afin d'apporter de la modularité, les technologies ont été décomposées en étapes, et chaque étape a été modélisée individuellement et indépendamment, permettant une paramétrisation et une prise en compte accrue de la sensibilité à la matière alimentée et à l'évolution de la composition de la matière au sein du système.

Les modèles d'incinération et de gazéification développés permettent ainsi de prendre en compte l'influence de la matière traitée sur l'efficacité de production des co-produits, notamment l'énergie générée, l'influence de la matière traitée sur les émissions directes à l'air et à l'eau ainsi que la prise en compte des impacts potentiels sur tout le cycle de vie par intégration de l'impact de production des intrants et les impacts évités par substitution des co-produits générés, obtenus grâce à l'utilisation de la base de données ACV ecoinvent pour la description des procédés en arrière-plan.

Les modèles ont alors été comparés entre eux afin d'évaluer les performances technologiques et environnementales de l'incinération et de la gazéification pour le traitement d'une même matière. L'influence de la composition de la matière traitée sur ces performances a ensuite été étudiée. Les

résultats obtenus ont permis de confirmer l'importance du contexte local de l'étude sur la performance environnementale des systèmes. En effet, la source de production énergétique que l'énergie produite à partir de l'incinération ou de la gazéification pourrait substituer, dépendant du contexte énergétique local, a une grande influence sur la performance environnementale. Des impacts potentiels négatifs du système de valorisation énergétique pour certaines catégories d'impact étudiées démontrent l'efficacité environnementale de la substitution de sources de production d'énergie plus polluantes pour ces catégories d'impact.

De plus, le choix technologique entre l'incinération et la gazéification, issu de l'utilisation de l'outil *MaRCOT*, dépend de la composition de la matière alimentée au système et du scénario étudié, démontrant l'importance de la paramétrisation accrue des systèmes réalisée au cours de cette recherche.

ABSTRACT

The objective of this research is to develop a flexible model of energy recovery from MSW, sensitive to the composition of the input waste, considering technological performance and potential environmental impacts, to conduct an optimization leading to a technological choice. The models developed are part of the framework developed within the *Chaire de Recherche sur la Valorisation des Matières Résiduelles* (CRVMR) and particularly of the *VMR-Sys* tool, predicting technical performances of treatment technologies, and the *VMR-Imp* tool, predicting their environmental performance. These models are then used by the optimization tool *MaRCOT* (Materials Recovery & Choice of Technologies) allowing for a technological choice based on the optimization objective, the specified constraints and the composition of the MSW to be treated by the system.

To complete this objective, models for the incineration of waste were evaluated in order to identify modeling approaches to reuse and mechanisms to represent differently while developing the models. The evaluation of incineration models is also the foundation for the development of the gasification environmental modelling. To be able to incorporate modularity, technologies were decomposed in a series of steps, each one modelized individually and independently, allowing an enhanced parameterization and the inclusion of the effect of waste composition on the step's performances.

The incineration and gasification models developed allow the quantification of the production of co-products, especially the energy output, and the quantification of the emissions to air and water based on the composition of waste. The potential impacts on the whole life cycle are also integrated by considering the impact of the former production of inputs materials used in the system and substituting generated co-products, linking the LCA database ecoinvent for representation of the background system.

Models were then compared to evaluate technological and environmental performances of incineration and gasification during the treatment of the same waste. The influence of waste composition on these performances were then studied. Results confirmed the importance of the local context of the study on the environmental performances of the systems represented. The energy production source substituted by the energy produced from incineration and gasification,

depending on the local energy context, has a great influence on the environmental performance. Negative potential impacts for several impact categories show the environmental efficiency of substituting energy production sources that are more harmful of the environment for these impact categories.

Furthermore, the technology choice between incineration and gasification, using the optimization tool MaRCOT, depends on the composition of the waste treated by the system and the scenario modeled, demonstrating the importance of the parameterization of the individual steps of the systems.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	IV
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES FIGURES	XX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVI
LISTE DES ANNEXES	XXVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	5
2.1 L'analyse du cycle de vie	5
2.1.1 Définition	5
2.1.2 Étapes de réalisation.....	5
2.1.3 Notions d'avant-plan et arrière-plan	9
2.1.4 Multifonctionnalité.....	10
2.2 État des lieux sur la réutilisabilité des études ACV	11
2.3 Revue critique de la valorisation énergétique en ACV	12
2.3.1 Cartographie des études	12
2.3.2 Recensement des méthodes de génération d'ICV	13
2.3.3 Évaluation de la quantification des émissions directes à l'environnement	13
2.3.4 Évaluation de la quantification des flux intermédiaires	31
2.4 Conclusions de la revue de littérature	39
CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE.....	40

3.1	Objectif principal.....	40
3.2	Objectifs spécifiques	40
3.2.1	Sous-objectif 1 : Recensement et analyse critique des structures de systèmes et paramètres utilisés dans la littérature pour la modélisation des technologies de valorisation énergétique	40
3.2.2	Sous-objectif 2 : Développement de modèles indépendants pour chaque étape des systèmes et intégration dans les outils VMR-Sys et VMR-Imp.....	41
3.2.3	Sous-objectif 3 : Génération de l'inventaire de cycle de vie pour l'incinération et la gazéification	41
3.2.4	Sous-objectif 4 : Première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique.....	41
3.3	Méthodologie	42
3.3.1	Méthode pour le recensement et l'analyse critique des structures de systèmes et paramètres utilisés dans la littérature pour la modélisation des technologies de valorisation énergétique (Sous-objectif 1)	42
3.3.2	Méthode pour le développement des modèles indépendants pour chaque étape des systèmes et intégration dans les outils VMR-Sys et VMR-Imp (Sous-objectif 2)....	43
3.3.3	Méthode pour la génération de l'inventaire du cycle de vie pour l'incinération et la gazéification (Sous-objectif 3)	51
3.3.4	Méthode pour la première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique (Sous-objectif 4).....	56
	CHAPITRE 4 RECENSEMENT ET ANALYSE CRITIQUE DES STRUCTURES ET PARAMÈTRES DES SYSTÈMES	59
4.1	Recensement et analyse critique des structures.....	59
4.1.1	Dégagement d'une structure générique des systèmes	59
4.1.2	Décomposition en séquence d'étapes.....	60

4.2	Approches de modélisation pour l'incinération	72
4.2.1	Modélisation de la combustion	72
4.2.2	Traitements des gaz	82
CHAPITRE 5 DÉVELOPPEMENT DES MODÈLES		84
5.1	Pré-traitements	85
5.1.1	Séchage.....	85
5.1.2	Broyage	89
5.2	Conversion primaire.....	90
5.2.1	Entrée de la technologie (Gate) : séparation fictive de la matière combustible et de la matière inerte et consommation de l'installation	91
5.2.2	Incinération.....	93
5.2.3	Gazéification	100
5.3	Récupération des métaux	105
5.3.1	Modélisation des intrants	106
5.3.2	Modélisation des extrants.....	106
5.4	Conversion secondaire ou valorisation énergétique	106
5.4.1	Incinération.....	106
5.4.2	Gazéification	108
5.4.3	Chaudière	108
5.4.4	Valorisation énergétique	110
5.4.5	Combustion des gaz	112
5.5	Traitements des gaz	115
5.5.1	Captage des cendres volantes et poussières - Précipitateur électrostatique	115
5.5.2	Traitements des gaz en incinération.....	117

5.5.3	Traitement des gaz en gazéification	137
5.6	Rejet des gaz : cheminée	142
5.6.1	Modélisation des extrants.....	142
5.7	Gestions des résidus et rejets.....	143
5.7.1	Rejets aqueux	143
5.7.2	Résidus solides	143
5.8	Lien avec l'ACV	144
5.8.1	Émissions directes à l'environnement.....	144
5.8.2	Impacts liés à l'utilisation des flux intermédiaires.....	144
5.8.3	Impacts évités dus à la substitution des co-produits	146
CHAPITRE 6 GÉNÉRATION DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE ET PREMIÈRE OPTIMISATION DANS MARCOT		147
6.1	Comparaison du modèle d'incinération avec les résultats de la base de données ecoinvent	147
6.2	Comparaison de l'incinération et de la gazéification	149
6.3	Contribution des étapes des procédés à leur impact potentiel sur les changements climatiques.....	151
6.4	Influence de la source d'énergie substituée.....	153
6.4.1	Électricité	153
6.4.2	Chaleur	155
6.5	Influence de la matière alimentée au procédé	156
6.5.1	Influence de la proportion de plastiques	156
6.5.2	Influence de la proportion de MO	162
6.6	Première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique.....	167

6.6.1	Choix entre la turbine à gaz et la chaudière dans le système de gazéification.....	167
6.6.2	Choix entre SCR et SNCR pour la dénitrification des gaz en incinération.....	168
6.6.3	Choix technologique entre l'incinération et la gazéification	168
	CHAPITRE 7 DISCUSSION ET CONCLUSIONS	170
7.1	Limites de l'étude.....	170
7.2	Contributions et atteinte des objectifs	172
7.3	Futurs développements et suite de la recherche : vers une représentation agile, fine et contextualisée de procédés physico-chimiques dans l'analyse de la performance environnementale.....	174
	RÉFÉRENCES	177
	ANNEXES	188

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Évaluation des critères pour l'utilisation de limites légales comme émissions directes à l'environnement	16
Tableau 2.2 Émissions de NO _x recensées parmi 125 installations dans le rapport (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006)	16
Tableau 2.3 Évaluation des émissions de NO _x dans le rapport (DEFRA, 2004)	17
Tableau 2.4 Évaluation des critères pour l'utilisation de rapports (inter)-gouvernementaux pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	19
Tableau 2.5 Évaluation des critères pour l'utilisation de cas réels pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	20
Tableau 2.6 Évaluation des critères pour l'utilisation de la base de données ecoinvent pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	20
Tableau 2.7 Recensement des modèles analysés, des technologies de valorisation énergétique prises en compte et de la disponibilité d'une interface	21
Tableau 2.8 Évaluation des critères pour les modélisations de Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013 pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement	23
Tableau 2.9 Évaluation des critères pour l'utilisation de la modélisation de Hellweg et al., 2001b pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement	24
Tableau 2.10 Évaluation des critères pour le modèle IWMM pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	25
Tableau 2.11 Évaluation des critères pour le modèle SWOLF pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	25
Tableau 2.12 Évaluation des critères pour le modèle MSW-DST pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	26

Tableau 2.13 Évaluation des critères pour le modèle de (Doka, 2009) pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement	27
Tableau 2.14 Évaluation des critères pour le modèle SWIMS pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	28
Tableau 2.15 Évaluation des critères pour le modèle EASETECH pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	29
Tableau 2.16 Évaluation des critères pour le modèle LCA4Waste pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement.....	29
Tableau 2.17 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires dans la base de données ecoinvent	32
Tableau 2.18 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour la modélisation de (Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013).....	33
Tableau 2.19 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour la modélisation de (Hellweg et al., 2001b)	33
Tableau 2.20 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour les modèles SWOLF et MSW-DST	34
Tableau 2.21 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle EPIC/CSR	35
Tableau 2.22 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle de (Doka, 2009)	36
Tableau 2.23 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle SWIMS	37
Tableau 2.24 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle EASETECH	37
Tableau 2.25 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle LCA4Waste	38

Tableau 3.1 Notations, signification et symboles utilisés pour la présentation de la méthodologie des sous-objectifs 3 et 4	44
Tableau 3.2 Composition des déchets éliminés en 2013 au Québec en termes de catégories de matière principales (Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015)	52
Tableau 4.1 Proportion dans les matières résiduelles, taux d'humidité et cendres, et pouvoir calorifique inférieur (PCI) des catégories de matière (DTU, s. d.; Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015)	62
Tableau 4.2 Contraintes maximales de concentrations en polluants dans les gaz de synthèse pour valorisation dans une turbine à gaz (en mg/Nm ³ sauf si spécifié autrement, ND : non disponible). Les contraintes retenues pour chaque polluant sont identifiées en gras.	
.....	65
Tableau 4.3 : Seuil d'émissions des fumées issues d'incinération de déchets municipaux au Québec selon la capacité de l'installation (<i>Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, LQE Q-2, r.19, s. d.</i>)	66
Tableau 4.4 : Technologies majoritairement étudiées pour le traitement des fumées dans les ACV de technologies de valorisation énergétique des déchets	67
Tableau 4.5 : Technologies modélisées pour le traitement des gaz de synthèse en gazéification .	69
Tableau 4.6 Coefficients de transfert rapportés à trois sorties pour une sélection d'éléments, ND : non disponible (1 : (DTU, s. d.), 2 : (Arena et al., 2015), 3 : (Hellweg et al., 2001b), 4 : (Allesch & Brunner, 2017), 4 : (Lausselet, Cherubini, del Alamo Serrano, Becidan, & Strømman, 2016))	73
Tableau 4.7 Émissions considérées comme dépendantes du procédé ou non dépendantes de l'intrant dans la littérature. Sources : (1 : Beylot & Villeneuve, 2013; 2 : Doka, 2009; 3 : DTU, s. d.; 4 : Harrison, Dumas, Barlaz, & Nishtala, 2000a; 5 : Hellweg, Hofstetter, & Hungerbühler, 2001; 6 : Kremer, Goldhan, & Heyde, 1998; 7 : Lausselet, Cherubini, del Alamo Serrano, Becidan, & Strømman, 2016; 8 : Seyler, Hofstetter, & Hungerbühler, 2005; 9 : Sundqvist, 1999)	75

Tableau 4.8 : Part des émissions de NO _x attribuables au combustible ou au procédé dans la littérature	77
Tableau 4.9 : Répartition de l'azote entre différentes substances dans le gaz post-combustion (%)	78
Tableau 4.10 Contribution des émissions de PCDD/Fs, de NH ₃ et de NO _x aux impacts potentiels sur la qualité des écosystèmes et sur la santé humaine de l'incinération de 1 kg d'ordures ménagères au Québec dans la base de données ecoinvent avec la méthode d'analyse d'impact « Impact 2002+ » (Martineau, 2013).....	81
Tableau 5.1 Notations, signification et symboles utilisés pour la présentation des modèles.....	84
Tableau 5.2 Données énergétiques concernant les catégories de matières sèches (Faitli, Magyar, Erdélyi, & Murányi, 2015).....	88
Tableau 5.3 Données énergétiques pour le calcul du bilan sur l'eau (American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc., 2013a, 2013b)	89
Tableau 5.4 Valeurs utilisées par défaut pour le coefficient technique <i>Kélectricité, déchets</i> en fonction de la technologie modélisée.....	92
Tableau 5.5 Coefficients de partition de l'azote dans les gaz de combustion (Doka, 2009)	96
Tableau 5.6 Données énergétiques des substances majoritaires contenues dans les gaz de combustion, pour des températures entre 0 et 1500°C (Farand, Chartrant, Poliquin, Marescot, & Klvana, 2008).....	99
Tableau 5.7 Coefficients techniques $\chi_{s2,s1}$ pour la combustion des gaz de synthèse dans la chaudière	113
Tableau 5.8 : Efficacité d'élimination des gaz acides (%) dans l'étape acide du traitement des gaz reportée dans la littérature.....	123
Tableau 5.9 : Efficacité d'élimination des métaux lourds (%) durant le lavage des gaz acides telle que reportée dans la littérature	124
Tableau 5.10 : Efficacité d'élimination du SO ₂ (%) dans l'étape alcaline du traitement des gaz reportée dans la littérature.....	127

Tableau 5.11 Coefficients techniques pour la consommation de chaux dans le traitement des effluents.....	129
Tableau 5.12 : Coefficients techniques utilisés pour le TMT15 pour la précipitation des métaux lourds.....	131
Tableau 5.13 : Efficacité d'élimination des NO _x (%) pour les procédés SNCR et SCR	137
Tableau 5.14 Produits et activités sélectionnés par défaut pour le lien avec les impacts des procédés d'arrière-plan dans ecoinvent (CA-QC : représentation de la réalité du Québec, RoW : représentatif moyenne de la réalité des pays différents de la Suisse, GLO : représentation moyenne de la réalité mondiale)	145
Tableau 5.15 Produits et activités sélectionnés par défaut dans la base de données ecoinvent pour la substitution des co-produits générés par l'incinération et la gazéification (CA-QC : représentation de la réalité du Québec; GLO : représentation moyenne de la réalité mondiale)	146
Tableau 6.1 Impact potentiel sur les changements climatiques (kg CO ₂) pour l'incinération, avec SNCR ou SCR, et la gazéification en fonction de la composition de la matière alimentée aux systèmes (la technologie optimale est soulignée en vert pour chacun des cas).....	169
Tableau A.1 Description de la catégorie "Imprimés" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	188
Tableau A.2 Description de la catégorie "Papier/Carton" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	188
Tableau A.3 Description de la catégorie "Verre" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU ...	189
Tableau A.4 Description de la catégorie "Métal" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU ...	189

Tableau A.5 Description de la catégorie "Matières organiques" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU.....	190
Tableau A.6 Description de la catégorie "Plastiques" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	190
Tableau A.7 Description de la catégorie "Encombrants" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	191
Tableau A.8 Description de la catégorie "CRD" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	192
Tableau A.9 Description de la catégorie "RDD" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	192
Tableau A.10 Description de la catégorie "Textiles" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU	192
Tableau A.11 Description de la catégorie "Matières diverses" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU.....	192
Tableau B.1 Caractérisation de l'humidité, du taux de matière sèche et de la composition élémentaire des catégories (Partie 1/2)	193
Tableau B.2 Caractérisation de l'humidité, du taux de matière sèche et de la composition élémentaire des catégories (Partie 2/2)	194
Tableau C.1 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en incinération (kg s/kg b) (Partie 1/2)	195
Tableau C.2 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en incinération (kg s/kg b) (Partie 2/2)	196

Tableau D.1 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en gazéification (kg s/kg b) (Partie 1/2)	197
Tableau D.2 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en gazéification (kg s/kg b) (Partie 2/2)	198
Tableau E.1 Catégories d'impact considérées dans la méthode de caractérisation ReCiPe hiérarchique, sans prise en compte des impacts à long-terme, ainsi que leur unité de référence (Goedkoop et al., 2013) (PDCB : paradichlorobenzène, COVNM : Composés organiques volatils non méthaniques, CFC-11 : Trichlorofluorométhane, PM ₁₀ : Particules de diamètre inférieur à 10µm)	199
Tableau F.1 Coefficients de transfert utilisés pour la matière combustible pour l'incinération à grille mobile et appliqués au modèle de gazéification (Hellweg et al., 2001a).....	200
Tableau G.1 Procédés pris en compte pour la substitution des coproduits générés en incinération dans la base de données ecoinvent (CA-QC : représentation de la réalité du Québec, RoW : représentation moyenne de la réalité des pays différents de la Suisse)	201

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Concepts de l'économie circulaire appliquée à la gestion des matières résiduelles dans le cadre de la programmation de la Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles.....	2
Figure 2.1 Schéma représentant un processus et ses flux entrants et sortants	6
Figure 2.2 Représentation schématique des processus élémentaires et de leurs flux entrants et sortants sur l'ensemble du système (Lesage, 2017)	7
Figure 2.3 Représentation des matrices A et F utilisées en ACV	8
Figure 2.4 Gestion de la multifonctionnalité en ACV par extension des frontières	10
Figure 2.5 Proportion des technologies étudiées dans les 25 articles considérés	12
Figure 2.6 Méthodes de génération d'inventaires d'émissions parmi les articles recensés	14
Figure 2.7 Représentation schématique des flux du systèmes pour lesquels une partition élémentaire est communiquée dans les modélisations de Arena & Di Gregorio, 2013 (Les flèches numérotées représentent les flux quantifiés dans la partition).....	22
Figure 4.1 Structure générique des systèmes de valorisation énergétique	60
Figure 4.2 Diagramme de Tanner représentant les contraintes d'une combustion auto-suffisante en fonction du taux de cendres, d'humidité et de la matière combustible du déchet (Al-Salem, 2019).....	61
Figure 4.3 Représentation schématique de la séquence de pré-traitement dans le procédé de gazéification	63
Figure 4.4 Structure de la valorisation énergétique en incinération.....	64
Figure 4.5 Représentation schématique des étapes de l'incinération (les flux intrants sont exclus de cette représentation)	68
Figure 4.6 Représentation schématique des étapes de la gazéification (les flux intrants sont exclus de cette représentation).....	71

Figure 4.7 Évolution de la quantité de PCDD/Fs en fonction de la fraction de chlore entrante (Wikström et al., 1996).....	80
Figure 4.8 Corrélation entre le pourcentage de chlore dans la matière et les émissions de PCDD/Fs post-combustion à partir de l'étude de (Wikström et al., 1996).....	80
Figure 5.1 Modélisation de l'étape de séchage (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En vert : les flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : les paramètres modifiables par l'utilisateur)	85
Figure 5.2 Modélisation de l'étape de broyage (En orange : flux quantifié par coefficient technique)	89
Figure 5.3 Modélisation de l'étape « Gate » (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	91
Figure 5.4 Modélisation de l'étape de combustion inerte (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert).....	93
Figure 5.5 Modélisation de l'étape de combustion de la fraction combustible (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur).....	94
Figure 5.6 Modélisation de l'étape de gazéification inerte (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert).....	100
Figure 5.7 Modélisation de l'étape de gazéification combustible (En bleu : flux quantifiés à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur).....	101
Figure 5.8 Représentation schématique des quatre étapes successives du modèle de gazéification de VMR-Sys (Groleau, 2019)	103
Figure 5.9 Modélisation de l'étape de récupération des métaux (En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	106

Figure 5.10 Modularité de la valorisation énergétique permettant le choix du ou des vecteurs énergétiques produits.....	107
Figure 5.11 Modélisation de l'étape de la chaudière (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En vert : flux quantifié par coefficient de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)	109
Figure 5.12 Modélisation de l'étape de valorisation énergétique (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)	111
Figure 5.13 Modélisation de l'étape de combustion du gaz (En bleu : flux quantifiés à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)	112
Figure 5.14 : Modélisation de l'étape du précipitateur électrostatique (En orange : flux quantifié par coefficient technique)	116
Figure 5.15 Corrélation entre l'efficacité de captage des poussières, la puissance consommée par le précipitateur électrostatique et le débit de fumées (Mihelcic & Zimmerman, 2014a)	
.....	117
Figure 5.16 Modélisation de l'étape de trempe thermique (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiables par coefficients techniques exclus du système)	118
Figure 5.17 : Fonctionnement schématique d'un absorbeur-neutraliseur humide.....	119
Figure 5.18 Modélisation de l'absorbeur acide (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)	121
Figure 5.19 Modélisation de l'étape de l'absorbeur alcalin (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	126
Figure 5.20 Modélisation de l'étape de traitement des effluents (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	128

Figure 5.21 : Modélisation de l'étape d'adsorption en incinération (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur).....	132
Figure 5.22 Modélisation de l'étape de SNCR (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)	134
Figure 5.23 Modélisation de l'étape de SCR (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En pointillés : flux exclus de la modélisation; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur).....	134
Figure 5.24 Modélisation de l'étape de craquage thermique (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)	138
Figure 5.25 Modélisation de l'étape d'adsorption pour la gazéification (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur).....	141
Figure 5.26 Modélisation de l'étape de cheminée (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	142
Figure 5.27 Modélisation de l'étape de l'égout (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)	143
Figure 5.28 Représentation de l'étape d'enfouissement des résidus solides.....	144
Figure 6.1 Comparaison des impacts potentiels sur les 17 catégories d'impact étudiés du système d'incinération (SNCR) modélisé et de l'incinération dans la base de données ecoinvent, normalisés par rapport à l'impact le plus important entre les deux technologies pour chaque impact.....	148

Figure 6.2 Comparaison des impacts potentiels sur les 17 catégories d'impact étudiés des systèmes d'incinération (SNCR) et de gazéification pour le cas de base, normalisés par rapport à l'impact le plus important entre les deux technologies pour chaque impact.....	150
Figure 6.3 Contribution des étapes de l'incinération à l'impact potentiel sur les changements climatiques.....	152
Figure 6.4 Impact potentiel de l'incinération sur la transformation des espaces naturels (A) et sur les changements climatiques (B) en fonction de la technologie marginale substituée pour la production d'électricité	154
Figure 6.5 Impact potentiel sur la destruction de l'ozone (A) et sur l'eutrophisation marine (B) en fonction de la technologie marginale substituée pour la production de chaleur	155
Figure 6.6 Évolution de l'impact potentiel sur les changements climatiques de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes	157
Figure 6.7 Évolution de l'énergie produite et des émissions de CO ₂ fossile par incinération (SNCR) ou gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes.....	158
Figure 6.8 Évolution de l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique par incinération (SNCR) et gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes	159
Figure 6.9 Contribution des émissions de NO _x et des émissions substituées en arrière plan à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique (excluant les émissions de CO) et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique (incluant les émissions de CO) pour l'incinération (SNCR) en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes	160
Figure 6.10 Contribution des émissions de CO biogénique et fossile et des émissions substituées en arrière plan à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour la gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes.....	161

Figure 6.11 Évolution de l'impact potentiel sur les changements climatiques de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes	162
Figure 6.12 Évolution de la production d'énergie et des émissions de CO ₂ fossile par incinération (SNCR) et gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes	163
Figure 6.13 Évolution de l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes	164
Figure 6.14 Contribution des émissions directes et de la substitution de gaz naturel à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes	165
Figure 6.15 Contribution des émissions directes et de la substitution de l'aluminium et du gaz naturel à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour l'incinération en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes	166

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
AFM	Analyse de flux de matières
CG	Cendres de grille
COV	Composés organiques volatils
COVNM	Composés organiques volatils non méthaniques
CRVMR	<i>Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles</i>
CV	Cendres volantes
ICV	Inventaire du cycle de vie
MaRCOT	<i>Materials Recovery & Choice of Technologies</i>
MO	Matières organiques
NO _x	Oxydes d'azote
PCDD/Fs	Dioxines et furanes
PCI	Pouvoir calorifique inférieur

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Caractérisation des catégories de matière en sous-catégories de matière	188
Annexe B Caractérisation des catégories de matière (DTU, s. d.).....	193
Annexe C Caractérisation des Catégories de matière telles qu'utilisées dans le modèle d'incinération	195
Annexe D Caractérisation des Catégories de matière telles qu'utilisées dans le modèle de gazéification.....	197
Annexe E Catégories d'impact et leur unité de référence dans la méthode de caractérisation ReCipe	199
Annexe F Coefficients de transfert utilisés dans le sous-procédé de conversion des modèles d'incinération et de gazéification.....	200
Annexe G Co-produits du modèle d'incinération décrits dans la base de données ecoinvent....	201

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'augmentation graduelle de la population mondiale et les habitudes de consommation dans le monde entraînent une génération croissante de déchets. Ces déchets sont de véritables enjeux sanitaires, écologiques et logistiques à l'échelle municipale. Selon la hiérarchie des 3RV-E, une saine gestion des déchets consiste à favoriser en premier lieu leur réduction à la source ainsi que leur réemploi afin de diminuer la quantité de déchets générée. Une fois ceux-ci générés, le recyclage est à favoriser, suivi de la valorisation matière. La valorisation énergétique est ensuite préconisée. À l'issue des étapes précédentes, la valeur des matières étant faible ou inexistante, les déchets peuvent alors être éliminés (Environnement et lutte contre les changements climatiques Québec, s. d.). Cette hiérarchie s'intègre dans le concept de l'économie circulaire, défini de la façon suivante :

Système de production, d'échange et de consommation visant à optimiser l'utilisation des ressources à toutes les étapes du cycle de vie d'un bien ou d'un service, dans une logique circulaire, tout en réduisant l'empreinte environnementale et en contribuant au bien-être des individus et des collectivités (Pôle québécois de concertation sur l'économie circulaire, 2016)

Ainsi, tout en repensant les modes de consommation existants, l'économie circulaire vise également à revaloriser les ressources et les matières résiduelles. Les initiatives québécoises d'économie circulaire s'inscrivent dans une mouvance mondiale menée entre autres par l'Union européenne et la Chine (European Commission, 2015; Su, Heshmati, Geng, & Yu, 2013). Bien que ce concept s'articule principalement autour de la valorisation matière, la récupération et recirculation de l'énergie des matières résiduelles en demeure une facette importante.

Dans ce contexte, au Québec, deux boucles de matière existent et permettent de diminuer la quantité de matières résiduelles éliminées : la collecte des matières recyclables et la collecte des matières organiques en vue d'une valorisation matière et énergétique, comme représenté sur la Figure 1.1. Chaque année, au Québec, après déviation de ces deux courants, cinq millions de tonnes de matières résiduelles sont éliminées, dont 95% dans des lieux d'enfouissement technique (LET) (RECYC-QUEBEC, 2017). S'il y a présence de matières organiques dans la matière enfouie, sa dégradation en condition anaérobiose permet la production de biogaz, majoritairement constitué de méthane. En l'absence de valorisation, le biogaz peut être brûlé afin de convertir le CH₄ en CO₂ et diminuer l'impact environnemental lié au rejet du gaz. En revanche, si le site est équipé de

technologies de valorisation, ce biogaz peut permettre de générer de l'électricité ou de la chaleur, deux vecteurs énergétiques.

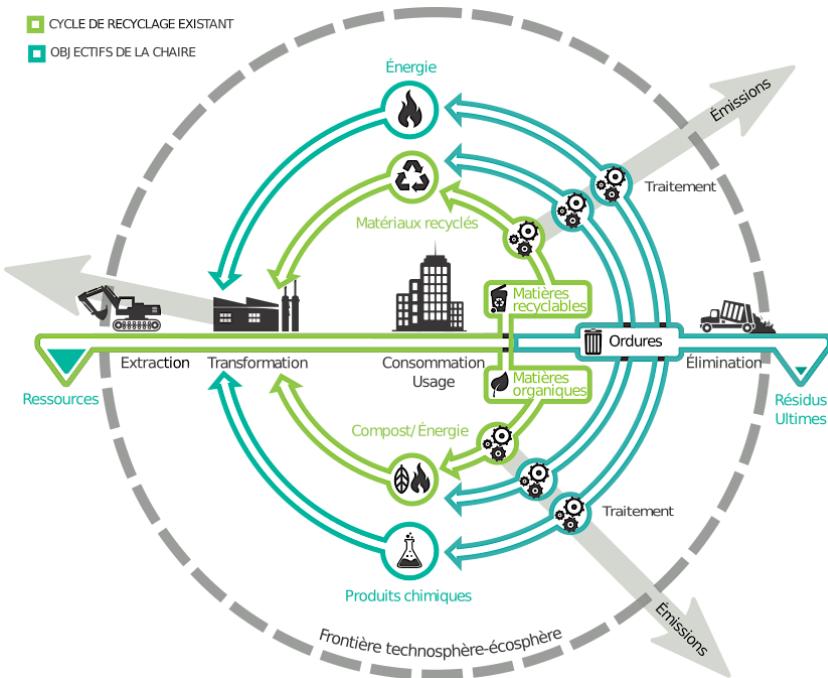


Figure 1.1 Concepts de l'économie circulaire appliquée à la gestion des matières résiduelles dans le cadre de la programmation de la Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles.

Afin d'exploiter la valeur résiduelle de toute la matière combustible, qui ne réside pas uniquement dans les matières organiques, des technologies de traitement thermique permettent la production d'autres vecteurs énergétiques. La technologie la plus souple parmi ces technologies est l'incinération, acceptant une grande diversité de matières, sans prétraitement, et permettant la production d'électricité et/ou de chaleur. Une variante de l'incinération, dont la température d'opération est plus faible et l'apport en oxygène plus contrôlé, est la gazéification. Permettant la production d'un gaz de synthèse riche en CO et H₂, il permet de produire de l'électricité mais également des vecteurs énergétiques plus complexes tels que des carburants comme l'hydrogène, l'éthanol ou le méthanol.

Dans la perspective d'un choix de traitement pour des matières résiduelles, il est alors important de considérer différents critères, notamment l'efficacité des traitements en termes de production d'énergie ou de molécules ainsi que les impacts environnementaux. Considérant ce dernier aspect,

et pour une analyse du système dans son ensemble, l'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode couramment utilisée. Elle permet l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'une technologie sur tout son cycle de vie, de l'extraction des matériaux nécessaires à son fonctionnement jusqu'à l'élimination finale des déchets qu'elle produit. Dans le cas des systèmes de traitement de déchets, il s'agit d'évaluer les impacts potentiels à partir de l'étape de génération des matières par le consommateur et jusqu'à leur élimination finale. Sont alors pris en compte les impacts des émissions directes à l'environnement, de la construction et de l'opération de la technologie de traitement, de la production des intrants nécessaires à son fonctionnement ainsi que les impacts évités d'une production primaire de matériaux par la génération éventuelle de coproduits valorisables.

Lors d'ACV de stratégies de valorisation énergétique des déchets, il importe d'adapter la modélisation au contexte local. En effet, des études ont montré l'importance de refléter la spécificité des installations de traitement de déchets considérés (Henriksen, 2017), ainsi que les caractéristiques des marchés locaux pour les coproduits générés par cette valorisation. De plus, la composition des matières résiduelles varie selon le contexte géographique et les habitudes de consommation locales et peut avoir une influence sur la performance et l'impact environnemental des traitements. Or, les données couramment utilisées en ACV de systèmes de traitement de déchets sont des données statiques, représentatives d'une situation donnée et difficilement adaptables à d'autres contextes et d'autres matières traitées.

Dans un contexte de gestion des matières résiduelles et des enjeux de valorisation qui en découlent, chaque initiative de collecte d'une catégorie de matières affecte la composition des matières résiduelles. Si l'on prend l'exemple de la collecte de matières organiques à la source mise en place graduellement à travers le Québec, celle-ci va, à mesure de son implémentation, grandement affecter la composition du courant de matières résiduelles actuellement éliminé. Représentant en 2013 plus de 50% du flux de matières résiduelles (Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015), la composition en matières organiques des matières résiduelles est donc vouée à diminuer. La diminution de la part de matières organiques implique alors une plus faible production de biogaz et donc une valorisation énergétique moindre dans les sites d'enfouissement valorisant ce biogaz. Ceci aura alors comme conséquence une modification des impacts environnementaux potentiels de la gestion des matières résiduelles pour une même quantité de matières de composition différente.

Dans un contexte de prise de décisions concernant ces systèmes de traitement, il devient alors important de pouvoir capturer les effets de la composition de la matière alimentée à un système sur les impacts potentiels de ce système.

Il devient alors pertinent d'évaluer la performance environnementale et technique des traitements, selon la matière traitée et dans le contexte en question. Pour cela, des outils d'aide à la décision adaptables au contexte et sensibles à la matière entrante sont nécessaires afin de faciliter un choix technologique quant au traitement des matières résiduelles. Or il n'existe pas à l'heure actuelle de modèle suffisamment modulaire, adaptable et sensible, permettant de faciliter la prise de décisions. Afin d'obtenir des données répondant à ces critères, une compréhension détaillée des technologies et une paramétrisation accrue des modélisations environnementales est nécessaire.

Dans le cadre de la *Chaire de recherche sur la valorisation des matières résiduelles* (CRVMR), des outils sont développés afin de répondre aux enjeux de partenaires municipaux quant à la gestion de leurs matières résiduelles. Ainsi, VMR-Génération (VMR-Gen) évalue la quantité et composition des différents flux générés par les citoyens. Ces informations sont ensuite utilisées par VMR-Système (VMR-Sys) qui évalue la façon dont les technologies et traitements affectent les courants de matière à l'aide d'une approche d'analyse des flux de matières (AFM). VMR-Impacts (VMR-Imp) évalue alors les impacts environnementaux associés à ces traitements. Enfin, les données générées par les trois outils décrits précédemment sont utilisées par un outil d'optimisation, MaRCOT (*Materials Recovery & Choice of Technologies*), afin d'aider une prise de décision et un choix technologique en fonction de contraintes choisies. Ces divers outils sont en développement actif, et la recherche présentée dans ce mémoire contribue à leur développement et constitue un premier cas d'application.

Ainsi, l'objectif de ce mémoire est de développer un modèle de valorisation énergétique de matières résiduelles, flexible et sensible à la matière entrante, prenant en compte la performance technologique et les impacts environnementaux potentiels sur l'ensemble du cycle de vie, notamment par une paramétrisation accrue des technologies, en vue d'une optimisation dans l'outil MaRCOT menant à un choix technologique. Les technologies évaluées seront l'incinération et la gazéification, technologies de valorisation énergétique des déchets les plus utilisées à l'échelle industrielle.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Afin d'établir un portrait de la modélisation de la valorisation énergétique en ACV, la revue de la littérature va s'articuler autour de ces trois thèmes. Dans un premier temps, les concepts de l'ACV pertinents à cette étude seront présentés, la réutilisabilité des études ACV sera étudiée. Enfin, les modèles de valorisation énergétique des déchets et leur intégration dans l'ACV seront recensés et évalués.

2.1 L'analyse du cycle de vie

2.1.1 Définition

L'analyse du cycle de vie est une méthode d'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'une technologie. La particularité de celle-ci est qu'elle évalue non seulement les émissions environnementales directes de l'utilisation du produit ou de l'opération de la technologie en question, mais également les impacts environnementaux potentiels sur tout le cycle de vie.

En effet, selon les études, on s'intéresse à un système depuis le berceau jusqu'au tombeau, c'est-à-dire depuis l'extraction des matériaux à l'élimination finale des déchet générés pour la production d'un produit en passant par la transformation, la distribution et la consommation. Dans le cas d'études portant sur des traitements de déchets, on considère les impacts depuis la porte jusqu'au tombeau, soit depuis la génération des déchets par les consommateurs jusqu'à l'élimination finale.

2.1.2 Étapes de réalisation

L'analyse du cycle de vie est règlementée par des normes internationales, ISO 14040 et 14044, et ses étapes sont ainsi régulées et encadrées. Au nombre de quatre, celles-ci comportent la définition des objectifs et du champ d'étude, le calcul de l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts du cycle de vie et l'interprétation des résultats.

2.1.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Afin de délimiter le système considéré, les étapes prises en compte, les impacts évalués et la méthode d'évaluation des impacts choisie, il est essentiel de définir les objectifs et le champ de l'étude. Un système de produit doit premièrement être construit. Il s'agit de l'ensemble des activités

intervenant dans le système étudié, représenté sous la forme d'un arbre de processus. Chaque activité, ou processus élémentaire, est représentée comme une boîte telle que schématisée sur la Figure 2.1.

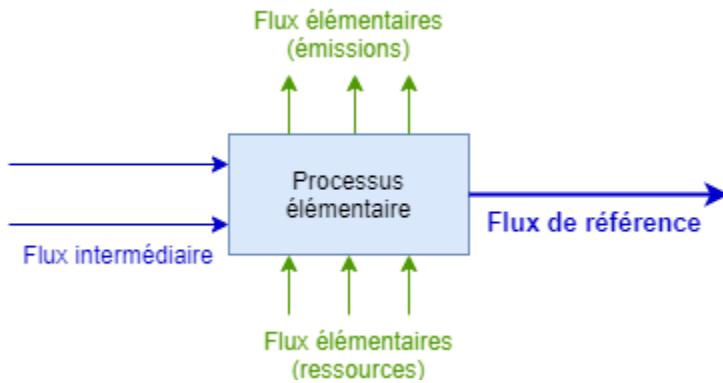


Figure 2.1 Schéma représentant un processus et ses flux entrants et sortants

Chaque activité nécessite des flux entrants et sortants afin de remplir sa fonction : produire un flux de référence. Les flux représentés par des flèches bleues sont les flux intermédiaires, c'est-à-dire les flux de produits ou les flux économiques. Les flux élémentaires sont, quant à eux, représentés en vert sur le schéma. Ce sont les échanges avec l'environnement, que ce soit l'extraction de ressources naturelles ou des émissions vers l'environnement. Pour chaque activité, les flux intermédiaires requis doivent être produits par une autre activité. En représentant toutes les activités et flux échangés, on peut ainsi former l'arbre au complet constitué des processus élémentaires, des flux intermédiaires et des flux élémentaires sur l'ensemble du système, comme représenté sur la Figure 2.2.

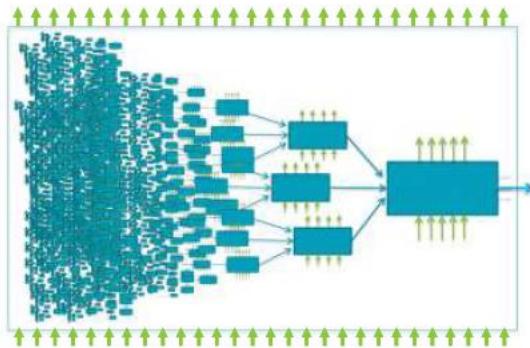


Figure 2.2 Représentation schématique des processus élémentaires et de leurs flux entrants et sortants sur l'ensemble du système (Lesage, 2017)

L’arbre de processus est délimité par les frontières du système, représentant ainsi tout ce qui est considéré dans l’étude. Le seul flux intermédiaire sortant de la frontière du système est l’unité fonctionnelle du système, la fonctionnalité quantitative pour laquelle tous les impacts potentiels vont être évalués.

2.1.2.2 Inventaire du cycle de vie

Après documentation de chaque processus et connaissance des flux entrants et sortants pour produire une certaine quantité de son flux de référence, il est possible de calculer l’ICV.

Pour représenter le système de façon mathématique, les processus élémentaires peuvent être traduits en deux matrices : A, la matrice technologique, représentant les processus élémentaires en termes de flux intermédiaires requis ou produits et F, la matrice de flux élémentaires échangés avec l’environnement pour chaque processus élémentaire. Ces deux matrices sont représentées schématiquement sur la Figure 2.3.

A	Processus élémentaire 1	Processus élémentaire 2	...	Processus élémentaire n	F	Processus élémentaire 1	Processus élémentaire 2	...	Processus élémentaire n
Flux de référence 1	1	0		0	CO2	1,2	0		0
Flux de référence 2	- 0,2	1		0	CH4	0,5	3		0
...				
Flux intermédiaire 10	- 5	0		0	Air	- 5	- 10		0
Flux intermédiaire 11	0	- 10		- 7		:	:		:
:	:	:		:		:	:		:
:	:	:		:		:	:		:
Flux de référence n	0	0		1	Aluminium	0	0		- 1

Figure 2.3 Représentation des matrices A et F utilisées en ACV

Comme on peut le voir, la matrice A est unitaire, c'est-à-dire que pour chaque processus élémentaire, son flux de référence est égal à 1 et les flux intermédiaires et élémentaires sont, quant à eux, rapportés à cette unité de flux de référence.

Le calcul de l'ICV s'effectue alors en deux temps : le calcul du vecteur de mise à l'échelle puis le calcul de l'ICV.

Étape 1 : Calcul du vecteur de mise à échelle « x »

L'objectif du système étant de produire une certaine quantité de l'unité fonctionnelle, il faut alors mettre à l'échelle tous les processus pour représenter les impacts du système tel que décrit initialement à l'étape 1.

On a alors $A \times x = y$, avec y le vecteur de demande finale, représentant l'unité fonctionnelle du système étudié, et x le vecteur de mise à l'échelle, c'est-à-dire la quantité de chaque flux intermédiaire nécessaire au respect de l'unité fonctionnelle et donc la quantité de chaque activité produisant son flux de référence. On peut ainsi calculer $x = A^{-1} \times y$.

Étape 2 : Calcul de l'ICV

Une fois le vecteur de mise à l'échelle calculé, on peut le multiplier par F, la représentation unitaire des processus élémentaire en termes de flux élémentaires. On a alors $g = F \times x$, g étant la matrice des flux élémentaires pour chaque activité, après mise à l'échelle du système.

2.1.2.3 Évaluation des impacts du cycle de vie

À la suite de l'étape 2, on obtient une liste quantitative d'émissions. Afin de faciliter l'interprétation et la prise de décision résultant de l'ACV, il est nécessaire de réduire les critères à évaluer. Il convient alors d'effectuer une classification et une caractérisation des impacts. Dans une première étape de classification, les polluants sont affectés à différentes catégories d'impact puis, dans une deuxième étape de caractérisation, les émissions sont mises à l'échelle afin d'être exprimées dans une même unité pour chaque catégorie. Ceci permet alors de les additionner et de les exprimer selon un nombre d'indicateurs réduit.

Si l'on prend l'exemple de la catégorie d'impact « Changements climatiques » et d'un procédé n'ayant que deux émissions : du méthane et du dioxyde de carbone. Cette catégorie d'impact est exprimée en termes de CO₂-équivalent (CO_{2e}) ; on aura par exemple un facteur de caractérisation de 1 pour une émission de CO₂ et un facteur de caractérisation de 28 pour le CH₄, signifiant que le CH₄ a 28 fois plus d'impact sur les changements climatiques que le CO₂ (Greenhouse Gas Protocol, 2014). Ainsi, au lieu d'avoir une liste de deux émissions, composée de 1 kg de CO₂ et 1 kg de CH₄, on aura un indicateur unique de 29 kg de CO_{2e}, représentatif de l'impact potentiel sur les changements climatiques de notre procédé.

2.1.2.4 Interprétation

Une fois la quantification des émissions et la réduction des critères à évaluer réalisées, il faut alors interpréter les résultats. Une analyse de contribution est alors réalisée, permettant d'identifier l'importance des différentes étapes du cycle de vie ou étapes du procédé étudié sur les impacts potentiels. Une analyse de sensibilité peut alors avoir lieu afin d'évaluer l'influence de paramètres donnés ou de certaines hypothèses posées sur les résultats.

2.1.3 Notions d'avant-plan et arrière-plan

Dans l'étape de calcul de l'inventaire du cycle de vie, et en particulier du recensement ou calcul des flux intermédiaires, on peut distinguer deux types de processus documentés. En effet, il n'est pas possible de quantifier notre système sur tout son cycle de vie avec le même niveau de résolution, que ce soit en termes de quantification de flux ou en quantification d'émissions. On distinguera alors l'avant-plan, composé des processus et flux détaillés de notre système, et l'arrière-

plan, composé de processus génériques, documentés en règle générale à partir des bases de données ACV. Pour illustrer ceci, prenons l'exemple d'un flux d'électricité requis par un processus élémentaire contenu dans le système étudié. Connaissant la consommation énergétique du procédé en question, ce flux intermédiaire d'énergie ainsi quantifié fera partie de l'avant-plan. En revanche, le processus de production d'électricité, permettant d'utiliser ce flux dans le système, doit être inclus pour calculer les impacts potentiels sur tout le cycle de vie. Cependant, il ne fait pas partie directement du processus étudié et il est difficile de quantifier l'inventaire du procédé de production d'électricité. Celui-ci proviendra alors d'une base de données, documentant ces processus génériques en fonction du contexte géographique, et fera partie de l'arrière-plan. C'est donc ainsi que sont calculées les émissions indirectes du système et des processus décrits en avant-plan.

2.1.4 Multifonctionnalité

Dans le cas des analyses de cycle de vie concernant la gestion des déchets, un cas de multifonctionnalité peut apparaître. En effet, la fonction de notre système est de traiter des déchets, mais il peut également y avoir production d'énergie ou production de matériaux secondaires par exemple. Dans ce cas, et pour permettre de pouvoir comparer plusieurs systèmes qui n'ont pas le même ratio de traitement de déchets et production de co-produits, il est nécessaire d'avoir recours à une extension des frontières (International Reference Life Cycle Data System, 2010). En incluant dans notre système de produits un processus externe à notre système qui produit le co-produit, on peut alors en soustraire les impacts. Ainsi, en soustrayant les impacts du processus évité à notre système, il peut alors être considéré comme monofonctionnel, comme représenté sur la Figure 2.4.

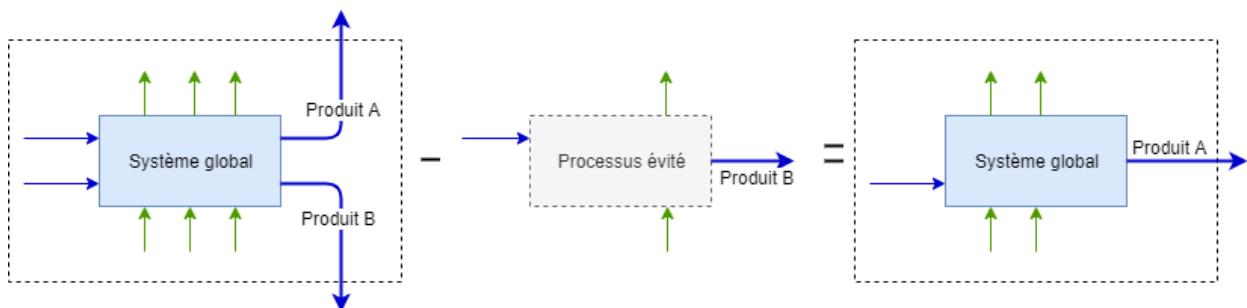


Figure 2.4 Gestion de la multifonctionnalité en ACV par extension des frontières

2.2 État des lieux sur la réutilisabilité des études ACV

Dans la littérature il existe un nombre considérable d'ACV comparatives en gestion et traitement de déchets, et notamment concernant les systèmes de valorisation énergétique. On peut alors se questionner quant à la réutilisation de ces études existantes et de leurs résultats afin de les adapter pour en tirer des conclusions concernant d'autres systèmes.

Comme détaillé au fil des étapes de l'ACV décrites précédemment, l'ICV obtenu et l'interprétation des résultats dépendent de la définition du système réalisée à la première étape. En ce sens, les conclusions issues d'études ACV ne sont pas extrapolables à un autre contexte géographique, puisque les procédés représentés dans le système et leur impact potentiel varient d'un pays à un autre. Si on prend l'exemple d'un procédé ayant besoin de 1 kWh d'électricité pour satisfaire l'unité fonctionnelle, les impacts liés à cette production d'électricité en arrière-plan ne seront pas les mêmes selon le pays étudié. Si le contexte étudié est la Chine, où la production d'électricité est majoritairement réalisée à partir de charbon, ces impacts seront alors supérieurs à ceux du même procédé dans un contexte québécois, produisant plus de 99 % de son électricité à partir de ressources renouvelables (HydroQuébec, 2018). Dans le cas où le contexte géographique est similaire, si le système pour lequel on souhaite adapter l'étude déjà réalisée est différent du système initial, les intrants et leur quantification ne seront pas les mêmes et les résultats ne seront alors pas non plus extrapolables.

Considérant ceci, les études publiées dans la littérature sont donc des études utiles seulement dans le contexte qu'elles ont défini. Ne pouvant pas réutiliser les résultats des études ACV déjà réalisées, on peut alors s'intéresser aux données utilisées pour quantifier les impacts directs et indirects des systèmes étudiés en vue d'évaluer leur réutilisation et adaptabilité dans notre contexte. C'est dans cette optique qu'une revue critique de 25 articles portant sur des ACV comparatives en valorisation énergétique de matières résiduelles a été réalisée ainsi qu'un recensement des modèles d'ACV en traitement de déchets. Les critères qui ont été étudiés portent alors sur plusieurs parties de l'étude et du recensement des données menant à la réalisation de l'ICV :

- L'évaluation des impacts directs à l'environnement soit, dans le cadre de la valorisation énergétique, des émissions à l'air issues de la cheminée des usines de traitement thermique ou bien des rejets de biogaz en site d'enfouissement principalement

- La quantification des flux intermédiaires de l'avant-plan

Pour ces parties bien distinctes, plusieurs critères sont alors évalués :

- La transparence dans la communication des données, des sources et des résultats intermédiaires
- La flexibilité du système pris en compte et sa potentielle adaptabilité
- La sensibilité à la matière traitée

2.3 Revue critique de la valorisation énergétique en ACV

Dans un premier temps, les technologies considérées ainsi que leur proportion dans le nombre total des études, ensuite les méthodes de quantification des émissions directes à l'environnement ont été évaluées. Enfin, la génération ou obtention des ICV dans ces études a été recensée et évaluée selon les critères définis précédemment.

2.3.1 Cartographie des études

Parmi ces 25 études, trois types de traitement ou valorisation énergétique des matières résiduelles sont étudiés : l'enfouissement, souvent considéré comme un cas de référence utile à la comparaison des technologies, et les technologies d'intérêt dans ce mémoire : l'incinération et la gazéification. Ainsi, sur la Figure 2.5 ci-après sont reporté le nombre d'études portant sur chacune des technologies ainsi que leur proportion dans le total des études.

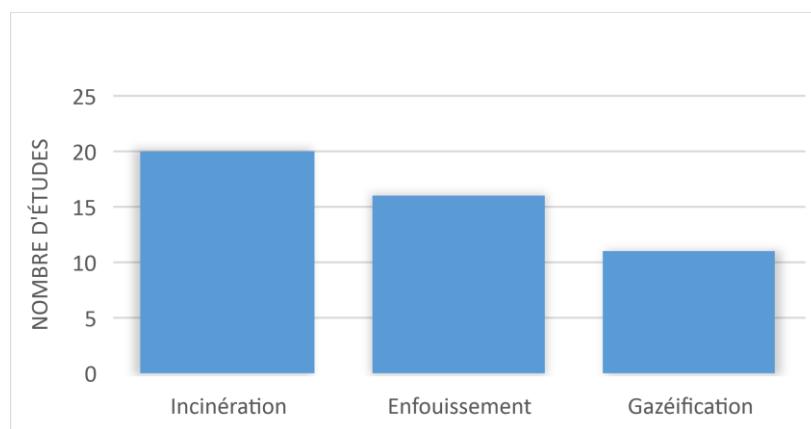


Figure 2.5 Proportion des technologies étudiées dans les 25 articles considérés

Ainsi, on peut voir dans un premier temps que l'incinération est grandement étudiée, de même que l'enfouissement. La proportion d'études sur la gazéification de matières résiduelles est moindre, reflétant l'aspect novateur de cette technologie en gestion des matières résiduelles.

2.3.2 Recensement des méthodes de génération d'ICV

Une fois ces premières observations réalisées, deux étapes de ces ACV vont alors être observées et évaluées. Dans un premier temps, l'évaluation et la quantification des émissions directes à l'environnement puis, dans un second temps, la quantification des flux intermédiaires, permettant la prise en compte des émissions indirectes.

Les méthodes d'évaluation pour les émissions directes à l'environnement vont être évaluées selon les critères suivants, détaillés précédemment :

- La transparence : Les hypothèses sont-elles clairement communiquées ? Les sources utilisées sont-elles présentes et disponibles ? Les données considérées dans l'étude sont-elles partagées directement ? Sinon, sont-elles accessibles ?
- La modularité du système pris en compte et sa potentielle adaptabilité : La décomposition en étapes du système est-elle communiquée ? La technologie étudiée est-elle prise en compte dans l'évaluation des émissions ? Les données sont-elles adaptables à un autre contexte ou une autre structure du système ?
- La sensibilité à la matière traitée : Les émissions sont-elles sensibles à la composition de la matière entrante ? Les résultats et conclusions seraient-ils les mêmes si l'on utilisait ces données avec une matière différente ?
- La complétude : Le nombre d'émissions quantifiées est-il suffisant ? Permet-il d'évaluer différentes catégories d'impact ?

2.3.3 Évaluation de la quantification des émissions directes à l'environnement

Au travers de ces études, les méthodes d'évaluation des émissions directes à l'environnement ont été reportées et classées en plusieurs catégories :

- Limites légales

- Rapports (inter)-gouvernementaux
- Données d'usines en opération ou expériences
- Bases de données ACV
- Modélisation
- Non spécifié

La répartition de l'utilisation de ces différentes méthodes dans la littérature est représentée sur la Figure 2.6.

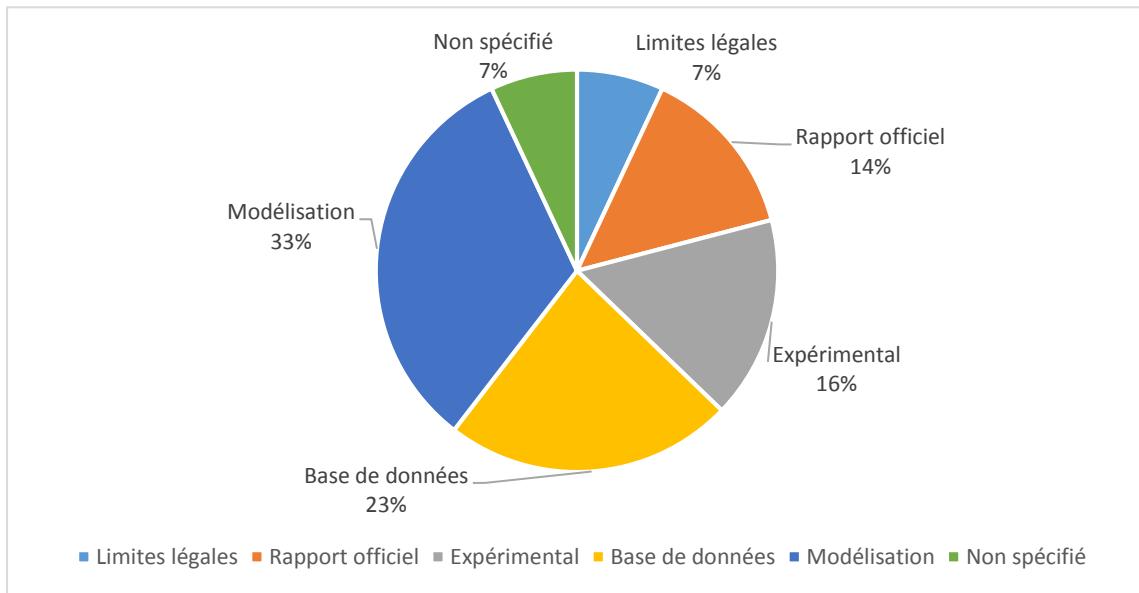


Figure 2.6 Méthodes de génération d'inventaires d'émissions parmi les articles recensés

On peut alors observer un trio majoritaire composé de la modélisation, de l'utilisation de bases de données ACV et de cas d'usines ou d'expérimentations. On observe également l'utilisation d'autres méthodes moins conventionnelles, notamment des rapports officiels et la législation. Enfin, une part des études, constante selon les technologies étudiées, présente une lacune majeure dans la définition de son système et l'origine des données n'est alors pas spécifiée. Ainsi, celles-ci passent de la définition des objectifs et du champ de l'étude à la partie interprétation des résultats, en occultant le partage et la transparence de la deuxième étape de l'ACV décrite précédemment, portant sur le calcul de l'inventaire du cycle de vie.

2.3.3.1 Évaluation des limites légales comme source pour la quantification des émissions directes à l'environnement

La règlementation européenne est parfois utilisée comme référence dans les ACV et ce sont les limites d'émission qui sont alors utilisées pour quantifier les émissions directes des installations (Dong et al., 2018).

Premièrement, bien qu'il arrive que certaines limites d'émissions soient dépassées au fil de l'opération des technologies, les émissions réelles seront généralement inférieures au standard. Utiliser la législation comme référence aura donc comme conséquence de surestimer les émissions considérées.

Sur un deuxième plan, cette source de données ne permet pas de faire varier les conclusions en fonction de la matière à traiter, ce sont des données statiques, non sensibles à l'intrant étudié.

Enfin, de la même façon que cette source n'est pas sensible à l'intrant, elle n'est pas non plus adaptable à différents contextes, différentes matières étudiées ou différentes configurations technologiques. Les règlementations pouvant différer d'un contexte géographique à un autre, elles peuvent néanmoins servir d'incitatif puisque ces contraintes législatives deviendront des contraintes technologiques afin de respecter le seuil d'émissions requis. Elles peuvent alors permettre une première comparaison grossière ou servir de valeur par défaut pour des polluants que l'on peine à évaluer.

Enfin, le nombre d'émissions contrôlées et régulées est limité, se concentrant sur les émissions les plus problématiques sur les aspects sanitaires et environnementaux. Ce nombre d'émissions est alors inférieur au nombre d'émissions réelles de ces technologies. Ne considérer comme émissions directes que les émissions régulées revient alors à tronquer l'impact environnemental potentiel des technologies.

Un résumé de l'évaluation de ces critères est alors schématisé dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** Dans cette section, les critères étudiés seront synthétisés par des scores indicatifs identifiant leur évaluation dans le cadre de ce mémoire en fonction des éléments recherchés définis précédemment. Ainsi, ils seront notés de 1, représentant une non-satisfaction du critère évalué dans le cadre des besoins de l'étude, à 5, modèle répondant de façon satisfaisante aux besoins de l'étude pour le critère évalué.

Tableau 2.1 Évaluation des critères pour l'utilisation de limites légales comme émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
NA	1	1	2

2.3.3.2 Évaluation des rapports officiels/gouvernementaux comme source pour la quantification des émissions directes à l'environnement

Les rapports utilisés couramment dans les ACV de valorisation énergétique des matières résiduelles sont les rapports (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006), (DEFRA, 2004), (Guendehou, Koch, Hockstad, Pipatti, & Yamada, 2006) et (United States Environmental Protection Agency, s. d.). Ce sont des rapports gouvernementaux ou intergouvernementaux provenant respectivement de l'Union européenne, du Royaume-Uni, du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) et des États-Unis.

Dans certains de ces rapports, un travail de recensement de données d'usines d'incinération a eu lieu et a permis de dégager des moyennes et écarts-type. (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006), notamment, s'appuie sur des données d'usine dans divers pays d'Europe tandis que (DEFRA, 2004) s'appuie sur son contexte géographique local et considère donc seulement les usines britanniques.

Parmi ces données, le premier constat est la grande variabilité quant aux émissions. Prenons par exemple le cas des émissions de NO_x en incinération dans le rapport (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006), détaillé dans le Tableau 2.2, représentant le nombre d'installations dont les émissions de NO_x sont incluses dans les plages de données respectives.

Tableau 2.2 Émissions de NO_x recensées parmi 125 installations dans le rapport (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006)

Plage d'émissions de NO_x (mg/Nm3)	< 100	100 - 200	200-300	300-400	> 400
Nombre d'installations émettant dans cette plage	11	48	22	35	9

On peut alors observer que, bien que le nombre d'installations étudié de 125 soit important et permette une certaine représentativité technologique, une tendance peine à se dégager de cette comparaison concernant, dans ce cas-ci, les émissions de NO_x. Cette tendance peut également être observée concernant les autres émissions. On peut alors en déduire que de nombreux paramètres peuvent affecter ces émissions, notamment l'âge des installations, le type de déchets incinérés, la technologie utilisée, la structure du système de traitement des gaz, et la quantité de réactifs utilisés en plus des paramètres opératoires. Parmi les émissions quantifiées dans le rapport (Integrated Pollution Prevention and Control, 2006), on compte les émissions à l'air, à l'eau ainsi que la quantification et composition des résidus.

Chez (DEFRA, 2004), ce sont plutôt des moyennes et écarts entre les différentes installations qui sont présentés. Si on reprend l'exemple des émissions de NO_x, exprimées dans leur rapport par unité massique de déchets, rapportée ici à une unité volumique pour permettre une comparaison entre les études, en utilisant une approximation de 5 Nm³/kg de déchets incinérés, on obtient les données présentées dans le Tableau 2.3.

Tableau 2.3 Évaluation des émissions de NO_x dans le rapport (DEFRA, 2004)

	Minimum	Meilleur estimé	Maximum
Émission de NO_x (mg/Nm³)	210	320	480

Si l'on compare avec le rapport précédent et le Tableau 2.2, on observe que ces émissions se retrouvent dans seulement deux des cinq plages précédentes, et sont alors moins diffuses. Cependant, ces émissions sont tout de même doublées selon les usines considérées, ce qui montre à nouveau la variabilité dans les installations. En plus de recenser les émissions à l'air issues de l'incinération des déchets, le rapport évalue également les émissions à l'eau et quantifie les résidus solides.

Dans le cas de la gazéification, le seul rapport mentionnant cette technologie est (DEFRA, 2004), mentionnant qu'il existe très peu d'études concernant les émissions de cette technologie et que les données présentées résultent donc d'un essai pilote unique, dont les conditions diffèrent des conditions pouvant être couvertes par l'opération de cette technologie.

Le rapport de (Guendehou et al., 2006) s'intéresse à l'incinération des déchets pour la quantification des gaz à effet de serre, conformément au champ d'étude de l'organisation. Il permet l'évaluation des émissions de CO₂, N₂O et CH₄ seulement, limitant la représentativité pour d'autres études portant sur tous les impacts potentiels, non limités aux changements climatiques. Leurs données sont disponibles et accessibles, le rapport porte principalement sur une méthodologie concernant la quantification de ces émissions mais comporte également des facteurs d'oxydation et facteurs d'émission relevés parmi des usines d'incinération existantes, exprimés par unité massique de déchets incinérés.

La structure de l'incinération prise en compte n'est pas détaillée, seule une distinction concernant l'opération des technologies est effectuée. C'est une distinction unique qui n'existe pas dans les autres modélisations, elle concerne la continuité d'opération, distinguant alors l'opération continue, semi-continue ou en mode « batch ». Cette différenciation semble alors particulièrement importante en ce qui concerne le CH₄ et le N₂O, émissions apparemment affectées par les arrêts fréquents des technologies. Il existe également, dans les données recensées, une différenciation en fonction du type de déchets, notamment les déchets municipaux, industriels, médicaux et boues, mais elle ne permet pas de représenter la diversité de composition des déchets municipaux selon les cas étudiés et les contextes géographiques.

Parmi les facteurs d'émission recensés, seulement celui concernant le N₂O est détaillé en fonction du type de déchets incinérés. On observe alors, qu'au Japon, des émissions de 10 g de N₂O par tonne de papier et bois incinérés sont observées, tandis que pour une incinération de plastiques, ces émissions atteignent les 170 g par tonne incinérée. On peut alors à nouveau observer la grande variabilité d'émissions en fonction des catégories de matières traitées et le besoin de sensibilité par rapport à l'intrant qui en découle. Cependant, ces valeurs ne représentent pas la même usine et donc, potentiellement, une technologie différente, ce qui est incertain puisque les structures des usines étudiées ne sont pas communiquées.

Le rapport le plus complet est alors celui de (United States Environmental Protection Agency, s. d.). En effet, il présente des facteurs d'émission, s'appuyant sur des données d'opération, en fonction du type d'incinérateur et du système de traitement des gaz, permettant alors une certaine modularité en plus d'une meilleure représentativité due à la grande quantité de données utilisée pour l'étude. On a alors des facteurs d'émissions en fonction de configurations d'incinérateurs

données, exprimés par unité massique de déchet brûlé, de composition ou type non spécifié. Ces facteurs d'émission ne concernent en revanche que les émissions à l'air, et non les émissions à l'eau ainsi que la gestion des résidus solide.

La force de ces rapports est qu'ils s'appuient sur divers cas réels. Les résultats de leurs analyses comparatives et statistiques sont disponibles, mais il subsiste un manque de transparence dans les types et structures des technologies prises en compte.

L'évaluation des critères étudiés pour les rapports (inter)-gouvernementaux comme sources de données est résumée dans le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 Évaluation des critères pour l'utilisation de rapports (inter)-gouvernementaux pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Rapport	Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
(Integrated Pollution Prevention and Control, 2006)	4	1	1	5
(DEFRA, 2004)	4	1	1	5
(United States Environmental Protection Agency, s. d.)	4	3	1	3
(Guendehou et al., 2006)	3	2	1	2

2.3.3.3 Évaluation des cas réels (usines ou expériences) comme source pour la quantification des émissions directes à l'environnement

De nombreuses ACV portent, quant à elles, sur des données de terrain ou des essais à l'échelle laboratoire. Dans le cas où une étude porte spécifiquement sur un contexte donné, que la technologie étudiée est mise en place dans une usine et que les données concernant ses émissions directes sont disponibles pour l'étude, ceci constitue alors la meilleure source de données pour arriver à des conclusions précises, compte tenu du contexte et des objectifs définis. En revanche, dans le contexte de recherche d'un outil de prise de décisions qui permette une modularité, une adaptabilité et une sensibilité, ces données ne permettent pas de saisir les critères recherchés.

Concernant la transparence, on observe que la structure des technologies étudiées est souvent détaillée, puisque l'étude porte généralement sur une usine existante, et implicitement sur une technologie spécifique. Cependant, dans la moitié des cas recensés, les données concernant les émissions directes ne sont pas communiquées et les résultats sont directement analysés et agrégés

sous forme d'impacts avant d'être présentés. Ceci ne permet donc pas leur réutilisation et adaptation dans un contexte différent.

Les émissions évaluées sont les émissions à l'air et la quantification des émissions à l'eau et des résidus n'est pas considérée.

L'évaluation des critères étudiés pour les données expérimentales comme sources de données pour les émissions directes en valorisation énergétique des déchets est résumée dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.5 Évaluation des critères pour l'utilisation de cas réels pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
De 1 à 5	1	1	2

2.3.3.4 Évaluation de la base de données ecoinvent comme source pour la quantification des émissions directes à l'environnement

Dans le cas des bases de données, il est important de différencier les données disponibles et les modèles qui ont servi à générer ces données. Ainsi, la base de données majoritairement utilisée est ecoinvent (Wernet et al., 2016). Le modèle qui y est utilisé est celui de (Doka, 2009), qui sera évalué dans la section suivante, mais les données disponibles sont figées. Une utilisation du modèle pour une composition de déchets donnée et généralisée est utilisée. Ainsi, concernant les émissions directes à l'environnement, il s'agit de données exprimées par unité massique de déchets génériques, pour une structure représentant la moyenne des technologies d'incinération suisses.

Les émissions considérées sont les émissions à l'air et à l'eau et la quantification des résidus est disponible.

L'évaluation des critères étudiés pour les bases de données comme sources pour les émissions directes en valorisation énergétique des déchets est résumée dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.6 Évaluation des critères pour l'utilisation de la base de données ecoinvent pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
4	1	1	5

2.3.3.5 Évaluation des modèles ACV comme source pour la quantification des émissions directes à l'environnement

Parmi les modèles utilisés en ACV, on peut en distinguer deux sortes : les modèles permettant de générer des données sur les émissions directes et les modèles ACV complets en traitement de déchets, permettant de générer les émissions directes et indirectes. 11 modèles sont alors étudiés et répertoriés dans le Tableau 2.7 ainsi que le(s) traitement(s) qu'ils permettent de représenter et la prises en compte de l'optique cycle de vie en termes d'évaluation des émissions indirectes.

Tableau 2.7 Recensement des modèles analysés, des technologies de valorisation énergétique prises en compte et de la disponibilité d'une interface

Modèle	Source	Incinération	Gazéification	Interface?
Arena	(Arena, Ardolino, & Di Gregorio, 2015; Arena & Di Gregorio, 2013)	X	X	
Hellweg	(Hellweg, Hofstetter, & Hungerbühler, 2001b)	X	X	
Solid Waste Optimization Life-Cycle Framework (SWOLF)	(Harrison, Dumas, Barlaz, & Nishtala, 2000a)	X		
Solid Waste Infrastructure Modelling System (SWIMS)	(Turner, s. d.)	X	X	
Municipal Solid Waste Decision Support Tool (MSW-DST)	(United States Environmental Protection Agency, 2000)	X	X	X
Integrated Waste Management Model (IWMM)	(Environment and Plastics Industry Council & Corporations Supporting Recycling, 2000)	X		X
LCA4Waste	(ETH Zürick - Chair of Ecological Systems Design, s. d.)	X		X
Doka	(Doka, 2009)	X		X
Easetech	(DTU, s. d.)	X		X

- Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013

Dans ses deux articles portant sur la partition des éléments et sur une étude ACV de l'incinération et de la gazéification de déchets, les technologies étudiées sont explicitées et détaillées. Les articles portent sur l'élaboration et l'utilisation de coefficients de transfert, exprimant une partition des éléments entrants vers différents flux sortants. Concernant la transparence dans la communication

des données, certains exemples de suivi d'éléments, présentés à but illustratif, comportent une quantification de plus de flux que ceux communiqués et disponibles dans l'étude.

Les flux pris en compte, ou du moins communiqués, concernant les coefficients de transfert sont ceux du système au complet. En effet, à partir d'une composition initiale de la matière, il est possible de déterminer la partition des éléments dans les flux sortant du système. On n'a alors pas d'information sur la partition des éléments dans les flux composant le système. En guise d'exemple, sur la Figure 2.7 est représentée schématiquement la partition telle que communiquée par Arena & Di Gregorio, 2013.

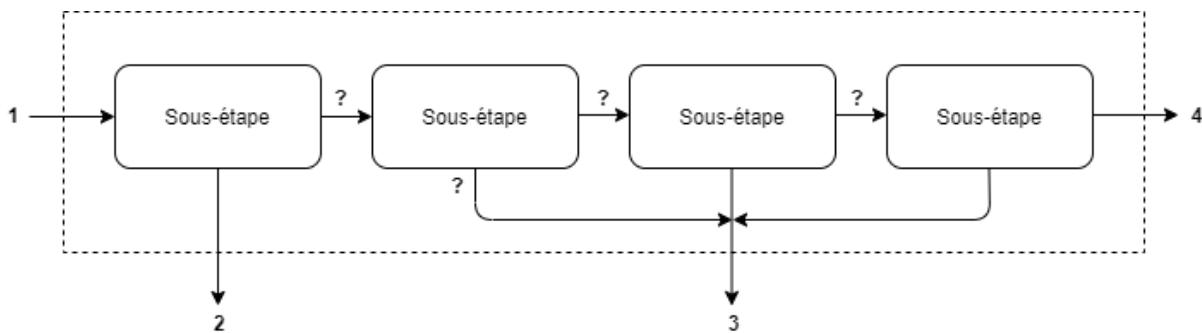


Figure 2.7 Représentation schématique des flux du systèmes pour lesquels une partition élémentaire est communiquée dans les modélisations de Arena & Di Gregorio, 2013 (Les flèches numérotées représentent les flux quantifiés dans la partition)

Dans l'exemple présenté, c'est la partition du flux 1 entrant vers les flux 2, 3 et 4 sortants qui est communiquée. Ceci ne permet alors pas à un potentiel utilisateur d'adapter les données à un autre système puisque l'impact de chaque étape du procédé sur la composition des flux internes du système n'est pas quantifié.

L'utilisation de coefficients de transfert permet de prendre en compte les éléments dans la proportion présente dans la matière étudiée et d'identifier leur flux de destination dans le système, permettant ainsi une sensibilité par rapport à la matière. En revanche, ce sont seulement les éléments qui sont suivis et non les substances chimiques que ces éléments composent. Sans une transparence méthodologique supplémentaire, non communiquée dans ces études, il n'est pas possible de savoir quelles sont les substances chimiques sortant du système ni de quantifier les polluants générés par ces deux systèmes au complet afin d'en analyser les impacts.

Les coefficients de transfert sont disponibles vers l'air et les résidus solides mais ne prennent pas en compte les effluents liquides et les émissions vers l'eau.

L'évaluation des critères étudiés pour les modélisations de Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013 est résumée dans le Tableau 2.8.

Tableau 2.8 Évaluation des critères pour les modélisations de Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013 pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
3	2	4	4

- Hellweg et al., 2001b

Dans leur article, Hellweg et al., 2001b modélisent quatre technologies de valorisation énergétique des déchets, dont les structures et paramètres sont communiqués. Les coefficients de transfert développés sont communiqués pour chaque technologie.

La disponibilité de coefficients de transfert pour plusieurs technologies, et donc pour plusieurs structures de valorisation énergétique, permet une certaine adaptation à différents contextes. Cependant, cette partition élémentaire n'étant disponible que pour les flux sortants, cela ne permet pas de modularité au sein du système étudié pour une modification de l'agencement des sous-étapes de valorisation.

L'utilisation de coefficients de transferts permet la prise en compte de la sensibilité à la matière. En revanche, la même limite que pour les études d'Arena est présente : les éléments sortants du système ne sont pas caractérisés en termes des substances qu'ils composent, ne permettant pas la réutilisation directe de ces données pour la réalisation d'une ACV.

Les émissions quantifiées incluent les émissions à l'air, à l'eau ainsi que la quantification des résidus.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des émissions directes de Hellweg et al., 2001b est résumée dans le Tableau 2.9.

Tableau 2.9 Évaluation des critères pour l'utilisation de la modélisation de Hellweg et al., 2001b
pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
4	2	4	5

- IWMM

ISWMM est un modèle canadien développé à l'université de Victoria. L'interface est disponible sous la forme d'un fichier Microsoft Excel disponible pour l'utilisateur.

Le modèle de valorisation énergétique n'est pas spécifique à un traitement ou une technologie puisqu'il s'agit d'un modèle générique « Energy From Waste » dont la structure n'est pas spécifiée. Il n'est donc pas possible d'apporter de modularité dans l'analyse.

Concernant les émissions directes, il est possible pour l'utilisateur de les spécifier par unité de volume de gaz produit, s'il possède des données spécifiques concernant le système étudié. Dans le cas où l'utilisateur n'a pas ces données à disposition, un volume de gaz de combustion produit est fixé par unité massique de déchets traités. Ce sont alors les limites légales de l'Ontario (Ontario's Guidelines A-7), exprimées par volume de gaz produit, qui sont utilisées pour évaluer les émissions directes à l'environnement. Comme les limites légales ne concernent que les composés considérés comme particulièrement toxiques, seules neuf émissions à l'air sont ainsi prises en compte. Les émissions de CO₂, dixième composé considéré dans le modèle, sont liées à la quantité moyenne de carbone dans un déchet. Trois métaux sont également considérés dans ce modèle, leur quantité en entrée est fixée, peu importe le déchet traité. Une partition entre les cendres et le gaz est ensuite utilisée pour connaître leur flux de sortie. Seules les quantités des deux flux de cendres sortant de l'incinération sont évaluées en fonction de la composition du déchet spécifiée par l'utilisateur et de la proportion de cendres dans les catégories de matière données par le modèle.

Il n'y a pas de suivi de la matière au niveau élémentaire, toute la masse de la matière n'est donc pas prise en compte dans le système. Seules une dizaine d'émissions à l'air ainsi que cinq émissions à l'eau sont quantifiées en sortie de système.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle IWMM est résumée dans le Tableau 2.10.

Tableau 2.10 Évaluation des critères pour le modèle IWMM pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
3	1	2	3

- SWOLF (Harrison, Dumas, Barlaz, & Nishtala, 2000b)

SWOLF est un modèle développé aux États-Unis. Les données et la méthodologie sont communiquées dans l'article de (Harrison et al., 2000b) mais il n'est pas disponible pour l'utilisateur sous la forme d'une interface permettant d'entrer des données et générer des résultats.

Le modèle concernant l'incinération ne spécifie pas la technologie étudiée ni sa structure, il ne permet donc pas de modularité. Une efficacité standard de traitement des métaux lourds dans le système de traitement des gaz est prise en compte. Ceci représente une première représentation du système de traitement des gaz dans les modèles.

La quantification des émissions considérées s'effectue selon différentes méthodes dépendant des émissions. Les émissions de CO₂ sont évaluées selon la composition de la matière entrante et une partition des métaux lourds est utilisée, permettant donc de considérer dans une certaine mesure la spécificité du déchet étudié. Le reste des émissions à l'air, au nombre de six, est évalué selon les limites légales du pays. Les émissions étudiées sont exprimées par unité volumique de gaz généré, lui-même estimé en fonction de la composition des déchets, permettant une estimation un peu plus sensible qu'une expression des valeurs par unité massique de déchets incinérée. Seules les émissions à l'air sont évaluées dans le modèle.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle SWOLF est résumée dans le Tableau 2.11.

Tableau 2.11 Évaluation des critères pour le modèle SWOLF pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
3	2	2	2

- MSW-DST

Le modèle MSW-DST a été développé par US-EPA, l'agence de protection de l'environnement américaine. Elle utilise en partie les données développées par (Harrison et al., 2000b), de la même façon que SWOLF. Le modèle est disponible sur demande. Lors de notre utilisation, le modèle n'a en revanche pas fonctionné au-delà de l'étape de caractérisation des déchets. La base de données est disponible sous forme d'un document Microsoft Access. Quatre structures sont explicitées dans les documents accompagnant la base de données et se différencient les unes des autres par leur capacité de traitement annuelle.

Pour ce qui est de la valorisation énergétique, il est possible de spécifier si la combustion s'effectue avec un excès d'air ou une quantité d'air limitée, ce qui permet, dans une certaine limite, une représentation de la gazéification, une diversité de structure et une certaine modularité. La structure des technologies est explicitée et transparente

Les émissions directes à l'environnement sont calculées de la même façon que pour le modèle de SWOLF, les deux modèles utilisant les mêmes données primaires. Deux catégories de données sont disponibles dans la base de données, une installation dite « moyenne » qui respecte les normes d'émissions américaines et une efficacité moyenne de traitement des métaux, et une installation « plus récente », dont les données proviennent de la performance d'usines en opération. Pour une quantité et une composition de déchets de composition moyenne, les émissions sont communiquées par unité massique de déchets ou par volume de gaz, pour celles qui proviennent des normes nationales. Seules les émissions à l'air sont évaluées dans le modèle.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle MSW-DST est résumée dans le Tableau 2.12

Tableau 2.12 Évaluation des critères pour le modèle MSW-DST pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
4	2	2	2

- Doka, 2009

Le modèle de (Doka, 2009) s'intéresse au contexte suisse et à ses 29 usines d'incinération de déchets municipaux. La structure étudiée est donc représentative de la réalité des usines suisses. Afin de représenter une usine typique suisse, un mix technologique est considéré et sa structure est

clairement communiquée. Le rapport est détaillé et disponible, les données sont entièrement communiquées. En revanche l'interface d'utilisation du modèle est réalisée sur Excel et n'est pas très instinctive à utiliser et à adapter.

Les coefficients de transfert développés par (Hellweg et al., 2001b) sont utilisés. Communiqués pour cinq flux de sortie du système, ils ne permettent pas de représenter la modularité du système, puisqu'ils ont été observés et quantifiés pour une structure donnée, tant pour la technologie de conversion et que pour la structure du traitement des gaz. Il n'est pas possible d'adapter les résultats pour une structure différente. La seule possibilité de modularité concerne une étape du traitement des gaz, la dénitrification, pour laquelle l'utilisateur a quatre options. Trois technologies et une absence de traitement sont modélisées.

Au niveau de la sensibilité des émissions par rapport à l'intrant, des coefficients de transfert sont utilisés et la quantité d'émissions change quand l'intrant change.

Les émissions quantifiées incluent les émissions à l'air, à l'eau ainsi que la quantification des résidus.

Tableau 2.13 Évaluation des critères pour le modèle de (Doka, 2009) pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
5	3	5	5

- SWIMS

SWIMS est un modèle d'optimisation qui étudie de nombreux systèmes de traitement de déchets, dont l'incinération et la gazéification. La structure de la technologie considérée est communiquée.

La structure de la technologie modélisée n'est, en revanche, pas flexible modulaire ou modifiable et celle-ci n'a pas d'influence sur les émissions du procédé.

Concernant l'évaluation des émissions directes, seuls les coefficients de transfert concernant six éléments sont présentés. Parmi eux, seulement deux sont transférés en partie vers l'air : le carbone et l'azote. À nouveau, un manque de transparence méthodologique subsiste après partage des coefficients de transfert puisque les substances formées ne sont pas communiquées. Si ce qui est

pris en compte dans le modèle est entièrement décrit par ces coefficients de transfert, seules les émissions de N₂O, de CO₂ et potentiellement de CH₄ semblent être prises en compte et seuls les gaz à effet de serre sont ainsi quantifiés. Le reste de émissions à l'air, les émissions à l'eau ainsi que la quantification des résidus ne sont pas pris en compte.

Pour la gazéification, c'est en réalité l'incinération qui est utilisée comme approximation, faute de données suffisantes.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle SWIMS est résumée dans le Tableau 2.14.

Tableau 2.14 Évaluation des critères pour le modèle SWIMS pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
3	1	2	1

- EASETECH

EASEATECH est un modèle d'analyse de cycle de vie de systèmes de traitement de déchets dont l'interface est disponible et utilisable sous réserve de suivre la formation dispensée. En revanche, l'information concernant la méthodologie utilisée pour calculer l'inventaire du cycle de vie est disponible dans un rapport en danois seulement.

La technologie d'incinération étudiée est décrite et s'appuie sur une usine danoise existante. Le logiciel ne permet pas de modularité à l'intérieur d'une technologie de traitement, modélisée comme une boite noire avec des intrants et des extrants. Des coefficients de transfert vers six flux de sortie sont pris en compte, ne permettant pas de suivre les éléments à travers le système et donc de le rendre plus modulable.

La sensibilité de l'intrant est prise en compte à l'aide de ces coefficients de transfert. Ils incluent les émissions à l'air, à l'eau ainsi que la quantification des résidus.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle EASETECH est résumée dans le Tableau 2.15.

Tableau 2.15 Évaluation des critères pour le modèle EASETECH pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
3	2	5	5

- LCA4Waste

Ce modèle d'ACV en gestion de déchets a été développé en Suisse par (Haupt, Kägi, & Hellweg, 2018) et utilise les données de (Boesch, Vadenbo, Saner, Huter, & Hellweg, 2014a). Sous la forme d'un fichier Excel, l'interface est disponible, claire et fonctionnelle. Les données sont communiquées en toute transparence.

La structure de l'incinération est communiquée et détaillée. Des coefficients de transfert sont disponibles en fonction de la structure du système de traitement des gaz et permet donc une modularité et adaptabilité en fonction du système considéré. De plus, la modularité de la structure intervient également dans la différenciation des facteurs d'émission en fonction du système de traitement des gaz choisi. Ces données permettent alors de prendre en compte la modularité du système même si celle-ci est limitée puisqu'il s'agit d'une différenciation de coefficients de transfert en fonction de la séquence de traitement sélectionnée et non pour chaque procédé de traitement individuellement. La seule étape indépendamment spécifiée est la dénitrification, prenant en compte les mêmes technologies que (Doka, 2009).

Des coefficients de transfert vers les flux de sortie, dont le nombre dépend de la structure considérée, permettent de prendre en compte la variabilité de l'intrant. En revanche, pour les émissions visées par le traitement des gaz, ce sont des facteurs d'émission, en fonction du volume de gaz produit, qui sont utilisés. Ainsi, pour les polluants traités, les émissions en sortie de traitement de gaz ne sont pas fonction de la composition de l'intrant.

Les émissions vers l'air et l'eau ainsi que la quantification des résidus sont disponibles.

L'évaluation des critères étudiés pour le modèle LCA4Waste est résumée dans le Tableau 2.16.

Tableau 2.16 Évaluation des critères pour le modèle LCA4Waste pour l'évaluation des émissions directes à l'environnement

Transparence	Modularité	Sensibilité	Complétude
5	4	3	5

2.3.3.6 Conclusions intermédiaires sur l'évaluation des émissions et impacts directs des ACV sur la valorisation énergétique

On peut alors observer que, malgré la nécessité et l'importance des critères évalués afin que l'étude soit transparente, adaptable et sensible, et permette une prise de décisions éclairée, ces critères ne sont que rarement respectés. Ils ne sont jamais réunis au complet dans les sources de données étudiées. Ainsi, si l'on reprend chacun des critères étudiés, pour l'évaluation des émissions directes, seuls les modèles LCA4Waste et (Doka, 2009) ont un niveau de transparence jugé comme satisfaisant dans leur étude. Parmi les autres études, toutes les informations permettant de tirer profit des études et du travail effectué ne sont pas communiquées, que ce soit au niveau des hypothèses, des données utilisées ou des résultats intermédiaires. Les logiciels ne sont généralement pas accessibles ou difficilement voire pas utilisables. Au niveau de la modularité et de l'adaptabilité à un autre contexte ou autre structure, LCA4Waste est jugé comme le plus développé, prenant en compte différentes structures ou permettant de modéliser les étapes une à une et ainsi d'adapter plus facilement la méthodologie et les résultats à d'autres. En revanche, aucun modèle n'atteint un niveau suffisant de modularité, ils ne représentent pas chaque étape du procédé de façon unitaire et indépendante, permettant d'adapter la représentation et les données à des cas différents du cas étudié. Enfin, plusieurs modèles présentent une sensibilité à l'intrant dans la quantification des émissions, c'est le cas notamment de (Doka, 2009) et EASETECH dont les modèles utilisent des coefficients de transfert permettent de rendre les émissions environnementales suffisamment sensibles à l'intrant et donc les émissions sont communiquées.

On peut alors observer qu'il manque un modèle qui, pour l'évaluation des émissions directes en incinération, soit capable de respecter chacun des critères définis pour cette étude. De plus, il n'existe pas réellement de modèle prenant en compte la technologie de gazéification dans l'évaluation des impacts environnementaux.

Ce sont à présent les méthodes de quantification des flux intermédiaires, étape essentielle pour la quantification des impacts indirects de notre système et donc des impacts potentiels de notre système au complet, venant affecter les conclusions et potentielles recommandations, qui vont être évaluées.

2.3.4 Évaluation de la quantification des flux intermédiaires

Parmi les sources présentées précédemment quantifiant les émissions directes à l'environnement, toutes ne quantifient pas les flux intermédiaires du système pour prise en compte de la perspective du cycle de vie. L'évaluation de cette quantification va donc porter sur les cas réels, utilisant la base de données ecoinvent, ainsi que sur les modèles.

Concernant les flux intermédiaires, deux types de flux sont majoritairement pris en compte et évalués dans ces études. Premièrement, les flux sortants, principalement l'énergie produite, sous forme de chaleur ou d'électricité, et les éventuels métaux récupérés dans les cendres, vont permettre d'évaluer la performance de notre système. Ces co-produits rendant notre système multifonctionnel et il est alors nécessaire de procéder à une extension des frontières. Ceci va donc permettre de soustraire les impacts d'une production alternative d'énergie ou de métaux à notre système. Cette substitution va alors venir modifier les impacts potentiels de notre système et la quantification de ces flux peut également avoir un impact sur les conclusions de l'étude en question.

Une deuxième catégorie de flux intermédiaires est alors constituée des flux entrants, concernant, en valorisation énergétique, principalement l'étape de traitement des gaz. Ces réactifs ont un impact potentiel associé à leur production et à leur cycle de vie et seront alors pris en compte dans l'ACV d'un système qui les utilise. D'autres flux entrants, tels que les infrastructures, sont généralement considérés, mais ceux-ci sont très rarement évalués de façon chiffrée et précise selon les systèmes et sont considérés comme génériques, pris dans des bases de données existantes.

Les méthodes d'évaluation des flux intermédiaires des systèmes de valorisation énergétique en ACV vont donc être évaluées selon les critères suivants, détaillés précédemment :

- La transparence : Les hypothèses sont-elles clairement communiquées ? Les sources utilisées sont-elles présentes et disponibles ? Les données considérées dans l'étude sont-elles partagées directement ? Sinon, sont-elles accessibles ?
- La modularité du système pris en compte et sa potentielle adaptabilité : La décomposition en étapes du système est-elle communiquée ? La technologie étudiée est-elle prise en compte dans l'évaluation des émissions ? Les données sont-elles adaptables à un autre contexte ou une autre structure du système ?

- La sensibilité à la matière traitée : Les émissions sont-elles sensibles à la composition de la matière entrante ? Les résultats et conclusions seraient-ils les mêmes si l'on utilisait ces données avec une matière différente ?

2.3.4.1 Évaluation du traitement des flux intermédiaires dans les cas réels et la base de données ecoinvent

Dans les études ACV dans la littérature, des bases de données sont souvent utilisées pour les procédés en arrière-plan. C'est ecoinvent qui est majoritairement utilisée. Dans cette base de données, les données sont disponibles sans la méthodologie qui a permis de les obtenir.

La quantification de l'énergie, sous forme d'électricité et de chaleur, la récupération d'aluminium, de cuivre et de fer à partir des cendres, ainsi que les intrants du système de traitement des gaz, sont considérés et exprimés par unité massique de déchet générique.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires dans la base de données ecoinvent est résumée dans le Tableau 2.17.

Tableau 2.17 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires dans la base de données ecoinvent

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	3	1	1
Métaux	3	1	1
Réactifs du traitement des gaz	3	1	1

2.3.4.2 Évaluation du traitement des flux intermédiaires dans les modèles ACV

- (Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013)

Dans les articles de (Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013), l'inventaire du cycle de vie est communiqué mais la méthodologie ayant permis de le générer n'est pas transparente. La quantification d'énergie produite, considérée comme étant de l'électricité seulement, a été effectuée en fonction de la composition élémentaires de la matière considérée dans l'étude et de son pouvoir calorifique inférieur. Aucune efficacité de conversion électrique n'est mentionnée ou communiquée.

Un traitement des cendres est considéré dans la structure du système et une quantification des flux entrants et sortants de ce traitement est communiquée. Cependant, cette quantification ne permet pas de relier la quantité de métaux récupérée à la quantité de métaux initialement dans les cendres traitées et la donnée communiquée est une masse de métaux récupérée pour une quantité donnée de cendres traitées.

La quantification des intrants du système de traitement des gaz est communiquée et exprimée par unité massique de déchets. Bien que ces valeurs soient issues d'une analyse des flux de matière et de substance à travers le système, leur communication ainsi ne permet pas de prendre en compte la modularité du système ni la sensibilité de l'intrant.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires de la modélisation de (Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013) est résumée dans le Tableau 2.18.

Tableau 2.18 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour la modélisation de (Arena et al., 2015; Arena & Di Gregorio, 2013)

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	4	1	5
Métaux	3	1	2
Réactifs du traitement des gaz	3	1	1

- (Hellweg et al., 2001b)

Dans l'article de (Hellweg et al., 2001b), la production d'énergie à partir des technologies étudiées ainsi que les intrants d'épuration des gaz ne sont pas quantifiés. Ce manque de transparence dans la méthodologie limite alors les possibilités de modularité du système et ne permet pas de savoir si ces flux sont sensibles à composition de la matière.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle de (Hellweg et al., 2001b) est résumée dans le Tableau 2.19.

Tableau 2.19 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour la modélisation de (Hellweg et al., 2001b)

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	1	1	NA
Métaux	1	1	NA
Réactifs du traitement des gaz	1	1	NA

- SWOLF & MSW DST

Pour le calcul de l'énergie produite, les modèles MSW-DST et SWOLF considèrent le pouvoir calorifique des catégories de déchets dont l'intrant est composé. Il applique ensuite une efficacité de conversion. Ceci permet alors, de la même manière que précédemment, une sensibilité à la composition de la matière entrante. En revanche, le modèle ne permet que la production d'électricité dans le système et manque de modularité dans la considération de la production de chaleur ou de cogénération.

Pour ce qui est des métaux contenus dans les cendres, un taux de récupération est communiqué mais il n'est pas lié à des impacts en arrière-plan, celui-ci étant utilisé pour l'analyse de coûts du modèle.

Concernant les intrants pour le traitement des gaz, ceux-ci sont évalués à partir de données de consommation annuelles d'usines, rapportées à la capacité de traitement annuelle de l'installation. La modularité du système n'est alors pas représentée. La sensibilité à la matière, quant à elle, n'est pas prise en compte. En effet, si la composition des déchets change et qu'elle induit une augmentation d'émissions impliquant plus de traitement dans l'étape d'épuration des gaz, cette sensibilité n'est pas considérée et la valeur de l'intrant est seulement fixée par la quantité de matière incinérée.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires des modèles SWOLF et MSW-DST est résumée dans le Tableau 2.20.

Tableau 2.20 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour les modèles SWOLF et MSW-DST

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	5	3	5
Métaux	3	1	1
Réactifs du traitement des gaz	4	1	1

- IWMM

Dans le modèle IWMM, le calcul de l'énergie produite est explicitement communiqué. Il s'appuie sur la composition des déchets incinérés en termes de catégories de matières et de leur pouvoir calorifique respectif. Il est donc sensible à l'intrant. Concernant le système de valorisation

énergétique, le modèle permet de spécifier la voie de valorisation : la production d'électricité, de vapeur ou bien une cogénération, permettant une certaine modularité à l'utilisateur.

La récupération des métaux des cendres n'est pas mentionnée dans le modèle, elle n'est pas prise en compte et l'interface ne permet pas de spécifier cette particularité.

En revanche, ce modèle ne prend pas en compte les intrants du système, notamment pour ce qui est du traitement des gaz, dans le module de valorisation énergétique, malgré l'approche de cycle de vie mentionnée dans le champ d'étude du développement du modèle.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle ISWMM est résumée dans le Tableau 2.21.

Tableau 2.21 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle EPIC/CSR

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	5	5	5
Métaux	NA	1	NA
Réactifs du traitement des gaz	NA	1	NA

- (Doka, 2009)

Dans le modèle développé par (Doka, 2009), les efficacités de conversion en électricité et chaleur représentent la moyenne des technologies d'incinération en opération en Suisse. Celles-ci étant communiquées pour les usines étudiées, on peut alors voir que l'efficacité de conversion électrique parmi celles-ci est comprise entre 0 et 22% pour une moyenne considérée dans l'étude de 13%. Pour la conversion thermique, celle-ci s'étend de 0 à 73% parmi les usines étudiées, la moyenne étant fixée à 25,6%. Représentant ainsi ce mix technologique et étant fidèle à la réalité suisse, ceci ne permet cependant pas de représenter les technologies individuelles et leurs efficacités de production d'énergie.

Pour la récupération de métaux depuis les cendres, une fraction de fer magnétique peut être mentionnée en plus de la composition en fer de la matière. Il est également possible de spécifier la fraction des technologies considérées équipées d'un dispositif de récupération de ces métaux.

Concernant les intrants au système de traitement des gaz, les données utilisées se rapportent à sept usines d'incinération suisses en opération. La quantification des réactifs utilisés pendant le

traitement des gaz change en fonction de la composition de la matière entrante. La modularité est possible, comme mentionné précédemment concernant la modélisation des émissions directes, seulement pour une étape du traitement des gaz, celle de la dénitrification.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle de (Doka, 2009) est résumée dans le Tableau 2.22.

Tableau 2.22 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle de (Doka, 2009)

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	5	1	5
Métaux	5	5	5
Réactifs du traitement des gaz	5	3	5

- SWIMS

Pour ce qui est de la quantification d'énergie, la documentation de SWIMS recense des efficacités moyennes concernant la production d'électricité, de chaleur ou la cogénération. En revanche, la base de calcul de ces efficacités n'est pas mentionnée et il n'est alors pas certain si la composition des déchets est utilisée afin d'apporter de la sensibilité ou si un pouvoir calorifique moyen est choisi.

La récupération des métaux est prise en compte et les deux métaux visés, l'aluminium et le fer, sont suivis dans le système avec des coefficients de transfert.

Pour ce qui est du système de traitement des gaz, sa structure est explicitée et les intrants correspondants identifiés. Ils sont exprimés par unité massique de déchets incinérés et ne permettent pas de représenter la sensibilité de l'intrant.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle SWIMS est résumée dans le Tableau 2.23.

Tableau 2.23 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle SWIMS

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	3	4	NA
Métaux	5	5	5
Réactifs du traitement des gaz	4	1	1

- EASETECH

Dans le modèle EASETECH, l'énergie produite, sous forme d'électricité et de chaleur, est quantifiée en appliquant des efficacités à partir du contenu énergétique du déchet, celles-ci sont modifiables par l'utilisateur.

Les métaux récupérés sont également représentés par coefficients de transfert à partir du contenu en métaux de la matière entrante, qui peuvent être modifiés par l'utilisateur afin de représenter la spécificité de la technologie étudiée.

Pour ce qui concerne le traitement des gaz, les intrants sont fixés par unité massique de déchets et ne sont pas sensibles à la composition de la matière ou aux émissions intermédiaires.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle EASETECH est résumée dans le Tableau 2.24.

Tableau 2.24 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle EASETECH

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	5	5	5
Métaux	5	5	5
Réactifs du traitement des gaz	3	2	1

- LCA₄Waste

Dans le modèle LCA₄Waste, la production d'énergie est calculée en considérant des efficacités électrique et thermique à partir du pouvoir calorifique de la matière considérée. Ces efficacités peuvent être modifiées par l'utilisateur et elles permettent de prendre en considération la variabilité de l'intrant.

Pour ce qui est de la récupération de métaux depuis les cendres, une efficacité de séparation est utilisée et peut être spécifiée pour 11 d'entre eux, permettant de faire varier la quantité de métaux récupérée en fonction de la quantité entrant avec la matière.

Concernant les intrants du système de traitement des gaz, ils varient en fonction de la structure du système et du choix technologique possible, ce qui apporte de la modularité, ils ne sont en revanche pas sensibles à la composition de la matière traitée puisqu'ils sont exprimés par unité massique de déchets traités.

L'évaluation des critères étudiés pour la quantification des flux intermédiaires du modèle LCA₄Waste est résumée dans le Tableau 2.25.

Tableau 2.25 Évaluation des critères pour la quantification des flux intermédiaires pour le modèle

LCA₄Waste

Flux évalué	Transparence	Modularité	Sensibilité
Énergie	5	5	5
Métaux	5	5	5
Réactifs du traitement des gaz	5	4	1

2.3.4.3 Conclusions intermédiaires sur la quantification des flux intermédiaire dans les ACV sur la valorisation énergétique

Pour la quantification des flux intermédiaires, aucun des modèles évalués ne permet de répondre à tous les critères fixés dans cette étude. Concernant la méthodologie et la communication des données, ce sont LCA₄Waste et (Doka, 2009) qui sont considérés comme étant les plus transparents. LCA₄Waste est le modèle permettant le plus de modularité et d'adaptabilité du système étudié. Enfin, concernant la sensibilité par rapport à l'intrant, seul (Doka, 2009) est évalué comme suffisamment performant. Parmi ces modèles, l'énergie est généralement bien représentée. Ce sont les étapes de récupération des métaux et de traitement des gaz qui manquent de modularité et de sensibilité. Le système de traitement des gaz, en particulier, est souvent considéré comme une boîte noire et chaque étape n'est pas modélisée à part entière, ce qui limite la sensibilité prise en compte dans le modèle global.

2.4 Conclusions de la revue de littérature

La représentation de la valorisation énergétique dans les études ACV ne permet pas la généralisation des conclusions à différents contextes, différents systèmes et différentes matières. Parmi les modèles de valorisation énergétique en ACV disponibles dans la littérature, aucun ne permet de représenter la gazéification et ses impacts potentiels. En effet, la gazéification est une technologie plus récente dans les systèmes de gestion de matières résiduelles, moins représentée dans la littérature. Dans un contexte de prise de décisions parmi plusieurs technologies, un modèle représentant les impacts environnementaux de la gazéification de matières résiduelles, modulaire et sensible à la matière alimentée au système, est manquant.

Les modèles d'incinération disponibles dans la littérature ne répondant pas à tous les critères fixés dans cette étude, notamment concernant la modularité et la sensibilité du système pris en compte, un approfondissement sur l'incinération et sur la modélisation de ses impacts environnementaux permettrait alors de comprendre les mécanismes pris en compte actuellement dans les modèles et de les affiner. Cette modélisation de l'incinération et la méthodologie développée permettront alors une modélisation de la gazéification dans un cadre ACV.

Ces deux modèles devront être modulaires dans leur structure interne ainsi qu'inclure un haut niveau de paramétrisation permettant une sensibilité à la composition de la matière entrante. La modélisation conjointe des performances technologique et environnementale permettra le développement des modèles au sein des outils développés dans la CRVMR, et plus particulièrement des modèles VMR-Sys et VMR-Imp.

Enfin, la modélisation de deux technologies de valorisation énergétiques et de leurs impacts environnementaux sur tout le cycle de vie permettront une première optimisation du système dans l'outil MaRCOT dans le cadre d'un choix technologique pour la production de vecteurs énergétiques à partir de matières résiduelles.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

Comme identifié dans le chapitre précédent, la représentation de la valorisation énergétique dans un cadre d'ACV présente des limites dans la littérature. Pour l'incinération, technologie la plus étudiée et représentée, les modèles existants peinent à prendre en considération simultanément la sensibilité de l'intrant, la modularité de la structure et l'adaptation au contexte de l'étude, trois aspects nécessaires à la prise de décision en fonction des scénarios et contextes locaux. La gazéification, quant à elle, n'est jamais représentée comme une technologie à part entière dans ces modèles, et sa modélisation environnementale est la plupart du temps identique à celle de l'incinération. C'est dans ce contexte qu'a été établi l'objectif principal de ce projet, détaillé ci-après.

3.1 Objectif principal

L'objectif de ce projet est de développer un modèle de valorisation énergétique de matières résiduelles flexible et sensible à la matière entrante, prenant en compte la performance technologique et les impacts environnementaux potentiels, en vue d'une optimisation menant à un choix technologique.

3.2 Objectifs spécifiques

L'objectif principal a été décomposé en quatre objectifs spécifiques, présentés ci-après

3.2.1 Sous-objectif 1 : Recensement et analyse critique des structures de systèmes et paramètres utilisés dans la littérature pour la modélisation des technologies de valorisation énergétique

L'objectif principal étant de développer une modélisation modulaire de deux technologies, la première partie de ce sous-objectif vise à identifier les étapes composant les procédés d'incinération et de gazéification. Dans un second temps, les différentes approches de modélisation pour les étapes de l'incinération vont être recensées et analysées afin de mener à un choix de modélisation pour l'incinération, ainsi que servir d'exemple pour la modélisation de la gazéification. Autrement dit, cette étape vise à identifier les divergences dans la littérature quant à

la modélisation de l'incinération et de la gazéification, les points plus controversés, les paramètres et facteurs d'émission les plus incertains, afin de guider les choix de modélisation de cette étude.

3.2.2 Sous-objectif 2 : Développement de modèles indépendants pour chaque étape des systèmes et intégration dans les outils VMR-Sys et VMR-Imp

Après identification des étapes des procédés réalisée dans le sous-objectif 1, des modèles indépendants pour chacune de ces étapes identifiées seront développés, en fonction du positionnement par rapport aux approches utilisées dans la littérature tel que présenté précédemment. Ces modèles s'intègrent dans deux outils développés au sein de la CRVMR : VMR-Sys, par la prédiction des performances techniques de l'incinération et de la gazéification en termes de production d'énergie et de génération de résidus, ainsi que VMR-Imp, par la prédiction de l'impact potentiel des procédés sur l'environnement sur tout le cycle de vie. Ainsi, cette étude vise à contribuer à la communauté ACV des modèles de procédés libres (open-source) qui pourront être agencés et adaptés au contexte local d'utilisation des outils.

3.2.3 Sous-objectif 3 : Génération de l'inventaire de cycle de vie pour l'incinération et la gazéification

Après développement des modèles de procédés dans le sous-objectif 2, ces modèles vont être utilisés pour générer les inventaires du cycle de vie des deux technologies pour plusieurs scénarios.

Un cas de base sera étudié, pour la composition actuelle des déchets éliminés au Québec, afin de déterminer l'impact potentiel d'utiliser différentes technologies de valorisation énergétique pour cette matière.

L'impact de la composition de la matière traitée sur les performances énergétique et environnementale sera ensuite étudié.

3.2.4 Sous-objectif 4 : Première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique

Après développement des modèles et génération d'inventaires de cycle de vie selon les cas étudiés, une optimisation du système composé de l'incinération et de la gazéification sera réalisée,

démontrant une toute première utilisation du cadre MaRCOT afin de guider un choix technologique au sein d'un système de valorisation énergétique.

3.3 Méthodologie

3.3.1 Méthode pour le recensement et l'analyse critique des structures de systèmes et paramètres utilisés dans la littérature pour la modélisation des technologies de valorisation énergétique (Sous-objectif 1)

Pour développer les modèles d'incinération et de gazéification modulaires et sensibles à la composition de l'intrant, il faut déterminer la structure modulaire qui sera étudiée ainsi que les mécanismes permettant de prendre en compte la sensibilité de l'intrant au sein de cette structure. La méthodologie appliquée pour le sous-objectif 1 est décrite ci-dessous.

À l'aide de la structure générale des études ACV, j'ai dégagé une première structure, composée de grandes étapes pour les procédés de valorisation énergétique.

Afin d'identifier les étapes unitaires composant ces grandes étapes, j'ai recensé les séquences d'étapes de l'incinération et de la gazéification telles qu'étudiées en ACV. À partir de ces séquences d'étapes, j'ai identifié les étapes identiques dans les différentes études, pour lequel il existe un consensus, ainsi que les étapes pouvant différer selon les systèmes étudiés.

Pour les étapes représentées de différentes façons dans la littérature, j'ai ensuite identifié les contraintes inhérentes au traitement thermique de déchets municipaux; puis j'ai réalisé un choix technologique adapté au cas d'étude pour ces étapes en m'appuyant sur des documents techniques sur les technologies.

Pour les étapes composant les structures de l'incinération et de la gazéification choisies précédemment, j'ai recensé les approches de modélisation utilisées dans la littérature. J'ai ainsi identifié les étapes pour lesquelles il existe des consensus de modélisation et celles pour lesquelles des controverses existent.

Pour les étapes dont les approches de modélisation diffèrent dans la littérature, j'ai analysé ces différentes approches en fonction des critères de sensibilité à l'intrant et modularité dans la structure, afin de répondre à l'objectif principal.

3.3.2 Méthode pour le développement des modèles indépendants pour chaque étape des systèmes et intégration dans les outils VMR-Sys et VMR-Imp (Sous-objectif 2)

Pour atteindre la modularité et la flexibilité voulue dans l'analyse de la performance environnementale des procédés de valorisation énergétique (sous-objectif 2), j'ai subdivisé les procédés d'incinération et de gazéification en étapes, ou sous-procédés, selon la structure choisie au sous-objectif 1. La technologie de conversion modélisée en incinération est un incinérateur à grille mobile tandis que celle modélisée pour la gazéification est un gazéifieur en lit-fixe à courant. J'ai modélisé chacun de ces sous-procédés comme une activité indépendante, ne dépendant pas de l'ordre des procédés dans la structure mais uniquement de la quantification et composition du flux entrant dans le sous-procédé. Dans tous les cas, cette modélisation vise à prendre en compte certains mécanismes communs : la sensibilité à la matière alimentée au sous-procédé ainsi que la modularité dans la structure interne.

J'ai adopté une approche de programmation dite « orientée objet », où chaque sous-procédé est représenté comme un objet *avec ses attributs* (données sur les paramètres d'opération, les flux, etc.) *et ses méthodes* (fonctions pour représenter les mécanismes et les réactions du procédé). Les modèles présentés dans ce mémoire sont développés dans le langage de programmation Python afin de pouvoir être intégrés au sein des outils VMR développés dans la CRVMR. Ma recherche s'appuie donc sur le développement à la CRVMR d'un cadre de modélisation. En effet, elle constitue un tout premier cas d'application de l'outil d'optimisation MaRCOT.

Pour assurer un haut niveau de cohérence et d'inter-compatibilité, j'ai programmé tous les sous-procédés comme des instances dérivant d'une même classe du cadre MaRCOT (la classe ProcessModel), laquelle définit une structure et des fonctionnalités communes à tous mes procédés, comme détaillé à la section 3.3.2.1.

Lors de ma modélisation, j'ai porté une attention toute particulière à la conservation et l'analyse des flux de matière et des différents éléments. Mon analyse s'appuie sur une autre classe (« Layers »), dont le fonctionnement est résumé à la section 3.3.2.2.

Chaque sous-procédé dépendant uniquement de son fonctionnement, défini au sein de son instance, ainsi que du flux entrant et de sa composition, définie au sein de la classe « Layers », sa propre fonction de résolution « solve » est définie au sein de son instance. Le fonctionnement de celle-ci est résumé dans la section 3.3.2.3. Les notations utilisées dans ce chapitre sont reportées dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 Notations, signification et symboles utilisés pour la présentation de la méthodologie des sous-objectifs 3 et 4

Catégorie	Symbol	Signification	Catégorie	Symbol	Signification
Vecteurs décrivant chaque procédé	u^0, u	Usages du procédé	Couches des flux du système	c	Élément conservé
	v^0, v	Production du procédé		s	Substance
	f^0, f	Échanges avec l'environnement		b	Bien
Optimisation	A	Matrice technologique	Composition des flux	f	Flux élémentaire
	F	Matrice des flux élémentaires		$\lambda_{b_1,b}$	Composition du bien b en termes du bien b_1
	y	Vecteur de demande finale		$\lambda_{s,b}$	Composition du bien b en termes de la substance s
	x	Vecteur de mise à l'échelle		$\lambda_{c,s}$	Composition de la substance s en termes de l'élément conservé c
Coefficients	$R_{s,b}$	Coefficient de transfert de la substance s vers le bien b	$\lambda_{f_{s,f}}$		Composition du flux élémentaire f en termes de la substance s
	K_{b_1,b_2}	Coefficient technique exprimant la quantité de		$\lambda_{f_{c,f}^{net}}$	Composition nette du flux élémentaire f en termes de l'élément c

		b_1 en fonction de la quantité de b_2		$\lambda_{c,b}^{net}$	Composition nette sur bien b en termes de l'élément c
--	--	---	--	-----------------------	---

3.3.2.1 Description des procédés comme des « Process Model »

Pour le développement des modèles d'incinération et de gazéification des déchets, chaque étape du procédé est représentée comme une activité indépendante avec ses intrants, ses extrants et son fonctionnement. Chaque activité du système est représentée comme une instance de la classe "Process Model".

Un « ProcessModel » dans MaRCOT possède différents vecteurs attributs, décrivant les flux nécessaires à son fonctionnement et ceux issus de son fonctionnement :

- Le vecteur u représente les usages du procédé, les flux dont il a besoin pour fonctionner
- Le vecteur v représente la production de ce procédé, ce qu'il fournit au système
- Le vecteur f représente les échanges avec l'environnement.

À l'état initial, le seul flux quantifié de chaque procédé est son flux de référence. Si l'on considérait l'incinération au complet comme un « ProcessModel », son flux de référence, et l'unité fonctionnelle de tout le système, serait le traitement d'une masse m de déchets. Pour ce faire, le procédé d'incinération aurait par exemple besoin d'une fraction d'incinérateur, infrastructure sans laquelle le procédé ne peut pas avoir lieu, d'un intrant d'oxygène pour procéder à l'oxydation, etc. Il permettra alors la production d'électricité, tout en émettant du CO₂ et en produisant des résidus solides. Ainsi, ces différents flux, ces intrants et extrants, vont peupler les vecteurs mentionnés précédemment.

Pour ce qui est du vecteur u, il comporterait la fraction d'incinérateur puisque c'est un usage du procédé. Les résidus solides sont un flux sortant du système, mais ils ne possèdent pas de demande sur le marché; ils ne sont pas produits en vue d'être utilisés, mais plutôt en vue d'être éliminés. Cet usage de traitement est alors représenté comme un flux négatif de résidus solides dans le vecteur u.

Pour le vecteur f, les flux élémentaires comprennent l'O₂ et le CO₂. L'un est une ressource tandis que l'autre est une émission, cela va alors être représenté par une différence de signe. Une

convention est alors utilisée : les émissions à l'environnement ont un signe positif tandis que les ressources puisées de l'environnement ont un signe négatif.

Enfin, le vecteur v contient l'électricité produite par l'incinération. En revanche il contient également la masse de déchets dont le traitement est la fonction du système. En effet, c'est un intrant du système global mais il n'existe pas de marché pour les déchets, ce n'est pas un flux pour lequel il existe une demande, alimentée par l'incinération des déchets. Puisque c'est un service de traitement de déchets proposé par l'incinération, ce flux aura une valeur négative dans le vecteur de production, c'est un flux accepté par le système

3.3.2.2 Description de la composition des flux d'après la classe « Layers »

Tous les flux du système sont définis avec une composition. Dans MaRCOT, il existe une différenciation entre les différentes couches des flux d'un système. Les produits sont considérés comme des "biens", les substances chimiques comme des "substances" et les éléments qui les composent comme des éléments "conservés". Les biens sont définis comme étant composés d'autres biens et/ou des substances. Les substances sont définies comme étant composées d'éléments conservés. Ainsi, le bien "déchet" peut être caractérisé par des catégories de matières, d'autres biens, et ces biens peuvent être caractérisés par une composition élémentaire.

Ainsi, trois couches de composition pour les biens existent. La composition d'un bien b en termes d'un bien b_1 est exprimée grâce à $\lambda_{b_1,b}$. La composition d'un bien b en termes d'une substance s est exprimée grâce à $\lambda_{s,b}$. La composition de cette substance en termes d'un élément conservé c est exprimée grâce à $\lambda_{c,s}$. Enfin, la composition d'un flux élémentaire f en termes d'une substance s est exprimée par $\lambda_{f_s,f}$.

Une méthode de « Layers » calcule la composition nette des biens en termes d'éléments ($\lambda_{c,b}^{net}$) à partir de ces trois tableaux de composition ($\lambda_{b,b}$, $\lambda_{s,b}$, $\lambda_{c,s}$). La même logique est appliquée pour la composition nette des flux élémentaires ($\lambda_{f_c,f}^{net}$).

L'objectif de ProcessModel est de déterminer la valeur finale des flux (u , v et f) et de leurs compositions (λ et λ_f), selon les conditions d'opérations et des flux et compositions initiales, fournis par les attributs $u^0, v^0, f^0, \lambda^0, \lambda_f^0$. Autrement dit, à partir d'une description initiale de l'activité et d'une méthode de résolution propre à cette activité, on en obtient une description finale.

3.3.2.3 Méthode de résolution des PM

Les sous-procédés étant des instances de « ProcessModel », les méthodes de résolution génériques de l'outil MaRCOT sont disponibles dans ces instances. Cependant, l'outil MaRCOT n'étant pas spécifique au traitement des déchets ni à la valorisation énergétique, j'ai créé deux nouvelles sous-classes dérivant de la classe « ProcessModel » : une classe « Incinération » et une classe « Gazéification ». Ces classes héritent alors de la définition de l'objet tel que défini dans « ProcessModel », de la définition de ses attributs ($u, v, f, \lambda, \lambda_f$) précédemment détaillés ainsi que de ses méthodes. Ce fonctionnement permet alors de conserver le fonctionnement générique de la classe « ProcessModel » tout en étendant sa fonctionnalité. En effet, les classes « Incinération » et « Gazéification » ont accès aux fonctionnalités de « ProcessModel » mais j'ai également développé de nouvelles méthodes au sein de ces deux nouvelles sous-classes afin de faciliter la modélisation du fonctionnement de l'incinération et de la gazéification en particulier.

Tous les sous-procédés des systèmes d'incinération et de gazéification, modélisés comme des activités, sont alors eux-mêmes des sous-classes des classes « Incinération » ou « Gazéification » selon le système considéré. Ceci permet alors à nouveau de préserver les classes « Incinération » et « Gazéification » plus génériques et d'apporter des spécificités dans les nouvelles sous-classes quant au fonctionnement de l'activité en question. Chaque activité possède alors sa propre fonction "solve", séquence de fonctions propre à cette activité, permettant de passer de sa description initiale à sa description finale. La fonction de résolution de chaque activité a été validée en vérifiant le calcul de ses intrants et extrants.

Deux méthodes génériques concernent l'application de différents coefficients, les coefficients techniques et les coefficients de transfert, sont détaillées ci-après.

3.3.2.3.1 Coefficients techniques

Les coefficients techniques, K , ont été définis afin de décrire les relations entre les flux d'un même procédé. Ils permettent de quantifier un flux en fonction de la quantité d'un autre flux intervenant dans le procédé en cours de résolution. Ainsi, il est par exemple possible de spécifier la quantité de réactifs requise en fonction de la quantité d'un polluant entrant dans le procédé.

Si l'on reprend les exemples détaillés dans la section 3.3.2.1 sur l'incinération au complet, on peut définir $K_{incinérateur,déchets}$, représentant la fraction d'incinérateur requise pour traiter une unité de déchets ou bien $K_{O_2,déchets,C}$ qui représente la quantité d'oxygène requise pour oxyder une unité de carbone dans les déchets.

On aura alors de façon générique, selon le flux déterminé :

$$Flux \text{ déterminé} = K_{flux \text{ det},flux} \times m_{flux} \quad (3-1)$$

3.3.2.3.2 Coefficients de transfert

Les coefficients de transfert, R, sont des coefficients de partition représentant la quantité d'un élément, une substance ou un bien qui est conservé intact par une activité et transféré vers un flux de sortie. Exprimés pour une activité donnée, la totalité de la quantité de l'élément, de la substance ou du bien en question est affectée par le transfert. Par exemple, l'efficacité du traitement des gaz peut être représentée à l'aide d'un coefficient de transfert. Une efficacité de traitement de 90% pour un polluant p donné sera alors exprimée par $R_{polluant \ p,résidus} = 0.9$.

La quantité et la composition du flux de sortie sont recalculées en fonction de la quantité transférée vers ce flux. Les éléments étant inclus dans les substances, elles-mêmes incluses dans des biens, les coefficients de transfert s'appliquent à cette définition au complet. En effet, si un bien est transféré vers un flux, alors toutes les substances contenues dans ce bien sont également transférées vers le flux, ainsi que tous les éléments constituant ces substances.

Puisque les compositions sont représentées par des couches interdépendantes, il est important d'appliquer les coefficients de transfert de façon séquentielle afin de respecter le bilan de matière. Cette séquence de calcul est résumée ci-dessous :

- 1) Calcul des intrants et extrants à partir de u, v et f

En fonction de la description de u^0, v^0 et f^0 et des conventions de signe présentées précédemment, les intrants en termes de biens, i , ou de flux élémentaires, i_f , ainsi que les extrants en termes de biens, o , ou de flux élémentaires, o_f , de l'activité sont calculés.

- 2) Application des coefficients de transfert pour les biens

Si des coefficients de transfert sur les biens ont été recensés, les biens transférés sont calculés dans un premier temps.

$$o_biens = i \times R_{b,b} \quad (3-2)$$

Les intrants restants (non affectés par les coefficients de transferts) sont alors calculés à leur tour.

$$i_restants = i - o_biens \quad (3-3)$$

S'il n'y a pas de coefficients de transfert concernant les biens, alors les biens restants sont égaux aux biens entrants.

$$i_restants = i \quad (3-4)$$

3) Application des coefficients de transfert pour les substances

Dans un premier temps, les substances entrantes sont calculées.

$$i_{subst} = i_{restants} \times \lambda_{s,b} + i_f \times \lambda_{s,f}, \forall s \in \mathcal{S}, \forall f \in \mathcal{F} \quad (3-5)$$

Si des coefficients de transfert pour les substances ont été recensés, les substances sortantes sont calculées par calcul des coefficients de transfert à partir des substances entrantes.

$$o_{subst} = R_{s,b} \times i_{subst} \quad (3-6)$$

Les substances restantes sont alors calculées en fonction de ces substances précédemment transférées.

$$i_{subst_restants} = i_{subst} - o_{subst} \quad (3-7)$$

Si des coefficients de transfert pour les substances n'ont pas été recensés, les extrants sont égaux aux intrants.

$$i_{subst_restants} = i_{subst} \quad (3-8)$$

4) Application des coefficients de transfert pour les éléments

Les éléments entrants sont premièrement déterminés.

$$i_cons = i_subst_restant \times \lambda_{c,s} \quad (3-9)$$

Si des coefficients de transfert sur les éléments existent, les éléments transférés sont calculés.

$$o_cons = R_{c,s} \times i_cons \quad (3-10)$$

Les éléments restants sont alors recalculés.

$$i_cons_restants = i_cons - o_cons \quad (3-11)$$

S'il n'y a pas de coefficients de transfert pour les éléments pour cette activité, alors les extrants en éléments sont égaux aux intrants en éléments.

$$i_cons_restants = i_cons \quad (3-12)$$

5) Séparation des flux vers les biens ou vers les flux élémentaires

En fonction du flux de sortie spécifié pour les différents coefficients de transfert, les flux sortants sont séparés entre les biens et les flux élémentaires.

6) Normalisation des flux sortants en fonction de la propriété de référence du flux sortant

Afin de mettre à jour la composition des flux sortants après le transfert, les quantités sortantes sont normalisées par rapport à la propriété de référence du flux sortant dans lequel elles sont comprises, par exemple par rapport à sa masse.

7) Mise à jour des vecteurs u,v,f et λ suite à l'application des coefficients de transfert

Enfin, en fonction de la catégorisation des flux entre les biens et les flux élémentaires réalisée dans l'étape 5) et le calcul de la composition des flux sortants réalisée dans l'étape 6), les nouvelles valeurs composant les vecteurs u, v, f et λ sont calculées.

3.3.3 Méthode pour la génération de l'inventaire du cycle de vie pour l'incinération et la gazéification (Sous-objectif 3)

Après avoir développé les modèles de gazéification et incinération tel que détaillé dans le sous-objectif 2, j'ai ensuite utilisé les modèles afin de générer leur inventaire du cycle de vie. L'unité fonctionnelle considérée pour tous les cas d'études est le *traitement de 1 kg de matières résiduelles*.

Afin de définir la composition de la matière alimentée au système, j'ai utilisé une description des matières résiduelles en termes de catégories de matières et de leurs compositions élémentaires respectives, tel que résumé dans la section 3.3.3.1.

Le développement des modèles s'insérant dans une optique ACV, un lien avec les procédés d'arrière-plan permettant la prise en compte des impacts sur le cycle de vie a été réalisé et est décrit dans la section 3.3.3.2.

Le choix des procédés d'arrière-plan permettant de prendre en compte les impacts évités par la substitution des co-produits est décrit dans la section 3.3.3.3.

Enfin, la méthode de caractérisation d'impacts choisie et les catégories d'impacts utilisées sont décrites dans la section 3.3.3.4.

3.3.3.1 Composition des matières résiduelles alimentées aux systèmes

La composition initiale des déchets utilisée en termes de biens, $x_{b,déchets}$, est celle fournie par Recyc-Québec dans sa caractérisation des déchets québécois en 2013 (Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015). Les biens inclus dans les déchets sont les catégories de matière principales de cette études, telles que présentées dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2 Composition des déchets éliminés en 2013 au Québec en termes de catégories de matière principales (Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015)

Catégorie b	Collecte en tonnes	$x_{b,déchets}$
Imprimés	71 482	3%
Papier/Carton	108 481	5%
Verre	63 142	3%
Métal	43 738	2%
Plastiques	164 748	7%
Matières organiques	1 290 228	57%
Encombrants inertes	27 671	1%
Encombrants combustibles	81 098	4%
CRD combustibles	46 116	2%
CRD inertes	202 622	9%
RDD	24 115	1%
Textiles	89 718	4%
Matières diverses	59 029	2%

Les catégories de matière principales présentées dans le Tableau 3.2 sont elles-mêmes composées de sous-catégories de matière. Deux catégories, « Encombrants » et « CRD » (résidus de construction, rénovation et démolition), étant composées de sous-catégories combustibles et inertes, ont été subdivisés en une catégorie combustible et une catégorie inerte.

La composition élémentaire de ces catégories principales a été déterminée à l'aide de leur composition respective en sous-catégories ainsi que la caractérisation élémentaire de catégories de matières réalisée par (Götze, Pivnenko, Boldrin, Scheutz, & Astrup, 2016).

Les compositions $x_{sous-catégorie,catégorie}$ pour chaque catégorie principale décrite dans l'étude de (Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015), ainsi que la correspondance avec les catégories utilisées dans la caractérisation de (Götze et al., 2016), sont reportées dans les tableaux en Annexe A.

L'humidité, le taux en matière sèche ainsi que la composition élémentaire de la matière sèche telles qu'ils sont communiqués dans la caractérisation de DTU sont disponibles en Annexe B. Seuls les

25 éléments s pour lesquels $x_{s,b} \neq 0$ pour une catégorie b ont été reportés dans le tableau. Un élément « Autres éléments » a également été calculé afin que la matière soit entièrement caractérisée :

$$x_{\text{Autres éléments},b} = 1 - \sum_{\forall s} x_{s,b} \quad (3-13)$$

La caractérisation finale des catégories utilisée pour le modèle d’incinération est reportée dans les tableaux en Annexe C. Elle est exprimée en termes de contenu en substances. Ainsi, l’humidité est exprimée par $x_{H_2O,b}$ et le contenu élémentaire de la catégorie sèche par $x_{s,b}$, tels que.

$$x_{H_2O,b} + \sum_{s \neq H_2O} x_{s,b} = 1 \quad (3-14)$$

Une modification a été apportée à cette caractérisation pour s’adapter à une information requise pour le modèle de gazéification : la quantité de carbone fixe dans les déchets. Ainsi, à partir du taux de carbone fixe dans des catégories de matière fourni par (Bailie et al., 1997), le contenu en carbone biogénique et carbone fossile a été diminué, tout en conservant les proportions initiales, afin d’avoir toujours un bilan sur le carbone tel que $(C_{fixe} + C_{bio} + C_{fossile})_{\text{gazéification}} = (C_{bio} + C_{fossile})_{\text{incinération}}$. Les correspondances en termes de catégorie utilisées pour le carbone fixe sont reportées dans les tableaux en Annexe A. La caractérisation des catégories de matière utilisées dans le modèle de gazéification est reportée dans l’Annexe D.

3.3.3.2 Procédés d’arrière-plan

L’ACV permet d’étudier l’impact d’un système sur tout le cycle de vie par la prise en compte des impacts de l’arrière-plan, c’est-à-dire de l’impact de production des flux intermédiaires utilisés dans le système décrit dans l’avant-plan. Dans le cas de la valorisation énergétique, ces intrants sont, pour la majorité d’entre eux, les réactifs pour le traitement des gaz ainsi que de la chaleur et de l’électricité requises pour l’opération des deux technologies.

J’ai choisi les procédés d’arrière-plan des deux systèmes développés dans la base de données ecoInvent (Wernet et al., 2016), dans sa version 3.5 cut-off. Afin de déterminer quels impacts considérer dans les modèles, j’ai identifié le produit recherché au sein de la base de données, et

réalisé un choix quant au procédé qui a permis de le produire. Si on prend l'exemple d'un intrant d'électricité au sein du système, le produit à choisir est de l'électricité à bas, moyen ou haut voltage. Pour ce qui est de l'activité, elle représente la méthode de production d'électricité. Cette activité peut par exemple désigner la production d'électricité par hydroélectricité, gaz naturel ou biomasse. Les impacts pris en compte pour la génération de l'ICV seront alors différents en fonction du choix du produit et de l'activité.

Quand le produit recherché était disponible dans la base de données, j'ai réalisé le choix de l'activité correspondante en fonction de sa géographie. En effet, afin de prendre en compte le contexte local de production du Québec, les activités décrites pour cette région ont été privilégiées. Quand ces activités spécifiques au Québec n'étaient pas disponibles, j'ai choisi une activité représentant le marché mondial, incluant les modes de production moyens à cette échelle.

Quand le produit recherché n'était pas disponible dans la base de données, j'ai utilisé un autre produit comme approximation.

J'ai développé les modèles d'incinération et de gazéification de sorte que ces procédés d'arrière-plan soient aisément modifiables par l'utilisateur. Les procédés utilisés par défaut seront répertoriés lors de la présentation du développement des modèles dans la section 5.8.2.

3.3.3.3 Substitution

Afin de prendre en compte l'impact des technologies sur tout le cycle de vie, il faut également considérer l'utilisation des co-produits qu'elles génèrent. La méthode sélectionnée ici pour passer d'un système multifonctionnel à un système monofonctionnel, nécessaire à la comparaison de deux technologies qui ne génèrent pas nécessairement les mêmes co-produits ni en même quantité, est la substitution.

Les co-produits générés par incinération ou gazéification de matières résiduelles vont alors substituer une autre source de production de ces co-produits. Le choix des co-produits substitués est important, car il va affecter l'inventaire du cycle de vie, prenant en compte les impacts évités du mode de production que l'on substitue. Si on estime que le traitement de déchets permettra une production d'électricité, et que cette coproduction substitue la production d'hydroélectricité, alors les impacts liés à la production d'hydroélectricité seront pris en compte négativement dans la

modélisation du système de valorisation énergétique. Ceci reflète alors les impacts qui sont évités par le système car la production d'électricité par valorisation énergétique permet d'éviter une production d'électricité à partir d'hydroélectricité.

Les principaux produits substitués étant des vecteurs énergétiques, l'électricité et la chaleur sont considérées comme ayant les mêmes propriétés que les vecteurs énergétiques produits par des sources alternatives et le facteur de substitution est de 1 :1, traduisant une qualité égale des différents co-produits par rapport à ceux circulant sur le marché. Pour la substitution des métaux, le choix des sources substituées a été réalisé en prenant en compte la qualité des métaux en sortie de valorisation énergétique et le facteur de substitution est alors posé comme égal à 1 :1.

Le choix des modes de production à substituer dépendant du contexte, celui-ci est modifiable par l'utilisateur. Les choix par défaut du modèle sont présentés lors de la présentation du développement des modèles dans la section 5.8.3.

3.3.3.4 Méthode de caractérisation d'impacts

La description de l'avant-plan des systèmes étudiés permet d'évaluer les émissions directes vers l'environnement ainsi que de quantifier les flux intermédiaires requis pour leur fonctionnement. Relier ces flux intermédiaires à des procédés correspondant en arrière-plan permet la prise en compte du cycle de vie complet et la quantification des émissions indirectes vers l'environnement de nos systèmes.

Une liste d'émissions vers l'environnement comportant des centaines d'émissions vers l'air, vers l'eau et les sols, il est nécessaire de réduire le nombre d'indicateurs à comparer afin de pouvoir évaluer la performance environnementale des systèmes étudiés. Pour ce faire, une caractérisation des émissions dans des catégories d'impact doit être réalisée en ACV. Ceci permet alors de réduire les indicateurs à un nombre plus limité d'indicateurs, agrégeant les émissions en catégories, en fonction d'une émission de référence et de caractérisation des émissions d'une catégorie en fonction de cette émission de référence. La catégorie « impact sur les changements climatiques » permet par exemple d'agréger les émissions de gaz à effet de serre en une même catégorie, exprimée en kg de CO_2e .

Différentes méthodes de caractérisation existent pour cette étape. J'ai choisi pour cette étude la méthode de caractérisation d'impact ReCiPe et ses catégories d'impact intermédiaires, dans la perspective « hiérarchique », sans prise en compte des impacts à long-terme (Goedkoop et al., 2013). Les catégories d'impact considérées et leur unité de référence sont reportées dans l'Annexe E.

3.3.4 Méthode pour la première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique (Sous-objectif 4)

Après avoir développé des modèles indépendants pour chaque sous-procédé des deux systèmes étudiés et généré leur inventaire de cycle de vie respectifs, ces informations peuvent être utilisées par l'outil MaRCOT afin de procéder à une optimisation.

Pour ce faire, l'outil utilise la description finale de chaque sous-procédé obtenue grâce à sa description initiale et sa méthode de résolution, décrites précédemment dans la méthode du sous-objectif 2, ainsi que le lien avec l'arrière-plan, décrit précédemment dans la méthode du sous-objectif 3. La méthode séquentielle pour optimiser les systèmes est décrite ci-dessous.

- Formation de la matrice technologique A

Le système étudié étant composé de deux procédés, l'incinération et la gazéification, décrits chacun par des sous-procédés, la première étape de l'optimisation est la résolution de chacun des sous-procédés de façon unitaire. Chaque sous-procédé est alors résolu pour satisfaire une unité de son flux de référence, qu'il soit le traitement d'une unité de volume de gaz ou bien le traitement d'une unité massique de déchets par exemple. En effet, chaque sous-procédé étant indépendant, le système est résolu de façon séquentielle, la seule information transmise de sous-procédé en sous-procédé étant la composition des flux afin de permettre au sous-procédé d'être résolu en fonction de sa description initiale. La résolution de chacun des sous-procédés permet d'obtenir la description finale de leurs vecteurs u , v et f respectifs.

La matrice technologique, ou matrice A, est alors formée à partir des vecteurs u et v décrits précédemment. Elle recense les intrants et extrants de chaque activité ou sous-procédé des deux procédés étudiés. Pour peupler la matrice A, l'opération suivante est réalisée pour chaque bien b de chaque activité a :

$$A_{b,a} = v_{b,a} - u_{b,a} \quad (3-15)$$

- Formation de la matrice des flux élémentaires F

De la même façon que pour la formation de la matrice A décrite précédemment, la matrice F est formée à partir de la description de chaque sous-procédé et de son vecteur f. Ainsi, pour chaque flux élémentaire f et chaque activité a , la matrice F est peuplée de la façon suivante :

$$F_{f,a} = f_{f,a} \quad (3-16)$$

- Définition du vecteur de demande finale y

Afin de fournir une contrainte à saisir pour l'optimisation, l'utilisateur doit spécifier le vecteur de demande finale, y , c'est-à-dire quantifier l'unité fonctionnelle du système. L'unité fonctionnelle de notre système étant de traiter une quantité de déchets, ce vecteur de demande finale sera alors composé de la quantité de déchets à traiter par le système et l'inventaire du cycle de vie obtenu sera alors proportionnel à cette quantité spécifiée.

- Réalisation de l'optimisation

L'optimisation vise à déterminer le vecteur de mise à l'échelle x de chaque activité dans le système, en satisfaisant la fonction objectif tout en respectant les contraintes.

L'objectif choisi pour l'optimisation est la minimisation de l'impact potentiel sur les changements climatiques, exprimé en $\text{CO}_{2\text{eq}}$, tel que détaillé ci-dessous, C désignant la matrice de caractérisation des émissions f pour les différentes catégories d'impact, dont l'impact potentiel sur les changements climatiques.

$$\min (C_{CO_2e} F) x \quad (3-17)$$

$$sujet \ à \ Ax = y \quad (3-18)$$

$$x_{min} < x < x_{max} \quad (3-19)$$

Les seules contraintes de l'optimisation réalisée dans le cadre de ce mémoire sont les valeurs minimales et maximales de chaque activité. Ainsi, chaque activité de l'avant-plan de notre système est fixée comme ayant une valeur minimale de 0. En revanche, les activités de l'arrière-plan n'ont

pas de contrainte minimale puisqu'elles peuvent être négatives, traduisant une activité évitée, par substitution des co-produits de notre système.

CHAPITRE 4 RECENSEMENT ET ANALYSE CRITIQUE DES STRUCTURES ET PARAMÈTRES DES SYSTÈMES

Afin de développer des modèles qui soient modulaires pour les technologies d’incinération et de gazéification, une identification des étapes composant ces deux procédés a été réalisée. Les approches de modélisation divergeant dans la littérature pour certaines de ces étapes ont ensuite été recensées et analysées selon les critères de modularité et de sensibilité à l'intrant.

4.1 Recensement et analyse critique des structures

Dans une première étape, les structures des systèmes d’incinération et de gazéification étudiés dans la littérature ont été recensées afin de dégager les étapes d’une structure détaillée et modulaire pour les modèles d’incinération et de gazéification. Ces structures ont ensuite été confrontées aux contraintes techniques de l’incinération et de gazéification à partir de matières résiduelles afin d’effectuer un premier choix technologique dans les étapes à modéliser.

4.1.1 Dégagement d'une structure générique des systèmes

Considérant dans cette étude deux technologies de valorisation énergétique, l’incinération et la gazéification, il est possible dans un premier temps de dégager une structure générique de ces systèmes, qui sera amenée à être détaillée plus amplement pour chaque technologie.

Portant sur un système de traitement de déchets, l’ACV réalisée dans le cadre de ce mémoire est de type porte-au-tombeau. La production et l’utilisation des produits avant leur élimination par ces technologies de traitement ne seront pas étudiés. La collecte et le transport seront également exclus de la modélisation des systèmes étudiés car identiques pour les deux systèmes.

Si l’on se concentre sur les étapes de pré-traitement, traitement et valorisation, représentant le cœur de la modélisation, on peut détailler plus amplement les sous-étapes concernées, spécifiquement pour la valorisation énergétique. Après un pré-traitement optionnel, dépendant des contraintes des systèmes et de la qualité de la matière alimentée, une conversion thermochimique en produit primaire et une conversion du produit primaire en un produit secondaire, on peut alors ajouter une étape de traitement des gaz et résidus issus de la conversion primaire, comme illustré sur la Figure 4.1.

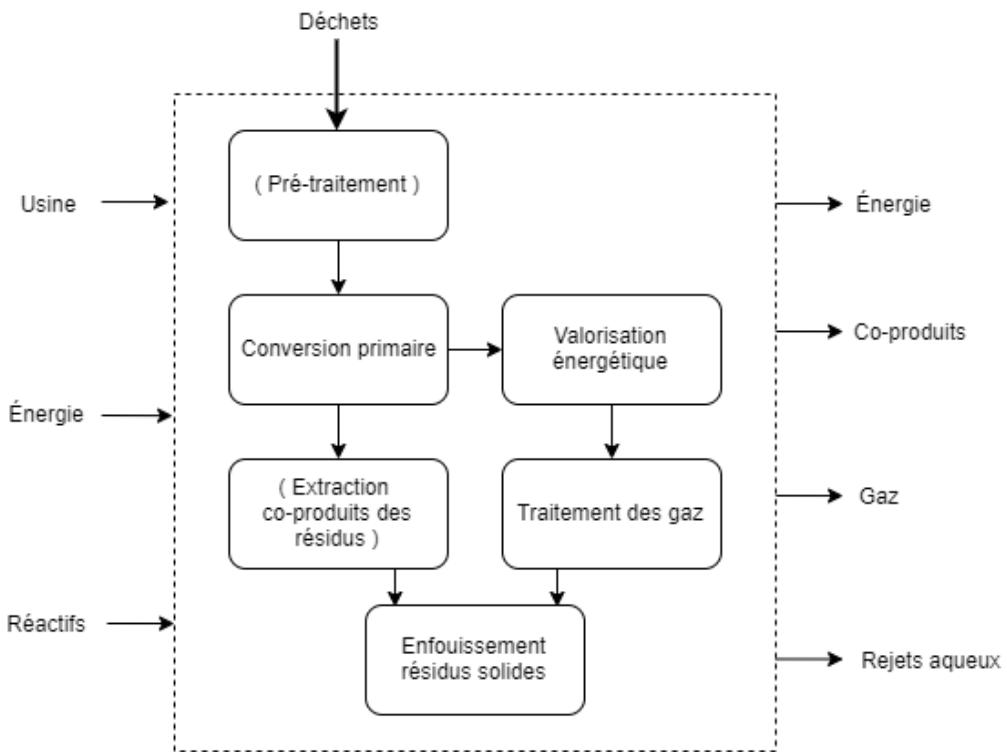


Figure 4.1 Structure générique des systèmes de valorisation énergétique

Ceci permet une première représentation des deux systèmes modélisés. Il faut alors apporter plus de détails dans la décomposition en étapes de certaines boîtes, notamment le pré-traitement, la valorisation énergétique, et le traitement des gaz, constitués d'une série d'étape.

4.1.2 Décomposition en séquence d'étapes

Les étapes principales identifiées pour la valorisation énergétique ont été amplement décrites à l'aide des structures détaillées dans la littérature ainsi que les contraintes techniques inhérentes au traitement de matières résiduelles.

4.1.2.1 Prétraitement

Le pré-traitement permet de préparer les matières résiduelles, matière hétérogène dont la composition n'est pas idéale pour un traitement thermique afin de pouvoir les alimenter à l'incinération et à la gazéification. En fonction des contraintes de ces deux technologies, le besoin de prétraitement et les étapes le composant le cas échéant ont été identifiés.

4.1.2.1.1 Incinération

En ce qui concerne les pré-traitements, l'incinération est considérée comme un procédé plus flexible que la gazéification, dans le sens où ses contraintes en termes de matière acceptée sont moins strictes que celles de la gazéification. L'incinération est capable de traiter des déchets hétérogènes, sous réserve de ne pas incinérer des encombrants ou matières trop volumineuses et denses.

L'incinération de la matière sans apport d'énergie externe pendant la combustion peut être réalisée si les contraintes du diagramme de Tanner, représenté sur la Figure 4.2, sont respectées.

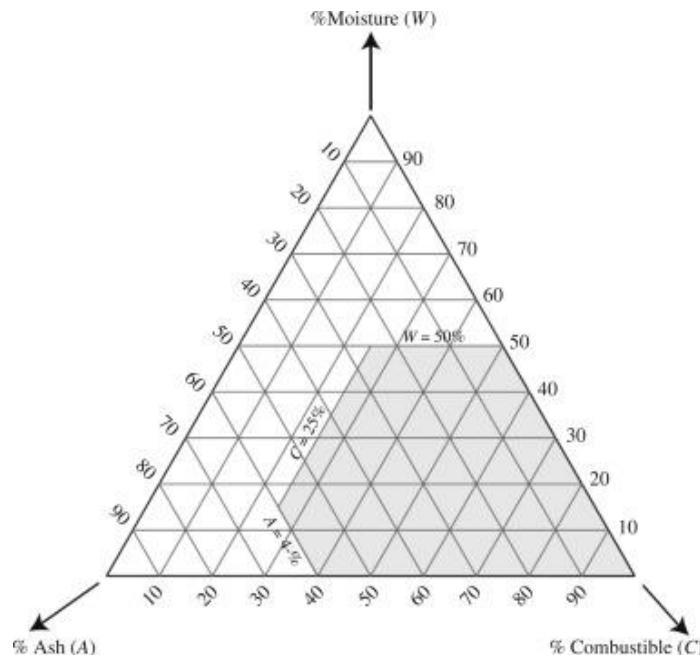


Figure 4.2 Diagramme de Tanner représentant les contraintes d'une combustion auto-suffisante en fonction du taux de cendres, d'humidité et de la matière combustible du déchet (Al-Salem, 2019)

Les contraintes sont alors relatives à l'humidité du déchet, qui doit être inférieure à 50%, son contenu en cendres, inférieur à 60%, et sa fraction de matière combustibles, supérieure à 25%. De plus, selon (Lombardi, Carnevale, & Corti, 2015), un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de 5 MJ/kg est suffisant pour une combustion sans apport auxiliaire d'énergie. Si l'on considère la composition des matières éliminées au Québec en termes de catégorie de matières, associée à une caractérisation de chaque catégorie de matière de son taux de cendres, humidité, taux de matière combustible et PCI, on obtient les données présentées dans le Tableau 4.1.

Tableau 4.1 Proportion dans les matières résiduelles, taux d'humidité et cendres, et pouvoir calorifique inférieur (PCI) des catégories de matière (DTU, s. d.; Eco Entreprises Québec & RECYC-QUEBEC, 2015)

Catégories de matières	Proportion 2012-2013	Humidité (%)	Cendres (%)	Combustible ?	PCI (MJ/kg)
Imprimés	3%	9,5	15,2	Oui	13,1
Papier / Carton	5%	17,7	11,0	Oui	12,8
Verre	3%	8,8	91,3	Non	0,0
Métal	2%	11,2	83,5	Non	1,5
Plastiques	7%	10,0	4,0	Oui	33,5
Matières organiques	57%	55,5	10,8	Oui	6,3
Encombrants inertes	1%	36,6	61,9	Non	0,0
Encombrants combustibles	4%	9,5	24,3	Oui	22,1
CRD combustibles	2%	15,9	8,4	Oui	16,0
CRD inertes	9%	0,0	100,0	Non	0,0
RDD	1%	36,6	61,9	Non	0,0
Textiles	4%	6,0	3,4	Oui	18,6
Matières diverses	3%	9,5	24,3	Oui	22,1
Déchet 2012 - 2013	-	35,8	23,7	84,1%	9,5
Contraintes	-	< 50	< 60	> 25	> 5

On peut alors observer que, si l'on incinérait les déchets actuellement éliminés au Québec, il n'y aurait pas besoin de pré-traitement. La structure de l'incinération ne sera alors pas constituée d'une étape de pré-traitement mais la matière incinérée sera sujette aux quatre contraintes explicitées plus tôt concernant, l'humidité, le taux de cendres, le taux en matières combustibles et le PCI.

4.1.2.1.2 Gazéification

En ce qui concerne la gazéification de déchets, deux contraintes principales existent : l'humidité et l'homogénéité. En effet, l'humidité de la matière alimentée au gazéifieur ne devrait pas dépasser 15-20% (Gopal & Sivaram, 2019; « Olive processing waste management », 2006).

En ce sens, un pré-traitement est nécessaire, consistant en un séchage afin d'atteindre le taux d'humidité requis et en un broyage afin de réduire la taille des particules et augmenter l'homogénéité de la matière.

La séquence de pré-traitement dans le procédé de gazéification est représentée schématiquement sur la Figure 4.3.

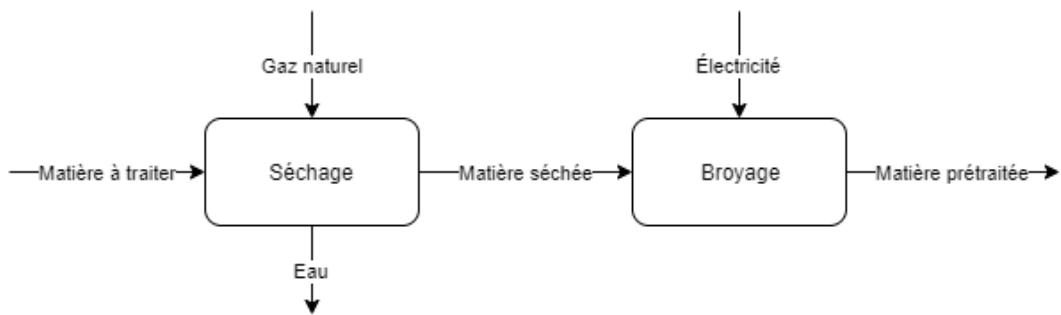


Figure 4.3 Représentation schématique de la séquence de pré-traitement dans le procédé de gazéification

4.1.2.2 Valorisation énergétique

La valorisation énergétique au sein des technologies de traitement thermique permet la production d'électricité ou de chaleur à partir des gaz issus de la conversion primaire. Selon le procédé, incinération ou gazéification, les gaz n'ont pas les mêmes propriétés et leur valorisation peut différer. Celle-ci est détaillée pour chaque technologie ci-dessous.

4.1.2.2.1 Incinération

Les gaz de combustion générés par incinération n'étant pas combustibles, ils sont valorisables par récupération et valorisation de leur énergie sensible. À partir de la structure de valorisation représentée sur la Figure 4.4, système composé de façon simplifiée d'une chaudière, d'une turbine à vapeur, d'un échangeur et d'un condensateur, il est possible de produire de la chaleur et de l'électricité par cogénération.

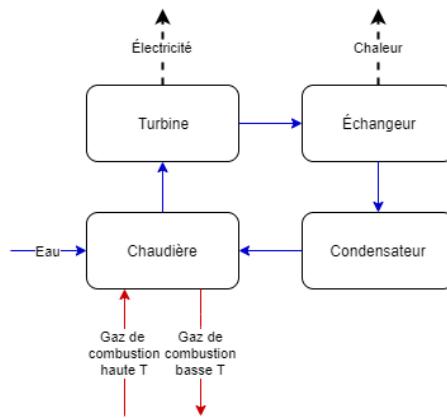


Figure 4.4 Structure de la valorisation énergétique en incinération

En revanche, il existe également des systèmes d'incinération ne produisant que de l'électricité, sans valorisation de la chaleur dans l'échangeur, ou que de la chaleur, sans passage de la vapeur d'eau dans une turbine à vapeur, modifiant légèrement la structure représentée sur la Figure 4.4.

4.1.2.2.2 Gazéification

Contrairement aux gaz de combustion générés par l'incinération, les gaz de synthèse produits par gazéification des déchets sont des gaz combustibles. Ils peuvent donc être valorisés de trois différentes façons : par un cycle de vapeur, par un moteur ou bien par une turbine à gaz.

Premièrement, les gaz de synthèse peuvent, de la même façon que les gaz de combustion, alimenter un cycle de vapeur permettant de produire de l'électricité et/ou de la chaleur. L'avantage de cette valorisation est qu'elle ne nécessite pas de traitement du gaz de synthèse avant la valorisation énergétique (Belgiorno, De Feo, Della Rocca, & Napoli, 2003). L'efficacité électrique de ce système est comprise entre 15 et 24% (Arena, 2012).

Les gaz de synthèse peuvent également être valorisés dans un moteur à combustion interne, permettant une valorisation énergétique du même ordre de grandeur qu'avec une turbine à vapeur, entre 14 et 26%, moyennant un traitement des gaz en amont, car la technologie est sensible aux polluants, notamment les goudrons, les poussières, le H₂S et les métaux.

Enfin, la dernière voie de valorisation possible est la turbine à gaz. Également sensible aux polluants générés pendant la gazéification, elle permet cependant une valorisation énergétique plus efficace, de l'ordre de 30 à 40% (Bhatia & Bhatia, 2014) et est idéale pour la cogénération puisque

la température des gaz en sortie de la turbine est élevée et permet un passage des gaz dans un cycle à vapeur à postériori.

Afin de représenter la performance des gaz de synthèse sur la valorisation énergétique, différent de celle de l'incinération, une valorisation par turbine à gaz sera modélisée en plus du cycle à vapeur mentionné précédemment. Contrainte par la pureté des gaz, la turbine à gaz ne pourra être utilisée dans le système que si la concentration des gaz de synthèse respecte les limites reportées dans le Tableau 4.2.

Tableau 4.2 Contraintes maximales de concentrations en polluants dans les gaz de synthèse pour valorisation dans une turbine à gaz (en mg/Nm³ sauf si spécifié autrement, ND : non disponible).

Les contraintes retenues pour chaque polluant sont identifiées en gras.

Source	Particules	Goudrons	Alcalins métalliques	NH₃	HCl	H₂S
(Megret & Bequet, 2011)	30	< 5	ppm (volumique)	ppm (volumique)	< 1	< 1
(Arena, 2012)	5	10	0.1 ppm (massique)	ND	ND	20 ppm (volumique)

4.1.2.3 Traitement des gaz

Les gaz produits par incinération ou gazéification des déchets contiennent des polluants, issus de réactions chimiques pendant la conversion primaire ou bien par simple volatilisation d'éléments présents dans la matière traitée. Avant d'être relâchés vers l'atmosphère, ces gaz doivent donc être traités afin de se conformer aux normes locales en vigueur, reportées dans le Tableau 4.3 pour le cas du Québec.

Tableau 4.3 : Seuil d'émissions des fumées issues d'incinération de déchets municipaux au Québec selon la capacité de l'installation (*Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, LQE Q-2, r.19, s. d.*)

Paramètre contrôlé	Capacité nominale > 1 t/h	Capacité nominale < 1 t/h
Particules	20 mg/Nm ³	50 mg/Nm ³
HCl	50 mg/Nm ³	100 mg/Nm ³
CO		57 mg/Nm ³
PCDD/Fs		0,08 ng-ET/Nm ³
Hg		20 µg/Nm ³

Les polluants visés par ce traitement ainsi que leurs méthodes d'abattage sont détaillés ci-après.

4.1.2.3.1 Traitement des gaz en incinération

À l'issue de l'incinération de déchets, les étapes de traitement des gaz visent en particulier la réduction des particules et poussière, gaz acides, métaux lourds, NO_x et PCDD/Fs.

Dans une revue de 250 études de cas, (Astrup, Tonini, Turconi, & Boldrin, 2015a) ont reporté les technologies de traitement des fumées considérées en ACV de technologies de valorisation énergétique des déchets. Pour chaque catégorie de polluants à traiter, correspondant à une étape distincte du traitement des fumées, la technologie majoritaire est reportée dans le Tableau 4.4.

Tableau 4.4 : Technologies majoritairement étudiées pour le traitement des fumées dans les ACV
de technologies de valorisation énergétique des déchets

Polluant à traiter	Technologies majoritaires retenues pour la modélisation
Poussières	Précipiteur électrostatique
Gaz acides et métaux lourds	Absorbeur-neutraliseur humide
NO _x	SCR ou SNCR
PCDD/Fs	Charbon activé

Les études de cas en ACV reflétant généralement des études d'usines réelles, la répartition de ces technologies peut donc être considérée comme représentative de la répartition réelle parmi les usines d'incinération existantes. Pour chacune des étapes de traitement, une technologie s'est dégagée de façon majoritaire et a donc été choisie en conséquence. Le seul polluant pour lequel deux méthodes de traitement sont presque également utilisées est les NO_x. En effet, les méthodes de réduction catalytique, SCR, ou non catalytique, SNCR coexistent. Pour cette raison, ces deux technologies d'abattement des NO_x seront étudiées et modélisées afin de permettre une modularité et un choix de séquence au sein même de la technologie.

Compte tenu des contraintes concernant les températures et la sensibilité de certaines étapes du traitement à des polluants visés par d'autres de ces étapes, une structure générique se dégage dans l'ordre suivant : après la combustion de la matière, les gaz sont valorisés énergétiquement par un cycle à vapeur. Ils sont ensuite traités pour éliminer les polluants dans l'ordre suivant : poussières et cendres volantes, gaz acides et SO₂, NO_x, PCDD/Fs avant d'être rejetés à l'environnement, comme illustré sur la Figure 4.5.

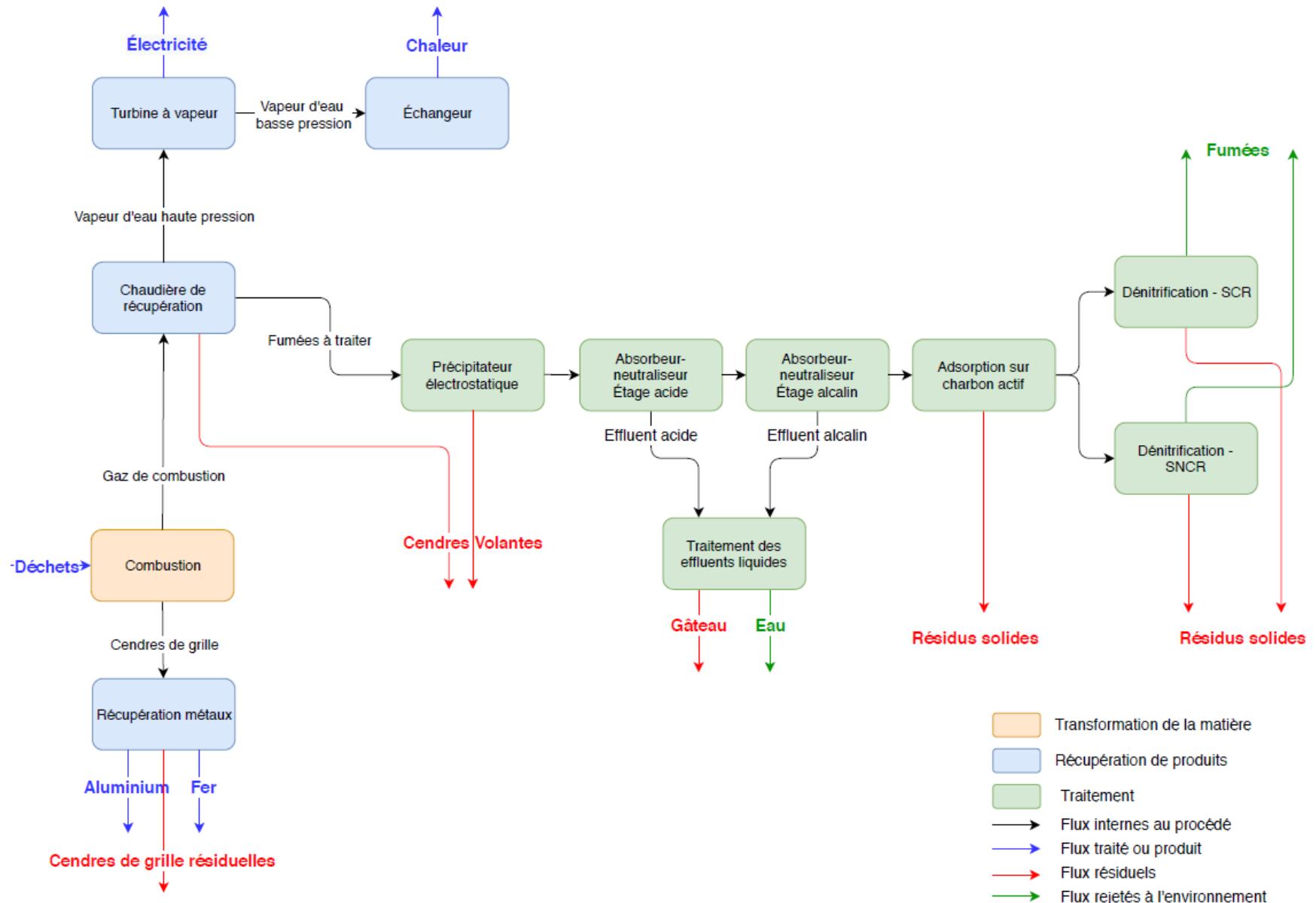


Figure 4.5 Représentation schématique des étapes de l'incinération (les flux intrants sont exclus de cette représentation)

4.1.2.3.2 Traitement des gaz en gazéification

Le traitement des gaz issus de la gazéification dépend de l'utilisation et de leur valorisation subséquente. En effet, les contraintes d'alimentation des gaz à une chaudière ne sont pas les mêmes que les contraintes reliées à la conversion secondaire du gaz de synthèse en éthanol par exemple. Le système étudié dans ce mémoire étant une valorisation énergétique directe du gaz de synthèse, les contraintes à respecter seront relatives à cette valorisation.

Comme vu précédemment lors du détail de la valorisation énergétique en gazéification, les contraintes d'alimentation du gaz à la chaudière sont presque inexistantes, tandis que celles concernant la turbine à gaz sont très strictes. Les composants problématiques du gaz de synthèse en sortie du gazéifieur en vue d'une alimentation à une turbine à gaz sont alors les goudrons, les particules, les alcalins métalliques, le HCl, le H₂S et le NH₃. C'est donc ceux-ci qui seront visés par les étapes du traitement des gaz.

Les techniques de traitement des polluants communs aux deux technologies, les particules, les alcalins métalliques et le HCl, seront les mêmes pour les deux systèmes. Celles-ci ainsi que les technologies considérées pour les polluants exclusivement présents en gazéification sont reportées dans le Tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Technologies modélisées pour le traitement des gaz de synthèse en gazéification

Polluant à traiter	Technologie retenue pour la modélisation
Goudrons	Craquage thermique
Poussières	Précipitateur électrostatique
Gaz acides, métaux lourds et NH ₃	Absorbeur-neutraliseur humide
H ₂ S	Adsorption

À nouveau, des contraintes limitent les possibilités de structure. Le seul polluant devant être traité dès la sortie du gazéifieur est les goudrons, puisqu'ils risquent de se condenser et de provoquer l'encrassement dans les étapes subséquentes. Avant le traitement des gaz, un cycle à vapeur permet de valoriser l'énergie sensible pendant l'abaissement de la température pour la suite des opérations.

Les gaz de synthèse seront ensuite traités pour éliminer les polluants dans l'ordre suivant : poussières et cendres volantes, gaz acides, NH₃ et H₂S. Une fois les gaz traités ils sont alimentés à une turbine à gaz, comme illustré sur la Figure 4.6.

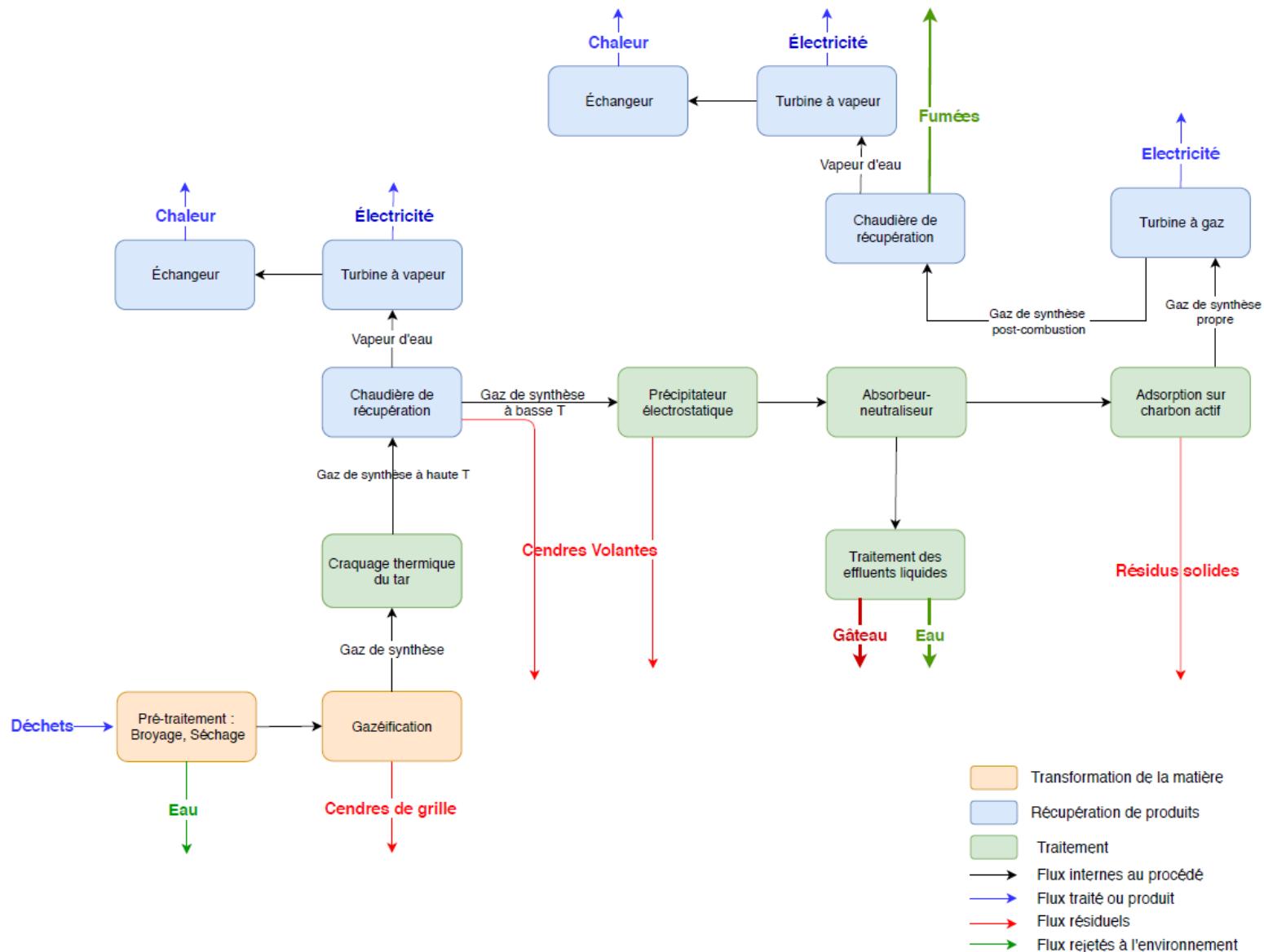


Figure 4.6 Représentation schématique des étapes de la gazéification (les flux intrants sont exclus de cette représentation)

4.2 Approches de modélisation pour l'incinération

Les étapes à modéliser pour les deux procédés étudiés ayant été définies dans la section 4.1, les méthodes de modélisation ont ensuite été recensées. Elles sont reportées ci-dessous pour les étapes pour lesquelles il existe plusieurs approches dans la littérature.

4.2.1 Modélisation de la combustion

Dans l'objectif d'apporter de la modularité et de la sensibilité à la modélisation de l'incinération, les approches de modélisation de la combustion ont été évaluées selon ces deux mêmes critères. Les aspects de modélisation différent dans la littérature sont recensés dans les sections ci-après.

4.2.1.1 Composition des flux de sorties de la combustion

À partir d'un flux entrant de matière à incinérer, la combustion génère plusieurs flux de sortie : les cendres et les gaz de combustion. Avant de s'intéresser à la composition de ces flux, un intérêt a été porté quant à leur quantification et leur évolution en fonction de la matière étudiée.

Ainsi, une première approche consiste à évaluer la quantité de cendres en fonction du contenu en cendres des catégories de matière alimentées à la combustion (Harrison 2000) puis d'appliquer un coefficient de partition de ces cendres entre les cendres de grille et les cendres volantes. La difficulté de cette approche réside en la combinaison de deux caractérisations différentes. En effet, la caractérisation « ultimate » permet la décomposition de grandes catégories de matière, par exemple « papier » en sa composition élémentaire, notamment en éléments majeurs C, H, O, N, S. La caractérisation « proximate », quant à elle, fournit de l'information sur l'humidité de la matière, sa proportion de matières volatiles et sa proportion de matières qui deviendront des cendres au cours de la valorisation. La réconciliation de ces deux caractérisations est alors problématique. En effet, on sait que le papier contient une proportion $x_{cendres,papier}$ de cendres et $x_{c,papier}, \forall c \in c$,

c étant l'ensemble des 27 éléments caractérisés. En revanche, la composition élémentaire de ces cendres n'est pas caractérisée. Ainsi, à partir de la caractérisation en cendres des catégories de matière, on peut évaluer la quantité de cendres issues de la combustion. Cependant, afin d'effectuer un bilan élémentaire sur la combustion, et le flux de destination de chaque élément, cette approche est limitée.

Afin de remédier à ceci, ce sont les coefficients de transfert qui permettent, eux, de suivre les éléments dans les différents flux du système et de quantifier notamment les flux de cendres par la quantification des éléments qui les composent. La première limite des coefficients de transfert tels que communiqués dans la littérature est le nombre et le choix des flux de sortie, variant grandement d'une étude à l'autre. Ainsi, les coefficients de transfert sont exprimés pour un minimum de trois flux de sortie : les cendres de grille, les cendres volantes et les gaz de combustion, comme c'est le cas dans les études de (Arena & Di Gregorio, 2013; Boesch, Vadenbo, Saner, Huter, & Hellweg, 2014b; Turner, s. d.). On peut alors retrouver des études portant sur des coefficients pour plus de sorties, jusqu'à six : les gaz de combustion, les cendres de grille, les résidus de la chaudière, les résidus du précipitateur électrostatique, les effluents et les boues issues du traitement de ces effluents, tel est le cas chez (Hellweg et al., 2001b). Il devient alors difficile de réconcilier ces différentes sources et d'en comparer les coefficients utilisés. Dans le Tableau 4.6 sont reportés des coefficients de transfert de la littérature concernant quelques éléments, rapportés à trois sorties : CV, CG et GC. Les éléments sélectionnés sont ceux pour lesquels au moins quatre sources étaient disponibles, pour illustrer ici le problème inhérent à l'utilisation de coefficients de transfert.

Tableau 4.6 Coefficients de transfert rapportés à trois sorties pour une sélection d'éléments, ND : non disponible (1 : (DTU, s. d.), 2 : (Arena et al., 2015), 3 : (Hellweg et al., 2001b), 4 : (Allesch & Brunner, 2017), 4 : (Lausselet, Cherubini, del Alamo Serrano, Becidan, & Strømman, 2016))

Flux de sortie	Cendres volantes					Cendres de grille					Gas de combustion				
Source \ Élément	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
C	ND	1	0	0	0	0	1	1	1	2	100	99	99	98	98
Cl	32	87	16	ND	1	5	12	2	ND	6	63	88	82	ND	93
Fe	3	2	10	0	9	97	98	90	98	90	0	2	0	1	1
Hg	96	ND	26	30	3	3	ND	1	15	1	1	ND	73	54	96

Dans ce tableau, quelques exemples illustrent les consensus concernant la partition de certains éléments entre les flux d'incinération mais également les divergences concernant d'autres éléments pour une même technologie. Si l'on prend l'exemple du carbone, c'est entre 98 et 100% du contenu en carbone de l'intrant qui se retrouve dans les gaz de combustion selon les sources. De la même façon, les coefficients de transfert pour le fer vers les cendres de grille sont compris entre 90 et

98%, il existe donc un consensus sur la destination du fer entrant dans la combustion. En revanche, si l'on prend les exemples du chlore et du mercure et de la fraction de ces éléments entrants qui se retrouve dans les CV, on peut voir qu'il n'y a pas de consensus dans la littérature, cette partition représentant entre 1 et 87% du chlore entrant et entre 3 à 96% du mercure entrant.

Permettant une haute sensibilité à l'intrant, puisqu'ils permettent de suivre tous les éléments au travers du système, les coefficients de transfert ont en revanche un impact sur les résultats puisque, dans l'exemple du chlore, c'est plus ou moins de HCl, un gaz acide visé par le traitement des gaz qui va être modélisé en sortie de combustion. En l'absence de coefficients de transfert issus d'expérimentations et adaptés à des études précises, il devient alors important d'étudier la sensibilité des résultats en fonction des coefficients de transfert utilisés.

Afin d'affiner cette approche des coefficients de transfert, et d'apporter plus de sensibilité à l'intrant, (Hellweg et al., 2001b) propose une différenciation entre la matière inerte et la matière combustible dans l'incinération. En effet, les éléments ont, certes, tendance à réagir différemment pendant la combustion en raison de leur volatilité, mais les substances et les biens dans lesquels ils sont contenus ont également une influence sur leur partition. Cette différenciation entre coefficients de transfert pour la matière combustible et inerte permet alors une prise en compte de ces phénomènes pendant la combustion. Tandis que les coefficients de transfert pour la part combustible sont ajustés, ceux concernant la matière inerte sont tous égaux à 100% pour la partition vers les CG. Ceci permet alors de prendre en compte l'hétérogénéité de la matière et de la composition des matières résiduelles, tout en représentant l'effet de l'augmentation de la part de matière inerte sur la quantité de cendres, la diminution du volume des gaz de combustion et la diminution de la quantité d'énergie produite. Les coefficients de cette étude étant les seuls ajustés à la matière inerte et à la matière combustible des déchets, ce sont ceux-ci qui seront utilisés dans le développement du modèle d'incinération.

4.2.1.2 Émissions spécifiques au procédé

Dans les analyses de cycle de vie des systèmes de valorisation énergétique de déchets et la réalisation de l'inventaire de cycle de vie, il y a une distinction courante dans la littérature entre les émissions qui dépendent de la composition de la matière alimentée, dites « spécifiques au produit », et celles indépendantes du type de déchet brûlé, dites « spécifiques au procédé ». Cette dernière

catégorie d'émissions est représentée par des facteurs d'émissions exprimés par unité massique de déchet brûlé ou par unité volumique de gaz de combustion produit, puisqu'elles ne dépendent pas de la présence d'un composé particulier dans l'intrant. Elles sont considérées comme dépendant principalement des conditions opératoires, de la température de combustion, de l'efficacité de combustion, induite par la nature hétérogène des matières résiduelles, ou de l'efficacité du système de traitement des gaz de combustion (Beylot & Villeneuve, 2013). Dans le Tableau 4.7 sont répertoriées les émissions spécifiques au procédé considérées dans neuf modèles d'ACV communiquées dans la littérature et leur proportion dans cet échantillon.

Tableau 4.7 Émissions considérées comme dépendantes du procédé ou non dépendantes de l'intrant dans la littérature. Sources : (1 : Beylot & Villeneuve, 2013; 2 : Doka, 2009; 3 : DTU, s. d.; 4 : Harrison, Dumas, Barlaz, & Nishtala, 2000a; 5 : Hellweg, Hofstetter, & Hungerbühler, 2001; 6 : Kremer, Goldhan, & Heyde, 1998; 7 : Lausselet, Cherubini, del Alamo Serrano, Becidan, & Strømman, 2016; 8 : Seyler, Hofstetter, & Hungerbühler, 2005; 9 : Sundqvist, 1999)

Émissions	Nombre d'études	Sources	Émissions	Nombre d'études	Sources
CO	9	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	SO ₂	3	1, 3, 4
NO _x	8	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9	HCl	3	1, 3, 4
PCDD/Fs	7	2, 3, 4, 5, 6, 7, 9	COVNM	3	2, 7, 8
Poussières	6	1, 2, 3, 4, 7, 8	HAP	1	9
COV	4	1, 2, 5, 7	COT	1	6
NH ₃	3	1, 2, 8	HF	1	3

Bien que certaines émissions soient majoritairement considérées comme spécifiques au procédé, notamment le CO qui l'est dans toutes les études répertoriées, certaines émissions ne font pas consensus dans la littérature et le pourcentage d'études qui les catégorise ainsi varie de 11.1 à 88.9%. Par ailleurs, certaines de ces émissions sont parfois considérées comme dépendant à la fois du procédé et de la composition du déchet traité, c'est le cas principalement des NO_x, du NH₃ et un sujet source à controverse pour les PCDD/Fs.

4.2.1.3 Émissions spécifiques au procédé et au produit

Les approches de modélisation pour les émissions considérées dans certaines études comme simultanément spécifiques au procédé et au produit sont recensées dans les sections ci-après pour le NO_x, le NH₃ et les PCDD/Fs.

4.2.1.3.1 Oxydes d'azote (NO_x)

Les oxydes d'azote (NO et NO₂) sont formés par trois voies de réactions principales (Clean Air Technology Center, 1999)

- 1- NO_x combustibles : oxydation de l'azote contenu dans le déchet
- 2- NO_x thermiques : oxydation directe de l'azote contenu dans l'air de combustion, dépendant des quantités d'azote, d'oxygène et de la température de combustion. Cette voie est considérée comme négligeable pour des températures inférieures à 1300°C.
- 3- NO_x prompts : oxydation indirecte de l'azote de l'air combiné au combustible.

La température de combustion des ordures ménagères ne dépassant pas 1300°C (Christensen, 2011), les conditions opératoires ne sont pas propices à la formation de NO_x thermiques, décrits par la 2^{ème} voie de réaction ci-dessus. Cependant, l'hétérogénéité des déchets, les conditions de mélange entre combustible et comburant ainsi que la variabilité de conditions d'opération induisent la formation de NO_x à partir de l'azote de l'air de combustion (Doka, 2009).

Concernant la formation de NO_x prompts, il s'agit d'un rôle controversé durant la combustion (Clean Air Technology Center, 1999) et considéré comme marginal dans les ACV (Doka, 2009).

Les deux premières voies de formation, NO_x thermiques et NO_x combustibles, sont donc applicables à l'incinération des ordures ménagères. Dans le Tableau 4.8 ci-dessous, est reportée la répartition considérée dans la littérature entre ces deux voies de formation de NO_x.

Tableau 4.8 : Part des émissions de NO_x attribuables au combustible ou au procédé dans la littérature

NO _x combustibles (%)	NO _x thermiques (%)	Sources
0	100	(Kremer et al., 1998)
25	75	(Koehler, Peyer, Salzmann, & Saner, 2011)
30	70	(Zimmermann, P.;Doka, G.;Huber, F.; Labhardt, A.;Ménard, 1996)
50	50	(Doka, 2009; Hellweg et al., 2001a; Seyler et al., 2005)
70-80	30-20	(CORINAIR, 1999)
95	5	(Sundqvist, 1999)

Comme on peut l'observer dans le Tableau 4.8, bien que l'existence de NO_x thermiques soit acceptée dans la littérature, il n'existe pas de consensus quant à la part de ces émissions parmi les émissions totales de NO_x, variant de 5% à 100% selon les études.

Concernant les émissions de NO_x spécifiques au combustible, ainsi que la répartition entre les différentes émissions liées à la présence d'azote, i.e. N₂, NO_x, N₂O, CN, ces émissions sont rarement quantifiées dans la littérature. Cependant, en utilisant des données d'usines suisses fournies par Zimmermann et al 1996, (Doka, 2009) a établi des coefficients de partition entre ces différentes espèces à partir de l'azote contenu dans le gaz de combustion. (Seyler et al., 2005) a également établi une allocation des émissions de NO_x et de NH₃ dans les gaz de combustion. Ces données sont reportées dans le Tableau 4.9.

Tableau 4.9 : Répartition de l'azote entre différentes substances dans le gaz post-combustion (%)

Source \ Substance	N ₂	NO _x (NO ₂ -eq)	NH ₃	N ₂ O	CN
(Doka, 2009)	96.6	3.23	0.01	0.1	0.05
(Seyler et al., 2005)	-	2.68	1.18	-	-

Cette proportion de NO_x thermiques est ensuite prise en compte, notamment chez (Doka, 2009), après calcul de la part de NO_x combustibles. À partir d'un contenu de 0.989% d'azote dans le gaz de combustion et de la répartition ci-dessus, il obtient une valeur de 1.05 g de NO_x combustibles/kg déchet. Avec une hypothèse de répartition de 50% de NO_x thermique et 50% de NO_x combustibles, il considère alors 2.1 g NO_x / kg déchet, dont 1.05 g de NO_x thermique et 1.05 g de NO_x combustible. C'est la partition reportée dans le Tableau 4.9 qui va être utilisée dans le modèle de combustion, avec comme paramètre variable la proportion de NO_x thermiques parmi les émissions de NO_x, sujet à étude de sensibilité.

4.2.1.3.2 NH₃

Comme vu précédemment avec la partition des émissions d'azote par (Doka, 2009), l'ammoniac peut être exprimé en fonction de la quantité d'azote du déchet et fait partie des émissions azotées négligeables, avec 0,01% seulement de l'azote dans le flux gazeux converti en NH₃.

Cependant, une autre source de NH₃ dans le procédé d'incinération est le module de traitement des gaz, et celui de dénitrification en particulier, dans lequel l'un des réactifs est le NH₃ et le phénomène de fuite (« Ammonia slip ») est couramment reporté dans la littérature, si bien que cette émission est parfois également considérée comme spécifique au procédé (Doka, 2009; Lausselet et al., 2016; Seyler et al., 2005).

4.2.1.3.3 Dioxines et furanes (PCDD/Fs)

Les PCDD/Fs sont une famille de 210 molécules de structure chimique identique, caractérisées par la présence d'atomes de chlore (McKay, 2002a). Seulement 17 de ces molécules seraient toxiques, à des degrés variant selon les substances. Il existe alors un système d'Équivalents Toxiques (ET)

dont la substance de référence est celle considérée comme étant la plus problématique en termes environnemental et toxique, 2,3,7,8-tetra CDD, dont le ratio de toxicité est 1. Les émissions de PCDD/Fs sont donc exprimées en g-ET de PCDD/Fs.

La formation des PCDD/Fs en incinération est un phénomène complexe, encore mal compris aujourd’hui. La combustion incomplète de la matière organique contenue dans les ordures ménagères induirait la formation de fragments organiques pouvant devenir des précurseurs organiques des PCDD/Fs qui, par adsorption sur la surface des cendres volantes (CV) dans la zone de refroidissement post-combustion, produirait des PCDD/Fs par catalyse hétérogène (McKay, 2002a). C'est donc un processus de formation complexe, fortement dépendant de la température car ces substances se dégradent si la température dépasse 500°C.

Les émissions de PCDD/Fs étant systématiquement considérées comme des émissions spécifiques au procédé dans les ACV, des études ont cependant porté sur l’existence d’une corrélation entre la quantité de chlore dans la matière entrante et la quantité d’émissions de PCDD/Fs en sortie de procédé (Altwicker, Konduri, Milligan, & Lin, 1993; Costner, 2001; Mark, 1994; Wikström, Löfvenius, Rappe, & Marklund, 1996). La complexité du mécanisme de formation de ces substances, la forte influence de la température sur leurs concentrations, ainsi que le système de traitement des gaz post-combustion qui affecte la quantité de PCDD/Fs, rendent ces études sur des incinérateurs à échelle commerciale peu concluantes (Rigo & Chandler, 1998). D’autres expériences ont alors été menées à l’échelle laboratoire et des mesures de la concentration de PCDD/Fs ont été effectuées avant le système de traitement des gaz. La littérature se retrouve alors mitigée entre les études ne montrant pas de corrélation statistiquement significative entre la quantité de chlore dans la matière et la quantité de PCDD/Fs dans le gaz (Mark, 1994) et celles montrant une corrélation (Altwicker et al., 1993; Wikström et al., 1996). De nombreuses études considérant une corrélation chlore-PCDD/F s'accordent sur une proportion seuil de chlore dans le combustible qui induirait une augmentation des émissions de PCDD/Fs. Ainsi, avec une proportion de chlore dans le combustible inférieure à 1-2%, les émissions de PCDD/Fs semblent peu sensibles, cependant, une fois cette proportion dépassée, on peut observer des augmentations d'émissions. Les résultats de corrélations de (Wikström et al., 1996) sont représentés sur la Figure 4.7.

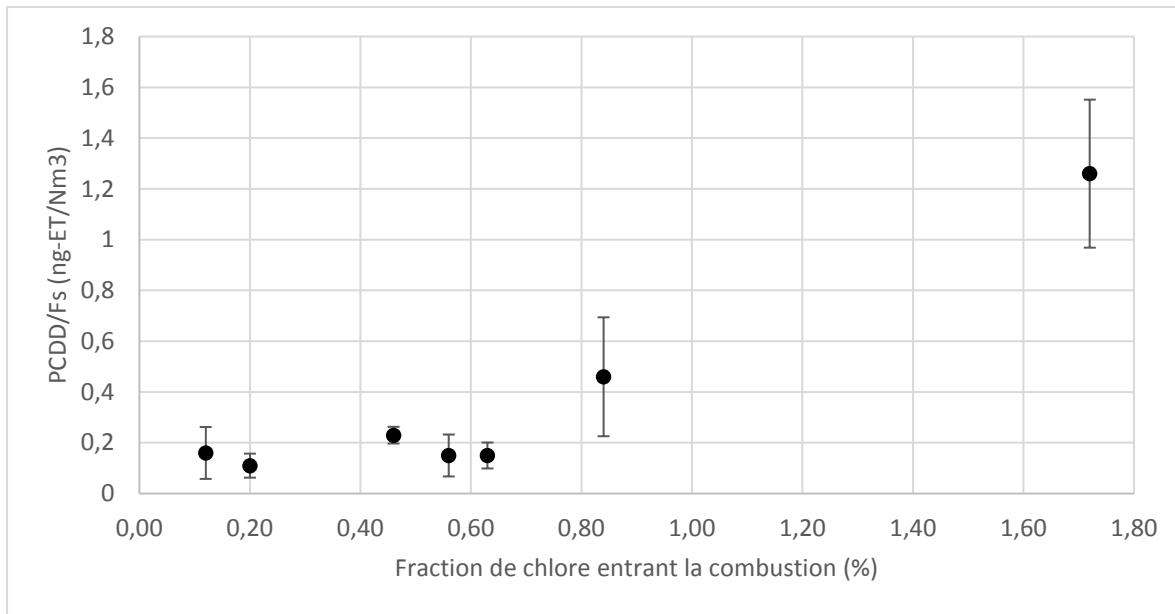


Figure 4.7 Évolution de la quantité de PCDD/Fs en fonction de la fraction de chlore entrante
 (Wikström et al., 1996)

Si on prend en considération une valeur seuil de 1% de chlore dans le déchet incinéré, on peut alors appliquer une première corrélation, permettant de prendre en compte l'effet du chlore sur les émissions de PCDD/Fs, celle-ci est représentée sur la Figure 4.8.

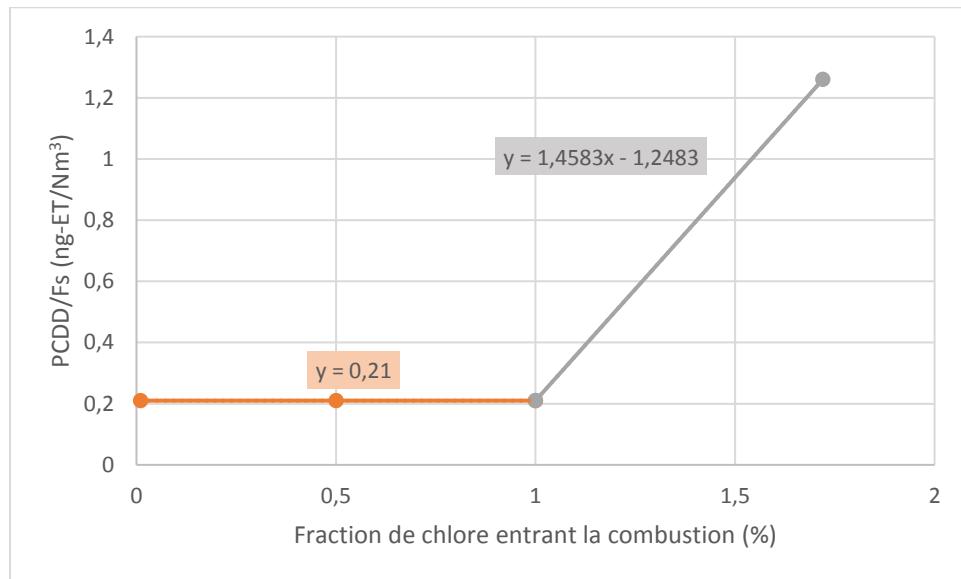


Figure 4.8 Corrélation entre le pourcentage de chlore dans la matière et les émissions de PCDD/Fs post-combustion à partir de l'étude de (Wikström et al., 1996)

4.2.1.4 Contribution de ces émissions aux impacts du procédé d’incinération

Sachant que les relations entre le combustible, le procédé et ces trois émissions détaillées précédemment ne sont, à ce jour, pas entièrement comprises, étudions leur contribution aux impacts globaux du procédé en prenant l'exemple de la base de données ecoinvent et de son inventaire de l'incinération pour un déchet générique. Dans le Tableau 4.10, les scores pour les impacts sur la qualité des écosystèmes et la santé humaine des émissions de PCDD/Fs, NH₃ et NO_x pendant l'incinération sont reportés, ainsi que leur contribution relative au score général du procédé de l'incinération.

Tableau 4.10 Contribution des émissions de PCDD/Fs, de NH₃ et de NO_x aux impacts potentiels sur la qualité des écosystèmes et sur la santé humaine de l'incinération de 1 kg d'ordures ménagères au Québec dans la base de données ecoinvent avec la méthode d'analyse d'impact « Impact 2002+ » (Martineau, 2013)

	PCDD/Fs	NH ₃	NO _x	Incinération de 1kg d'ordures ménagères au Québec
Qualité des écosystèmes				
Score (points)	2.11×10^{-16}	2.03×10^{-9}	1.36×10^{-7}	1.15×10^{-6}
Contribution à l'impact du procédé	0.0%	0.18%	12%	100%
Santé humaine				
Score (points)	5.46×10^{-7}	2.13×10^{-8}	4.06×10^{-6}	1.52×10^{-5}
Contribution à l'impact du procédé	3.6%	0.14%	27%	100%

On peut observer que les émissions d'ammoniac n'ont pas un impact relatif important dans le procédé, représentant 0.18% de l'impact sur la qualité des écosystèmes et 0.14% de celui sur la

santé humaine. L'indicateur sur lequel les dioxines ont un léger impact est celui sur la santé humaine avec 3.6% de contribution. Enfin, on observe que les NO_x ont une contribution importante aux émissions du procédé d'incinération en termes de qualité des écosystèmes, avec une contribution de 12%, mais surtout sur la santé humaine, avec une contribution de 27%.

Ce sont donc les émissions de NO_x en particulier dont la modélisation aura le plus grand impact sur les émissions globales du procédé. Une analyse de sensibilité sur cette émission en particulier et sa modélisation devra être réalisée.

4.2.2 Traitement des gaz

Le système de traitement des gaz est peu modélisé en ACV. Les étapes sont rarement décrites une à une. L'impact des étapes de traitement, notamment en termes d'efficacité, n'est pas quantifié. Les réactifs utilisés sont quantifiés de façon générique. L'incinération, et les technologies de valorisation énergétique de façon générale, étant souvent considérées dans les ACV comme des boîtes noires, dont on quantifie seulement les flux entrants et sortants du système au complet. Ainsi, dans la majorité des modèles et études ACV en valorisation énergétique, les efficacités de traitement ne sont pas prises en compte, puisque les flux quantifiés sont les flux sortant du système et les intrants de traitement des gaz sont quantifiés de façon générique, par unité massique de déchets traités.

En revanche, dans un contexte de prise de décisions, du besoin de modularité et de sensibilité des modèles à la matière entrante, il devient nécessaire d'étudier chaque étape du système afin d'en déterminer l'impact, que ce soit sur les émissions directes du procédé en contribuant au nettoyage des gaz émis, ou bien sur les émissions indirectes par la quantité d'intrants à produire.

Quelques études ont porté sur l'allocation des intrants du système de traitement des gaz aux éléments composant la matière entrante (Doka, 2009; Seyler et al., 2005). En effet, à partir de données d'opération moyennes, d'une composition moyenne de matière entrant dans le système, une relation est formée entre les intrants du traitement des gaz et les éléments visés par ce traitement. Il s'agit d'une allocation réalisée à postériori dont l'avantage est qu'il découle de données réelles d'opération. En revanche, le désavantage est que cette allocation est obtenue par étude d'un nombre limité d'usines et n'est pas relié à la matière traitée par l'usine en question. En

effet, c'est une moyenne de consommation de réactifs qui est utilisée et l'allocation est réalisée en utilisant des données génériques de composition de déchets. Ainsi, la quantité de réactifs dépend de la structure de système et de la matière traitée par les usines en question.

En réalité, dans une usine d'incinération, la quantité de réactifs n'évolue pas en fonction de la composition de la matière alimentée. Cependant, dans un contexte de prise de décisions et d'étude d'impacts potentiels des systèmes en fonction de la matière alimentée, on suppose que l'opération change en fonction de la matière traitée afin de refléter le design de l'usine qui pourrait différer en fonction de la matière que l'on souhaite y traiter.

CHAPITRE 5 DÉVELOPPEMENT DES MODÈLES

Le choix des étapes constituant la structure des technologies modélisées dans le 0 précédent ainsi que le recensement et l'évaluation des approches de modélisation permettent de développer les modèles indépendants pour chaque étape. Ceux-ci sont détaillés dans les sections ci-après. Pour ce chapitre, les notations utilisées et leur signification sont reportées dans le Tableau 5.1.

Tableau 5.1 Notations, signification et symboles utilisés pour la présentation des modèles

Catégorie	Symbol	Signification	Catégorie	Symbol	Signification	
Flux	m	Masse (kg)	Ensembles	\mathcal{B}	Ensemble des biens	
	V	Volume (Nm^3)		\mathcal{S}	Ensemble des substances	
	Q	Chaleur (MJ)		\mathcal{C}	Ensemble des éléments conservés	
	E	Électricité (kWh)	Paramètre	λ	Excès d'air	
				η	Efficacité (%)	
Catégorie	Symbol	Signification				
Composition	$x_{b_1,b}$	Composition du bien b en termes de bien b_1				
	$x_{s,b}$	Composition du bien b en termes de substance s				
	$x_{c,s}$	Composition de la substance s en termes de l'élément conservé c				
Coefficients	$R_{s,b}$	Coefficient de transfert de la substance s vers le bien b				
	K_{b_1,b_2}	Coefficient technique exprimant la quantité de b_1 en fonction de la quantité de b_2				
	χ_{s_2,s_1}	Proportion stœchiométrique de s_2 par rapport à la quantité molaire de s_1				

5.1 Pré-traitements

Le prétraitement, constitué d'une étape de séchage et d'une étape de broyage est la première étape du procédé de gazéification. La modélisation de ces deux sous-étapes est détaillée dans les sections 5.1.1 et 5.1.2.

5.1.1 Séchage

À partir des déchets à traiter par le système au complet, une première étape de séchage est nécessaire afin de réduire le contenu en eau de la matière et atteindre les contraintes du procédé de gazéification. L'étape de séchage est représentée schématiquement sur la Figure 5.1.

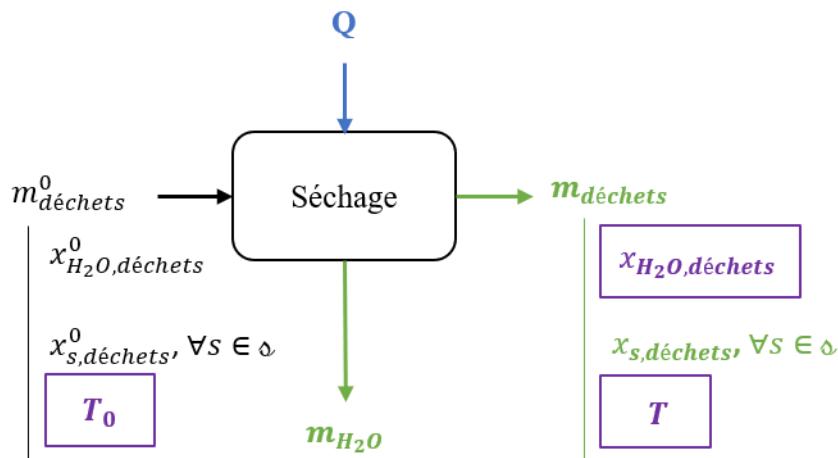


Figure 5.1 Modélisation de l'étape de séchage (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En vert : les flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : les paramètres modifiables par l'utilisateur)

L'humidité en sortie de séchage peut être spécifiée par l'utilisateur. La valeur par défaut est fixée à $x_{H_2O,déchets} = 0.2$, selon les contraintes des procédés de gazéification collectées précédemment dans la littérature. Enfin, des températures par défaut, $T_0 = 25^\circ C$ et $T = 150^\circ C$, sont fixées en entrée et sortie de procédé et sont également modifiables.

5.1.1.1 Calcul des extrants

En sortie de ce procédé, on calcule la masse et la composition de la matière séchée ainsi que la masse d'eau extraite de la matière.

- Masse de la matière séchée

Un bilan sur la matière sèche permet de déterminer la masse de la matière en sortie de séchage, en fonction de son taux d'humidité initial et final.

$$m_{déchets} = \frac{(1 - x_{H_2O,déchets}^0)}{(1 - x_{H_2O,déchets})} \times m_{déchets}^0 \quad (5-1)$$

- Masse d'eau en sortie

La masse d'eau en sortie de séchage est déterminée par la différence de masse entre la matière en entrée et en sortie du procédé de séchage.

$$m_{H_2O} = m_{déchets}^0 - m_{déchets} \quad (5-2)$$

Un coefficient de transfert est alors calculé pour l'eau, exprimant la proportion d'eau retirée de la matière par rapport à la quantité initiale alimentée au procédé de séchage.

$$R_{H_2O,H_2O} = \frac{m_{H_2O}}{m_{déchets}^0 \times x_{H_2O,déchets}^0} \quad (5-3)$$

- Composition de la matière en sortie

Concernant la composition des déchets en sortie de séchage, la composition en termes de biens du déchet est inchangée, comme représenté par l'équation suivante :

$$x_{b,déchets} = x_{b,déchets}^0, \forall b \in \mathcal{B} \quad (5-4)$$

C'est alors la composition des biens qui va être modifiée, le coefficient de transfert calculé précédemment est appliqué pour toutes les catégories de matière, de la façon suivante :

$$x_{H_2O,b} = (1 - R_{H_2O,H_2O}) \times x_{H_2O,b}^0, \forall b / x_{b,déchets} \neq 0 \quad (5-5)$$

La masse des biens composant les déchets est donc modifiée, par diminution du contenu en eau.

$$m_b = m_b^0 \times (1 - x_{H_2O,b}^0 \times R_{H_2O,H_2O}), \forall b/x_{b,déchets} \neq 0 \quad (5-6)$$

Pour tous les éléments restants, leur masse est inchangée à travers le procédé de séchage.

$$m_s = x_{s,b}^0 \times x_{b,déchets} \times m_{déchets}^0, \forall b/x_{b,déchets} \neq 0, \forall s \in \Delta \quad (5-7)$$

Leur composition dans le bien est alors ajustée en fonction des teneurs d'eau initiale et finale du bien.

$$x_{s,b} = x_{s,b}^0 \times \frac{m_b^0}{m_b}, \forall b/x_{b,déchets} \neq 0, \forall s \neq H_2O \quad (5-8)$$

5.1.1.2 Calcul des intrants

En entrée du procédé, il faut fournir de l'énergie pour le séchage. La chaleur nécessaire pour l'évaporation de l'eau contenue dans la matière est fournie par combustion de gaz naturel.

- Énergie par combustion de gaz naturel

Un bilan énergétique sur l'étape de séchage permet de déterminer l'énergie nécessaire pour chauffer les déchets solides secs ainsi que de chauffer et évaporer l'eau extraite des déchets. L'énergie nécessaire pour chauffer le contenu sec de la matière initiale est décrite par l'équation suivante :

$$Q_{déchets} = m_b^0 \times (1 - x_{H_2O,b}^0) \times Cp_secs_b \times (T - T_0) \quad (5-9)$$

Les données énergétiques utilisées dans cette équation sont reportées dans le Tableau 5.2.

Tableau 5.2 Données énergétiques concernant les catégories de matières sèches (Faitli, Magyar, Erdélyi, & Murányi, 2015)

Catégorie de matière b	Catégorie de matière dans l'étude initiale	Cp_secs_b (kJ/kg/K)
Verre	Glass	0.84
Imprimés	Paper	1.34
Matière organique	Biological	2.72
Papier/Carton	Paper & Carton	1.34
Plastiques	Plastic	1.67
Textiles	Textile	1.29
Encombrants inertes	Non-combustible other	0.86
Encombrants combustibles	Combustible other	2.19
CRD combustibles	Biological	2.72
CRD inertes	Non-combustible other	0.86
RDD	Non-combustible other	0.86
Métal	Metal	0.48
Autre	Combustible other	2.19

L'énergie requise pour chauffer et évaporer le contenu en eau de la matière est décrite par l'équation suivante :

$$Q_{H_2O} = m_{H_2O} \times (Cp_{H_2O,liq} \times (100 - T_0) + \Delta H_{H_2O,v} + Cp_{H_2O,vap} \times (T - 100)) \quad (5-10)$$

Les données énergétiques utilisées dans cette équation sont reportées dans le Tableau 5.3.

Tableau 5.3 Données énergétiques pour le calcul du bilan sur l'eau (American Society of Heating
Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc., 2013a, 2013b)

$Cp_{H_2O,liq}$ (kJ/kg/K)	$\Delta H_{H_2O,v}$ (kJ/kg)	$Cp_{H_2O,vap}$ (kJ/kg/K)
4.19	2257	2.01

L'énergie à fournir par combustion du gaz naturel est donc la somme de ces deux besoins énergétiques et est décrite par l'équation suivante :

$$Q = Q_{déchets} + Q_{H_2O} \quad (5-11)$$

5.1.2 Broyage

Le procédé de broyage requis pour le prétraitement de gazéification tel qu'il est modélisé ici n'affecte pas la masse ou la composition des déchets, seul le calcul de l'énergie requise, non spécifique à la qualité de la matière traitée, est réalisée

La modélisation de l'étape de broyage est représentée schématiquement sur la Figure 5.2.

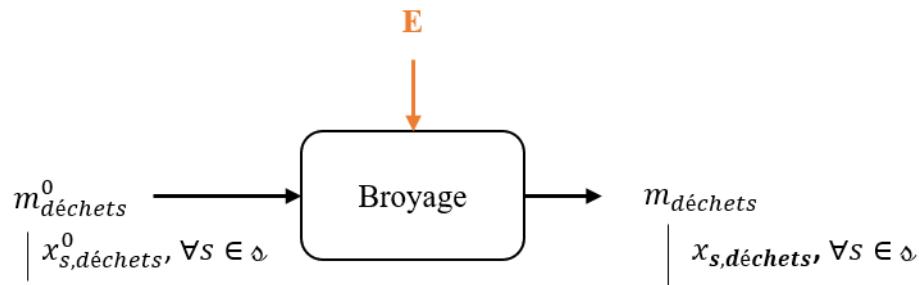


Figure 5.2 Modélisation de l'étape de broyage (En orange : flux quantifié par coefficient technique)

5.1.2.1 Calcul des extrants

En sortie du procédé, ce sont la masse et la composition de la matière qui sont calculées.

- Masse et composition des déchets

Le procédé n'affectant pas la quantité ni la composition de la matière alimentée, la masse et la composition des déchets en sortie est identique à la masse et à la composition des déchets en entrée, comme décrit par les équations suivantes :

$$m_{déchets} = m_{déchets}^0 \quad (5-12)$$

$$x_{s,déchets} = x_{s,déchets}^0, \forall s \in \mathcal{S} \quad (5-13)$$

5.1.2.2 Calcul des intrants

Le seul intrant requis pour cette étape est un intrant énergétique, sous forme d'électricité.

- Électricité requise pour le broyage

L'électricité requise est sensible à la quantité de matière à broyer et est représentée à l'aide d'un coefficient technique $K_{électricité,déchets}$. Le calcul est effectué à l'aide de l'équation suivante :

$$E = m_{déchets}^0 \times K_{électricité,déchets} \quad (5-14)$$

Concernant la valeur du coefficient technique $K_{électricité,déchets}$, celui-ci est compris entre 3 et 22 kWh/tonne de matière, selon la machine considérée (Fitzgerald, 2009). Ce paramètre a donc une valeur par défaut moyenne de $K_{électricité,déchets} = 12.5 \text{ kWh/t}$

5.2 Conversion primaire

Après l'étape de prétraitement permettant de préparer le déchet et de l'alimenter aux technologies, c'est la conversion primaire de la matière en un gaz, gaz de combustion pour l'incinération ou gaz de synthèse pour la gazéification, qui a lieu. Une première étape commune aux deux technologies est un procédé fictif d'entrée de la technologie, ou « Gate », permettant de prendre en compte les intrants pour tout le procédé ainsi que de séparer de façon fictive la matière en vue de sa modélisation dans les étapes d'incinération et gazéification, tel que décrit ci-après.

5.2.1 Entrée de la technologie (Gate) : séparation fictive de la matière combustible et de la matière inerte et consommation de l'installation

Afin d'apporter de la sensibilité à l'intrant et de tenir compte de la part de matière combustible dans la matière entrante dans la dégradation thermique et la production de gaz de combustion ou de gaz de synthèse, les déchets sont séparés de façon fictive en déchets combustibles et en déchets inertes, selon leur composition.

La modélisation du procédé fictif de séparation est représentée schématiquement sur la Figure 5.3.

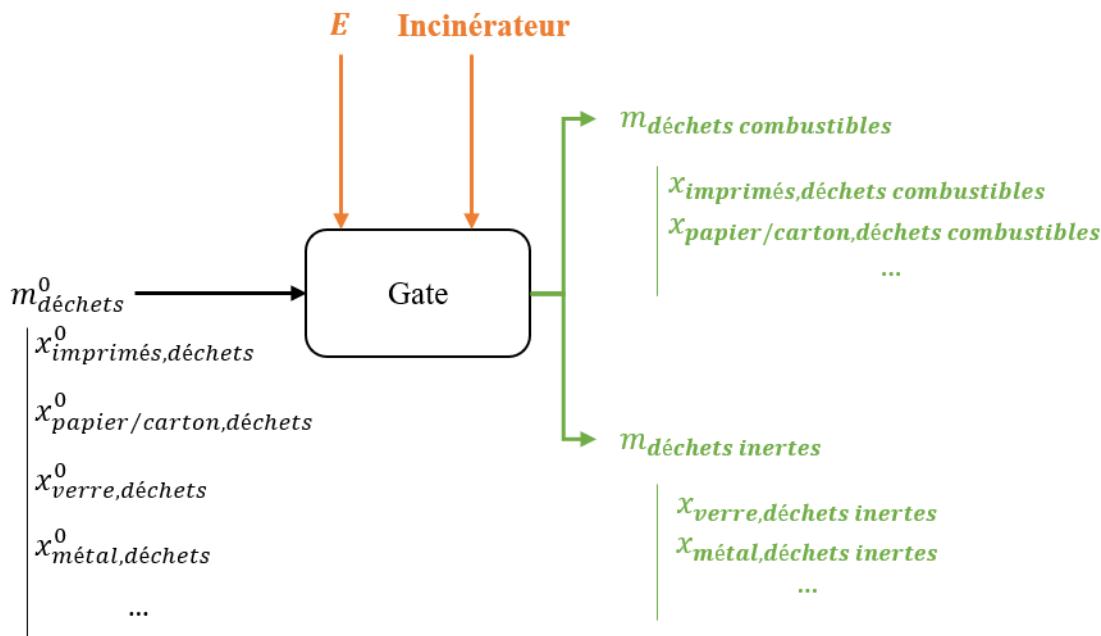


Figure 5.3 Modélisation de l'étape « Gate » (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.2.1.1 Calcul des extrants

Pour la séparation des déchets vers les déchets combustibles et les déchets inertes, les coefficients de transfert suivants sont utilisés.

$$R_{b,\text{déchets inertes}} = 1, b \in [\text{métal}, \text{verre}, \text{encombrants inertes}, \text{CRD inertes}, \text{RDD}] \text{ et}$$

$$R_{b,\text{déchets combustibles}} = 1, b \in [\text{imprimés}, \text{matière organique}, \text{Papier}/\text{Carton}, \text{Plastiques}, \text{Encombrants combustibles}, \text{CRD combustibles}, \text{textiles}, \text{autre}]$$

5.2.1.2 Calcul des intrants

5.2.1.2.1 Énergie de démarrage

Une énergie de démarrage est requise pour l'incinération des déchets, couramment exprimée dans la littérature en fonction de la masse de déchets incinérés. C'est donc en fonction de la masse de déchets initiale que cette énergie va être calculée.

Dans la littérature cette valeur s'étend dans une plage comprise en 70 et 80 kWh/t déchets pour l'incinération (Environment and Plastics Industry Council & Corporations Supporting Recycling, 2000; Fernández-Nava, Del Río, Rodríguez-Iglesias, Castrillón, & Marañón, 2014; Zaman, 2013). Pour la gazéification, ce sont des valeurs comprises entre 300 et 400 kWh/t déchets qui sont reportées dans la littérature (Khoo, 2009; Parkes, Lettieri, & Bogle, 2015; Zaman, 2013)

Ce sont des valeurs moyennes qui vont être utilisées pour ce paramètre pour l'incinération et la gazéification, comme reporté dans le Tableau 5.4.

Tableau 5.4 Valeurs utilisées par défaut pour le coefficient technique $K_{électricité,déchets}$ en fonction de la technologie modélisée

Technologie considérée	Incinération	Gazéification
$K_{électricité,déchets}$ (kWh/t déchets)	75	350

5.2.1.2.2 Infrastructure

Afin de prendre en compte les impacts liés à l'infrastructure et à la construction du bâtiment, une fraction d'incinérateur entrante est prise en compte pour chaque unité massique de déchets traités. Un incinérateur est utilisé comme approximation pour la gazéification. L'incinérateur modélisé dans la base de données ecoinvent, utilisée pour la modélisation de l'arrière-plan, ayant une capacité de 100 000 t/an pendant 40 ans, on obtient le coefficient technique suivant : $K_{incinérateur,déchets} = 2.5 \times 10^{-7}$ incinérateur/t déchets

5.2.2 Incinération

Les deux types de déchets obtenus suite à la séparation vont alors être alimentés à deux procédés différents, une combustion de l'inerte et une combustion du combustible.

5.2.2.1 Combustion de la fraction inerte

Les déchets inertes issus de l'étape de séparation sont alors alimentés au procédé fictif de combustion inerte. La modélisation de ce procédé est schématisée sur la Figure 5.4

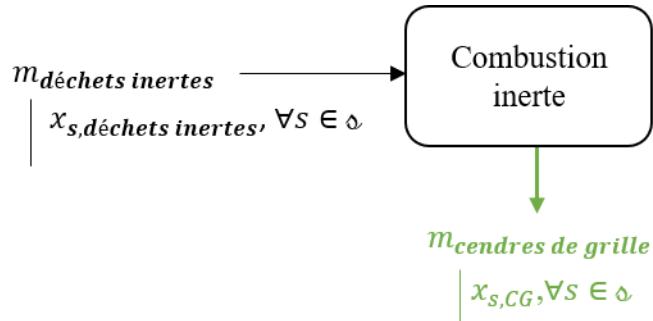


Figure 5.4 Modélisation de l'étape de combustion inerte (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.2.2.1.1 Modélisation des extrants

Étant inertes pendant la combustion, les déchets inertes ne se dévolatilisent pas et leur contenu en substances est entièrement transféré vers les cendres de grille. Le coefficient de transfert suivant est appliqué : $R_{s,CG} = 1 \forall s$ tel que $x_{s,déchets inertes}^0 \neq 0$

5.2.2.2 Combustion de la fraction combustible

La modélisation du procédé de combustion des déchets combustibles est représentée schématiquement sur la Figure 5.5.

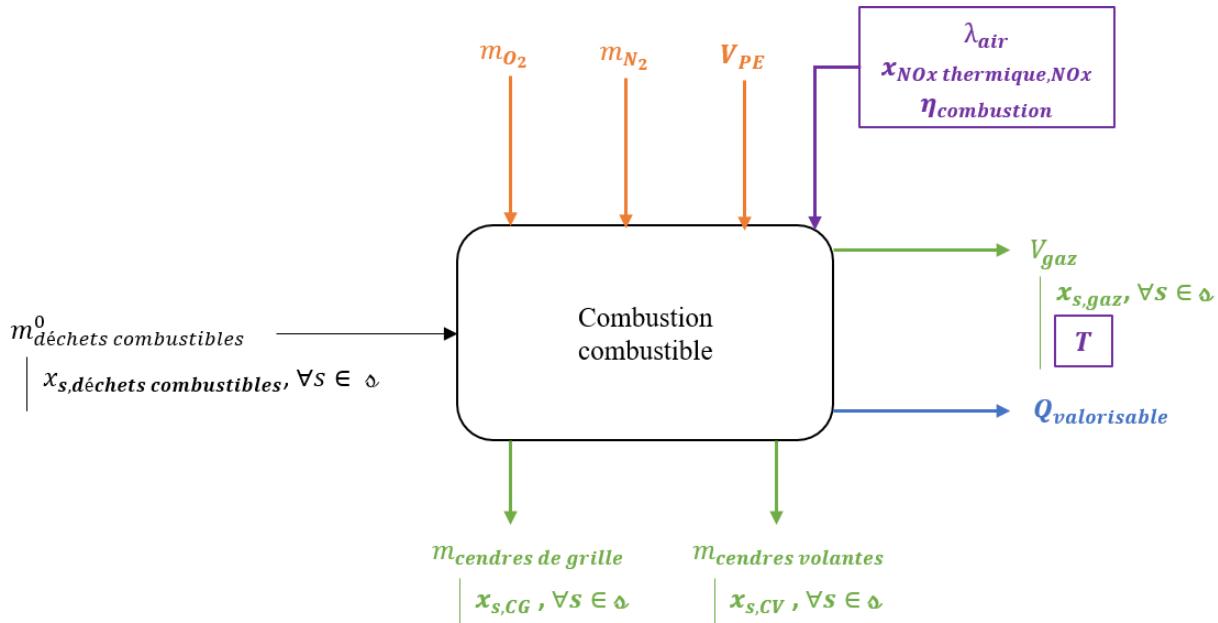


Figure 5.5 Modélisation de l'étape de combustion de la fraction combustible (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)

5.2.2.2.1 Calcul des extrants

En sortie de combustion, les flux de cendres de grille, cendres volantes et gaz de combustion, ainsi que leur composition, sont quantifiés. L'énergie issue de la combustion est également calculée.

5.2.2.2.1.1 Partition des éléments entre les flux sortants

Des coefficients de transfert sont appliqués au déchet combustible vers deux des trois flux de sortie de la combustion : les cendres de grille et les cendres volantes. Ceux-ci, développés par (Hellweg et al., 2001a) pour un incinérateur à grille mobile, sont reportés dans l'Annexe F.

5.2.2.2.1.2 Transfert résiduel des éléments vers la phase gazeuse intermédiaire

Suite à l'application des coefficients de transfert vers les deux flux solides sortants, la composition intermédiaire du flux gazeux est calculée. La phase gazeuse est constituée de tous les éléments non transférés vers les cendres, comme représenté par l'équation suivante :

$$m_{s,gaz} = (1 - R_{s,CG} - R_{s,CV}) \times (x_{s,déchets\ combustibles}^0 \times m_{déchets\ combustibles}^0), \quad (5-15)$$

$\forall s \in \delta$

5.2.2.2.1.3 Volume des gaz de combustion

Le volume des gaz de combustion est calculé en prenant en compte les substances majoritaires constituées dans les gaz : l'eau, issue de l'évaporation de l'eau contenue dans le déchet humide ainsi que la formation d'eau à partir de l'hydrogène présent dans la matière, le CO₂, le volume d'air ajouté pour la combustion ainsi que le volume d'oxygène qui réagit pendant la combustion.

Ainsi,

$$V_{gaz} = 1.245 \times m_{H_2O,gaz} + 1.8675 \times m_{C,gaz} + 11.205 \times m_{H,gaz} + V_{O_2} + V_{N_2} - V_{O_2,stoechio} \quad (5-16)$$

5.2.2.2.1.4 Émissions spécifiques au procédé

- CO

La quantité de CO dans les gaz de combustion est calculée sur référentiel massique des déchets combustibles brûlés. Selon la proportion de carbone biogénique ou fossile dans le gaz de combustion intermédiaire, la même proportion est appliquée pour en déduire la quantité de CO biogénique et de CO fossile dans les gaz de combustion.

$$m_{s,gaz} = K_{CO,déchets\ combustibles} \times m_{déchets\ combustibles}$$

$$\times \frac{m_{c,gaz}}{m_{C\ bio,gaz} + m_{C\ fossile,gaz}}, \quad (5-17)$$

$$c, s = \{[C\ bio, CO\ bio], [C\ fossile, CO\ fossile]\}$$

- PCDD/Fs

Pour ce qui est des PCDD/Fs, une divergence de modélisation a été identifiée dans la littérature dans la section 4.2.1.3.3. Parfois considérées comme spécifiques au procédé ou spécifiques au

produit, ces émissions ont ici été considérées comme spécifiques au procédé, par manque de temps pour l'implémentation de la sensibilité de cette émission à la quantité de chlore entrante.

La quantité de PCDD/Fs dans les gaz de combustion est donc décrite par $K_{PCDD/FS,gaz\ de\ combustion} = 6\ ng - ET/Nm^3$ (Doka, 2009)

Les quantités d'éléments ayant réagi dans les gaz de combustion intermédiaires sont ensuite rééquilibrées pour prendre en compte les quantités de CO et PCDD/Fs formées.

$$m_{c,gaz} = m_{c,gaz} - \sum_{s=\{CO\ bio, CO\ fossile, \frac{PCDD}{FS}\}} (m_{s,gaz} \times x_{c,s}), \quad (5-18)$$

$$c = \{C\ bio, C\ fossile, O, H, Cl\}$$

5.2.2.2.1.5 Partition de l'azote

Des coefficients de partition de l'azote contenu dans les gaz de combustion sont ensuite appliqués entre les gaz suivants : N₂, NO_x combustible, NH₃, N₂O et CN, comme reporté dans le Tableau 5.5.

Tableau 5.5 Coefficients de partition de l'azote dans les gaz de combustion (Doka, 2009)

$K_{N_2,N}$	$K_{NOx\ combustible,N}$	$K_{NH_3,N}$	$K_{N_2O,N}$	$K_{CN,N}$
0.966	0.0323	0.0001	0.001	0.0005

Une fois cette partition calculée, une part de NO_x thermique est ajoutée, prenant en compte la quantité de NO_x combustible ainsi que le ratio $x_{NO_x\ thermique,NO_x}$ spécifié, par défaut égal à 50%, comme représenté par l'équation suivante :

$$m_{NO_x\ thermique,gaz} = m_{NO_x\ combustible,gaz} \times \frac{x_{NO_x\ thermique,NO_x}}{1 - x_{NO_x\ thermique,NO_x}} \quad (5-19)$$

Les quantités des éléments pouvant encore réagir sont alors rééquilibrées selon l'équation suivante :

$$m_{c,gaz} = m_{c,gaz} - \sum_{s_2=\{N_2, NO_x \text{ comb}, NH_3, N_2O \text{ et CN}\}} m_{s_2,gaz} \times x_{c,s_2}, \quad (5-20)$$

$$c = \{C \text{ bio}, C \text{ fossile}, N, O, H\}$$

5.2.2.2.1.6 Formation des gaz acides

Les gaz acides sont ensuite formés à partir du chlore, du fluor et du brome restants dans les gaz intermédiaires. De l'acide chlorhydrique, de l'acide fluorhydrique et de l'acide bromique sont alors formés, conformément à l'équation suivante :

$$m_{s,gaz} = m_{c,gaz} \times \frac{M_s}{M_c}, c = \{Cl, F, Br\}, s = \{HCl, HF, HBr\} \quad (5-21)$$

La quantité d'hydrogène restante est alors équilibrée.

$$m_{H,gaz} = m_{H,gaz} - \sum_{s=\{HCl, HF, HBr\}} m_{s,gaz} \times x_{H,s} \quad (5-22)$$

5.2.2.2.1.7 Oxydation des éléments résiduels

L'oxydation du soufre, du carbone biogénique, du carbone fossile ainsi que de l'hydrogène restants est ensuite calculée, selon les équations



La modélisation de ces réactions est représentée par les équations suivantes :

$$m_{s,gaz} = m_{c,gaz} \times \frac{M_s}{M_c}, \quad (5-26)$$

$$c = \{S, C \text{ bio}, C \text{ fossile}\}, s = \{SO_2, CO_2 \text{ biogénique}, CO_2 \text{ fossile}\}$$

$$m_{H_2O,gaz} = \frac{1}{2} \times m_{H,gaz} \times \frac{M_{H_2O}}{M_H} \quad (5-27)$$

L'oxygène restant après oxydation est calculé selon l'équation :

$$m_{O_2,gaz} = \frac{1}{2} \times m_{O,gaz} - \chi_{O_2,s_1} \times m_{s_1,gaz} \times \frac{M_{s_2}}{M_{s_1}}, \quad (5-28)$$

$$s_1 = \{S, C \text{ bio}, C \text{ fossile}, H\}, s_2 = \{SO_2, CO_2 \text{ biogénique}, CO_2 \text{ fossile}, H_2O\}$$

5.2.2.2.1.8 Énergie issue de la combustion

La température de sortie de la combustion étant fixée, un bilan énergétique est réalisé pour déterminer si un apport auxiliaire d'énergie est nécessaire ou si une quantité d'énergie pourrait directement être extraite de l'incinérateur avant valorisation énergétique pour respecter la température de sortie des gaz fixée.

$$Q_{valorisable} = \eta_{combustion} \times PCI_{déchets combustibles} - \sum_{\forall s} \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T Cp_s \, dT \quad (5-29)$$

Le PCI des déchets est calculé à partir de l'équation suivante :

$$\begin{aligned} PCI_{déchets combustibles} &= 34.8 \times (x_{C \text{ bio},b} + x_{C \text{ fossile},b}) + 93.9 \times x_{H,b} + 6.3x_{N,b} \\ &\quad + 10.5 \times x_{S,b} - 10.8 \times x_{O,b} - 2.45 \times x_{H_2O,b}, \end{aligned} \quad (5-30)$$

$b = \{\text{déchets combustibles}\}$ (Christensen, 2011).

La chaleur sensible des gaz est déterminée selon l'équation :

$$Cp_s = a_s + b_s \times T + c_s \times T^2 + d_s \times T^3 \quad (5-31)$$

Les coefficients a_s , b_s , c_s et d_s utilisés sont reportés dans le Tableau 5.6.

Tableau 5.6 Données énergétiques des substances majoritaires contenues dans les gaz de combustion, pour des températures entre 0 et 1500°C (Farand, Chartrant, Poliquin, Marescot, & Klvana, 2008)

<i>s</i>	<i>a_s</i> (kJ/mol/°C)	<i>b_s</i> (kJ/mol/°C ²)	<i>c_s</i> (kJ/mol/°C ³)	<i>d_s</i> (kJ/mol/°C ⁴)
O ₂	29.10×10^{-3}	1.158×10^{-5}	-0.6076×10^{-8}	1.311×10^{-12}
N ₂	29.00×10^{-3}	0.2199×10^{-5}	0.5723×10^{-8}	-2.871×10^{-12}
CO ₂	36.11×10^{-3}	4.233×10^{-5}	-2.887×10^{-8}	7.464×10^{-12}
H ₂ O	33.45×10^{-3}	0.6880×10^{-5}	0.7604×10^{-9}	-3.593×10^{-12}

5.2.2.2.2 Calcul des intrants

Les intrants requis pour la combustion sont l'air, comburant permettant les réactions prises en compte précédemment, ainsi que le service d'un précipiteur électrostatique, détaillé ci-après.

5.2.2.2.2.1 Calcul de l'entrée d'air

La quantité d'air requise est calculée stœchiométriquement pour oxyder tout le carbone et l'hydrogène du déchet combustible, prenant en compte la quantité d'oxygène initialement présente. Le calcul de m_{O_2} est effectué sur base élémentaire nette avec $E_{O_2,C} = 4.3 \times \lambda$, $E_{O_2,H} = 0.008 \times \lambda$, $E_{O_2,O} = -1 \times \lambda$, λ étant l'excès d'air, compris entre 1.5 et 2 pour la combustion (Christensen, 2011). Une valeur par défaut de 1.6 est utilisée.

La quantité d'azote entrant est calculée par rapport à la quantité d'oxygène calculée précédemment.

$$m_{N_2} = m_{O_2} \times \frac{M_{N_2}}{M_{O_2}} \times \frac{y_{N_2,air}}{y_{O_2,air}} \quad (5-32)$$

5.2.2.2.2.2 Calcul du service du précipiteur électrostatique

Les coefficients de transfert sont communiqués dans la littérature entre trois flux, au minimum : les gaz de combustion, les cendres de grille et les cendres volantes. En réalité, les cendres volantes sont extraites des gaz de combustion après la combustion, dans la chaudière et dans le précipiteur

électrostatique. Ainsi, pour représenter cette extraction fictive des cendres volantes dans la chambre de combustion, un service de précipitateur électrostatique, V_{PE} , est calculé comme intrant de la combustion et sera utilisé comme base de calcul pour les intrants du procédé « Précipitateur électrostatique » décrit ultérieurement. On a alors : $V_{PE} = V_{gaz}$.

5.2.3 Gazéification

De la même façon que pour l'incinération, les déchets inertes et combustibles vont être alimentés à des procédés de gazéification inerte et gazéification combustible respectivement.

5.2.3.1 Gazéification inerte

Les déchets inertes issus de l'étape de séparation fictive sont alimentés au procédé fictif de gazéification inerte. La modélisation de ce procédé est schématisée sur la Figure 5.6.

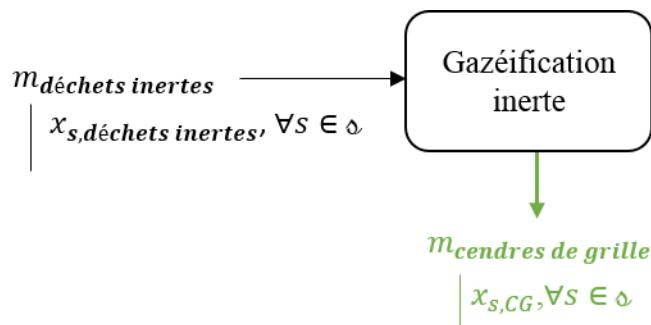


Figure 5.6 Modélisation de l'étape de gazéification inerte (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.2.3.1.1 Modélisation des extrants

Étant inertes pendant la gazéification, les déchets inertes ne se dévolatilisent pas et leur contenu en substances est entièrement transféré vers les cendres de grille. Le coefficient de transfert suivant est appliqué : $R_{s,CG} = 1 \forall s$ tel que $x_{s,déchets inertes}^0 \neq 0$

5.2.3.2 Gazéification combustible

La modélisation du procédé de combustion des déchets combustibles est représentée schématiquement sur la Figure 5.7.

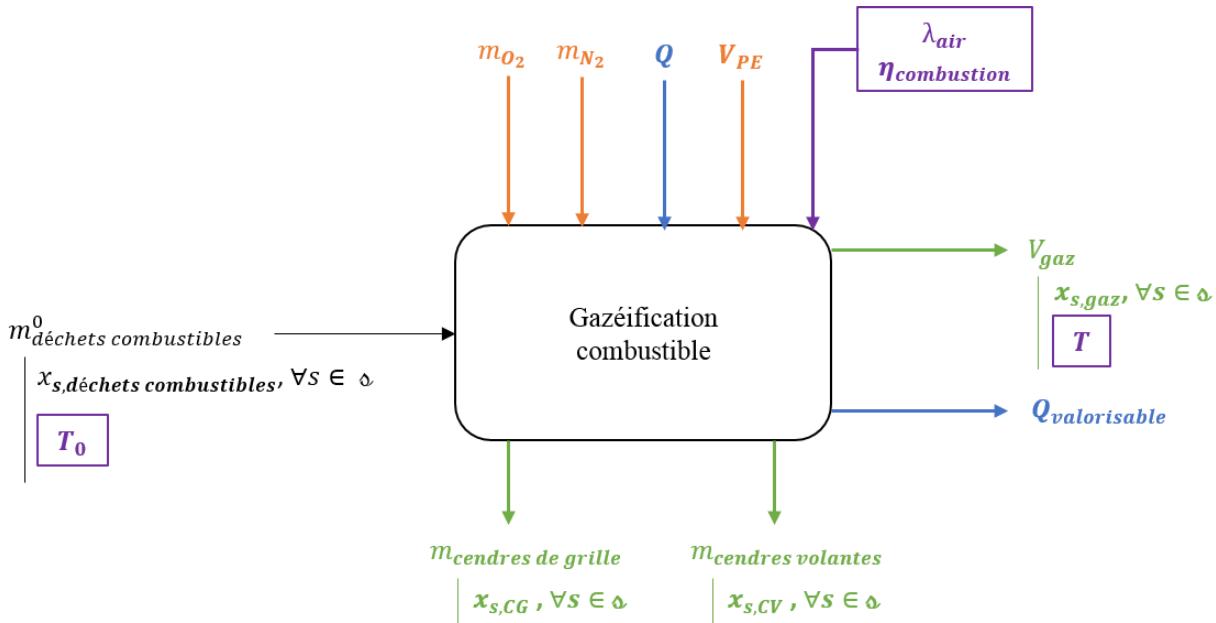


Figure 5.7 Modélisation de l'étape de gazéification combustible (En bleu : flux quantifiés à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)

5.2.3.2.1 Calcul des extrants

En sortie de combustion, les flux de cendres de grille, cendres volantes et gaz de synthèse, ainsi que leur composition, sont quantifiés. Un bilan énergétique est également effectué afin de quantifier l'apport d'énergie auxiliaire supplémentaire.

5.2.3.2.1.1 Partition des éléments entre les flux sortants

Des coefficients de transfert sont appliqués au déchet combustible vers deux des trois flux de sortie de la gazéification : les cendres de grille et les cendres volantes. En raison du peu de données existantes concernant les coefficients de transfert de procédés de gazéification, ainsi que de la prise en compte dans cette modélisation de la gazéification des déchets combustibles et des déchets inertes séparément dans le réacteur, les coefficients de transfert utilisés pour l'incinération et présentés dans l'Annexe F seront utilisés dans ce modèle comme approximation.

5.2.3.2.1.2 Transfert résiduel des éléments vers la phase gazeuse intermédiaire

Suite à l'application des coefficients de transfert vers les deux flux solides sortants, la composition intermédiaire du flux gazeux est calculée. La phase gazeuse est constituée de tous les éléments non transférés vers les cendres, comme représenté par l'équation suivante :

$$m_{s,gaz} = (1 - R_{s,CG} - R_{s,CV}) \times (x_{s,déchets\ combustibles}^0 \times m_{déchets\ combustibles}^0), \quad (5-33)$$

$\forall s \in \Delta$

5.2.3.2.1.3 Application du modèle de gazéification de l'outil VMR-Sys

Le modèle de gazéification, développé à la CRVMR par (Groleau, 2019) et initialement appliqué à l'entièreté du déchet alimenté à la gazéification, est ici adapté et appliqué aux déchets combustibles seulement. Ce modèle, représentant une gazéification en lit fixe à co-courant, est composé de quatre sous modèles, représentant les quatre étapes d'une gazéification. Premièrement, dans l'étape de séchage, toute l'eau contenue dans la matière est évaporée. Ensuite, dans une étape de pyrolyse, une dévolatilisation de la matière solide est modélisée et des gaz composés de CO, CO₂, H₂O, H₂, CH₄, NH₃, H₂S et goudrons sont produits. De plus, la fraction de carbone fixe dans le déchet est entièrement dégradée et du coke (« char ») est formé. Dans une troisième étape d'oxydation, un intrant d'air en sous-stoichiométrie est ajouté dans le réacteur et vient oxyder de façon séquentielle le H₂, le CO, le CH₄, les goudrons et le coke. Enfin, dans une dernière étape de réduction, le coke, l'eau et le CO₂ sont en partie réduits pour former du CO et du H₂ supplémentaires. La modélisation de la gazéification a été développée et publiée par (Groleau, Tanguay-Rioux, Spreutels, Heroux, & Legros, 2019).

En fonction de la température d'entrée, par défaut $T_0 = 25^\circ C$, de la température de sortie, $T = 909^\circ C$, ainsi que des températures des sous-étapes modélisées, modifiables, et des réactions en jeu, un bilan énergétique est effectué sur chaque étape. En régime permanent, l'énergie produite pendant l'oxydation ainsi que l'énergie récupérée pendant le refroidissement du gaz de synthèse en sortie de gazéification permettent de fournir de l'énergie aux trois autres étapes de la gazéification.

Une représentation schématique de ces quatre étapes successives est disponible sur la Figure 5.8.

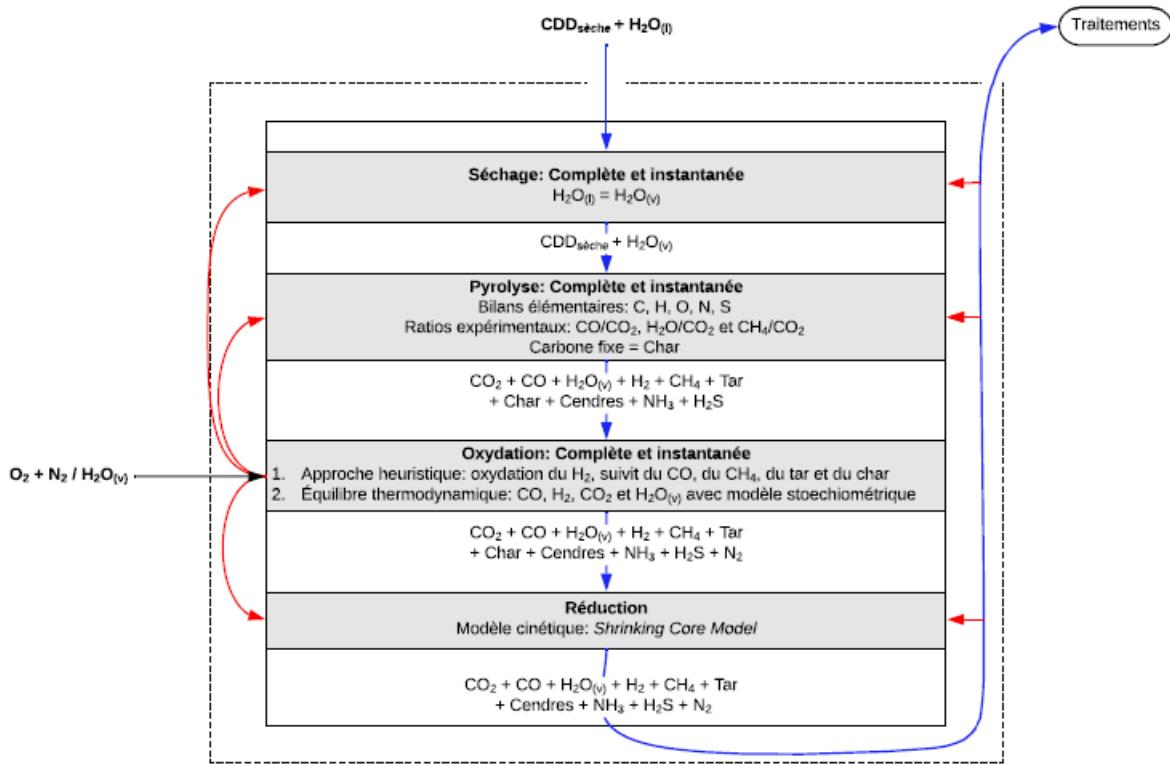


Figure 5.8 Représentation schématique des quatre étapes successives du modèle de gazéification de VMR-Sys et leurs hypothèses respectives (Groleau, 2019)

5.2.3.2.1.4 Calcul du volume des gaz

Le volume des gaz est calculé à partir de la composition molaire du flux de gaz de synthèse du modèle de gazéification, comme explicité par l'équation suivante :

$$V_{gaz} = n_{s,gaz} \times V_m, \forall s \in [CO, H_2, CO_2, H_2O, CH_4, H_2S, NH_3] \quad (5-34)$$

5.2.3.2.1.5 Application des ratios de carbone biogénique et carbone fossile

Le ratio initial de carbone biogénique contenu dans les déchets combustibles est pris en compte afin de différencier les émissions de substances biogéniques ou fossiles pour les substances CO, CO₂ et CH₄.

$$m_{s_2,gaz} = m_{s_1,gaz} \times \frac{x_{c_2}}{x_{C \text{ bio,déchets combustibles}} + x_{C \text{ fossile,déchets combustibles}}}, \quad (5-35)$$

$$c_2 = \{Cbio, Cfossile\},$$

$$s_2 = \{CO_{bio}, CO_{fossile}, CO_2_{bio}, CO_2_{fosile}, CH_4_{bio}, CH_4_{fossile}\},$$

$$s_1 = \{CO, CO_2, CH_4\}$$

5.2.3.2.1.6 Ajout de l'air comme flux élémentaire

Les flux stœchiométriques d'oxygène et d'azote entrant dans l'étape d'oxydation sont ajoutés comme flux élémentaires entrants dans le procédé de gazéification, étant des ressources puisées de l'environnement.

5.2.3.2.1.7 Acidification des gaz

Enfin, à partir de la composition finale des gaz calculée par le modèle de gazéification, et à partir des quantités de Cl, F et Br transférés vers les gaz de synthèse, une acidification est modélisée, de façon sensiblement similaire à celle de l'incinération. L'hydrogène requis pour la réaction est fourni par une partie du H_2 contenu dans les gaz.

$$m_{s,gaz} = m_{c,gaz} \times \frac{M_s}{M_c}, c = \{Cl, F, Br\}, s = \{HCl, HF, HBr\} \quad (5-36)$$

La quantité d'hydrogène restante est alors équilibrée.

$$m_{H_2,gaz} = m_{H_2,gaz} - \frac{1}{2} \sum_{s=\{HCl, HF, HBr\}} m_{s,gaz} \times x_{H,s} \quad (5-37)$$

5.2.3.2.2 Modélisation des intrants ou extrants

- Bilan énergétique

Le bilan énergétique de la gazéification est le bilan des étapes de séchage, de pyrolyse, d'oxydation et de réduction.

$$Q_{gazéification} = Q_{séchage} + Q_{pyrolyse} + Q_{oxydation} + Q_{réduction} \quad (5-38)$$

Selon le résultat final et le signe de ce bilan énergétique, le calcul diffère.

Si $Q \leq 0$ alors :

$$Q_{valorisable} = Q_{gazéification} \quad (5-39)$$

Si $Q > 0$ alors :

$$Q = Q_{gazéification} \quad (5-40)$$

avec Q l'énergie fournie par combustion du gaz naturel.

5.2.3.2.3 Modélisation des intrants

- Service du précipitateur électrostatique

De la même façon que pour l'incinération précédemment, le service d'un précipitateur électrostatique est requis afin de séparer de façon fictive les cendres volantes des gaz pendant la combustion. On a :

$$V_{PE} = V_{gaz} \quad (5-41)$$

5.3 Récupération des métaux

À partir des cendres de grille issues de la combustion, des métaux peuvent être récupérés et revalorisés. Quand il y a valorisation, ceci peut concerner l'aluminium, le fer et, plus rarement, le cuivre. La modélisation du procédé de récupération des métaux est représentée schématiquement sur la Figure 5.9.

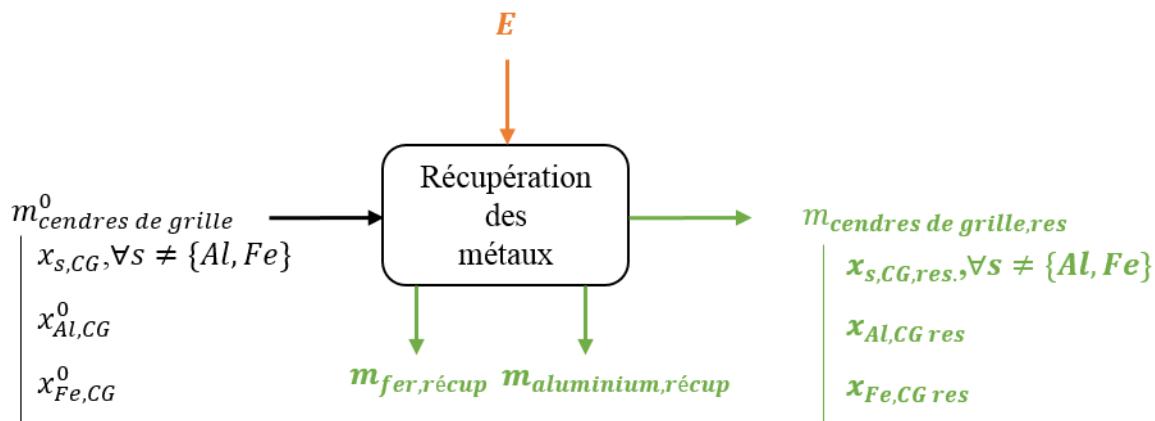


Figure 5.9 Modélisation de l'étape de récupération des métaux (En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.3.1 Modélisation des intrants

Pour modéliser l'énergie requise à la récupération de métaux, un coefficient technique est utilisé. Peu de données sont disponibles dans la littérature, (Arena et al., 2015) estiment une quantité d'électricité de 0.53 kWh pour l'incinération de 1t de déchets produisant 220 kg de cendres de grille, on peut donc en déduire un coefficient $K_{électricité,CG} = 2.4 \times 10^{-3} \text{ kWh/kg}$

5.3.2 Modélisation des extrants

Des coefficients de transfert sont utilisés afin de déterminer la quantité de métaux récupérée à partir des cendres. Par défaut, ils sont fixés à $R_{Al,Al \text{ récupéré}} = 0.8$ et $R_{Fe,Fe \text{ récupéré}} = 0.5$ (DTU, s. d.).

5.4 Conversion secondaire ou valorisation énergétique

5.4.1 Incinération

Dans leur revue sur les ACV de technologies de valorisation énergétique des déchets, portant à 80 % sur l'incinération, (Astrup, Tonini, Turconi, & Boldrin, 2015b) recensent les modes de valorisation énergétique communiqués par les auteurs de ces études. Ces systèmes concernant majoritairement l'incinération, c'est un cycle de vapeur, permettant la production d'électricité et/ou de chaleur, qui est considéré dans ces études. Ainsi, 40 % des systèmes étudiés concernent la cogénération, plus de 30% concernent la production d'électricité seule et moins de 10% la chaleur

seule. Afin de rendre le système le plus modulaire possible, la cogénération sera modélisée mais la spécification du mode de valorisation énergétique sera possible et permettra alors également de générer seulement de l'électricité ou seulement de la chaleur, selon les contextes d'utilisation de l'outil, comme représenté sur la Figure 5.10.

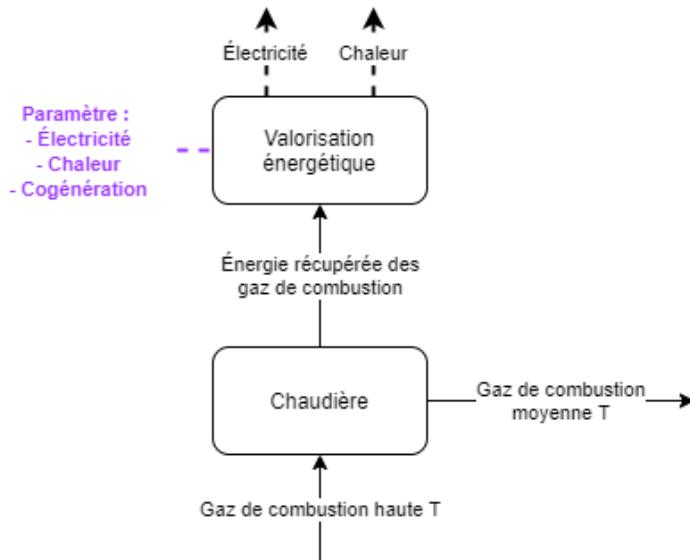


Figure 5.10 Modularité de la valorisation énergétique permettant le choix du ou des vecteurs énergétiques produits

Cette succession d'étapes permettant la récupération d'énergie est affectée par le rendement de chaque équipement. En effet, des pertes de chaleur dans la chaudière impliquent que toute l'énergie contenue dans le gaz n'est pas transférée vers le fluide caloporteur. Dans une étude sur 50 incinérateurs de déchets européens, (Tabasová, Kropáč, Kermes, Nemet, & Stehlík, 2012) ont reporté des efficacités pour la chaudière entre 75 et 84%. De la même façon, la consommation énergétique de la turbine à vapeur et les pertes liées à la conversion de l'énergie cinétique en énergie électrique induisent également une perte d'efficacité concernant la production d'électricité par rapport au maximum théorique. Les efficacités de turbine à vapeur sont en moyenne comprises entre 30 et 42% (Breeze, 2014). Enfin, l'efficacité globale d'un cycle de cogénération atteignant les 80%, on peut en déduire l'efficacité de l'échangeur permettant la production de chaleur.

Par défaut, on a alors $\eta_{chaudi\grave{e}re} = 0.8$, $\eta_{turbine_vap} = 0.35$ et $\eta_{\acute{e}changeur} = 0.65$.

5.4.2 Gazéification

Les gaz de synthèse issus de la gazéification peuvent être valorisés par un cycle de vapeur, semblable à celui détaillé précédemment pour l'incinération, ou par combustion du gaz de synthèse produit. Le système de valorisation énergétique sélectionné dépendra alors du choix de l'utilisateur.

Si le système de combustion du gaz est sélectionné, il sera sujet aux contraintes spécifiées dans une partie précédente. Si les contraintes sont respectées, le gaz de synthèse sera valorisé dans une turbine à gaz et de l'électricité sera produite. En revanche, si les contraintes de pureté du gaz ne sont pas atteintes, la combustion dans une chaudière sera modélisée et l'énergie valorisable transmise à la vapeur d'eau sera acheminée vers un procédé de valorisation énergétique, comme pour l'incinération.

En raison des contraintes techniques de pureté pour la combustion du gaz, la valorisation énergétique majeure a lieu en fin de procédé, après le traitement des gaz. En revanche, un premier refroidissement des gaz doit avoir lieu et sera réalisée dans un procédé « Échangeur », dont le fonctionnement est semblable à celui de la chaudière pour l'incinération en termes de transfert de chaleur et d'énergie mais dans lequel il n'y a pas d'alimentation en air et de combustion.

5.4.3 Chaudière

La chaudière reçoit en entrée des gaz de volume et composition connus. L'efficacité de la chaudière et les températures à la sortie de la chaudière sont fixées comme paramètres mais ajustables, la température de sortie par défaut est explicitée ci-après.

La modélisation de la chaudière est représentée schématiquement sur la Figure 5.11.

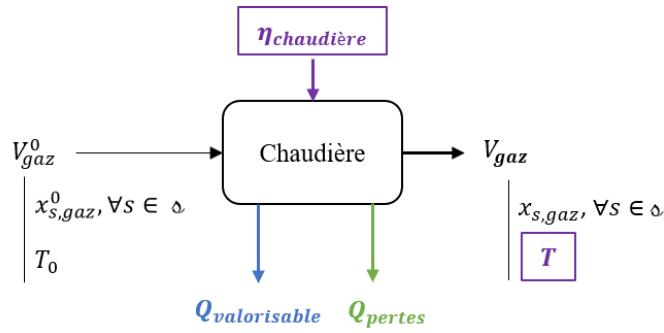


Figure 5.11 Modélisation de l'étape de la chaudière (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En vert : flux quantifié par coefficient de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

5.4.3.1 Calcul des extrants

Deux flux de sortie sont calculés pour la chaudière : le volume et la composition des gaz ainsi que l'énergie valorisable dans le système de valorisation énergétique ultérieur.

- Volume et composition des gaz en sortie de chaudière

Étant simplement refroidis, le volume et la composition des gaz restent inchangés, comme exprimés dans les équations suivantes :

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 \quad (5-42)$$

$$x_{s,gaz} = x_{s,gaz}^0, \forall s \in \Delta \quad (5-43)$$

- Énergie valorisable

Les gaz sont valorisés énergétiquement par refroidissement et transfert de leur énergie sensible à un fluide caloporteur, l'énergie transmise au fluide est calculée grâce à l'équation suivante :

$$Q_{valorisable} = \eta_{chaudière} \times \sum_s \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T C_{p_s} dT, \forall s \in \Delta \quad (5-44)$$

En raison de la présence de PCDD/Fs et de leurs précurseurs dans les gaz de combustion, les plages de température comprises entre 250 et 400°C sont à éviter pour éviter leur formation. Il est alors

nécessaire de refroidir les gaz le plus rapidement possible quand la température diminue en-deçà de 400°C (McKay, 2002b). C'est pour cette raison que la température de sortie de chaudière par défaut est fixée à T=400°C pour effectuer un refroidissement plus rapide à l'extérieur de la chaudière une fois cette température atteinte.

- Pertes énergétiques

La chaudière n'ayant pas un fonctionnement idéal, son efficacité n'est pas égale à 100% et il y a des pertes énergétiques, qui sont modélisées ici comme un flux vers l'environnement :

$$Q_{pertes} = (1 - \eta_{chaudi\grave{e}re}) \times \sum_s \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T C p_s \, dT, \forall s \in \Delta \quad (5-45)$$

5.4.4 Valorisation énergétique

L'énergie valorisable en sortie de chaudière ainsi que l'énergie valorisable en sortie de combustion sont alimentées à la valorisation énergétique pour la combustion. Les paramètres ajustables, déterminant le nombre de sorties sont les efficacités de conversion électrique et thermique ainsi que le choix du type de valorisation. Par défaut, c'est la cogénération qui est choisie. On aura alors production d'électricité et/ou de chaleur et, dans tous les scénarios des pertes énergétiques, considérées comme des émissions à l'environnement.

La modélisation de la valorisation énergétique est représentée schématiquement sur la Figure 5.12.

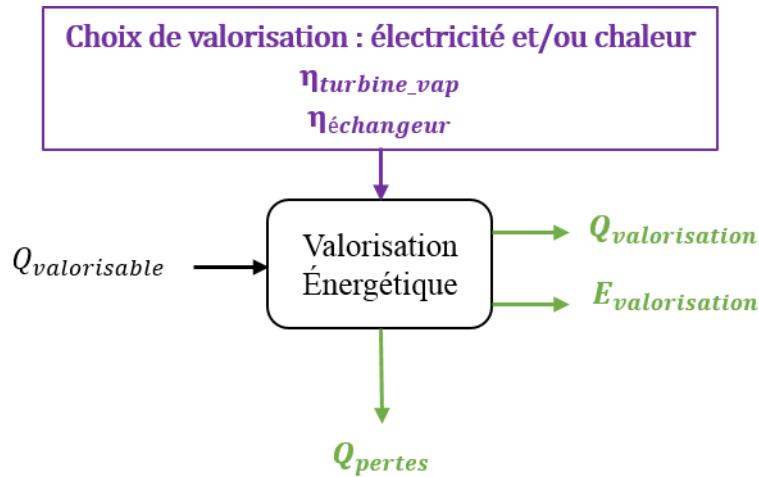


Figure 5.12 Modélisation de l'étape de valorisation énergétique (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)

Les paramètres ajustables dans ce procédé sont les efficacités de conversion de l'énergie thermique des gaz en énergie thermique et énergie électrique valorisables. Par défaut, $\eta_{turbine_vap} = 0.25$ et $\eta_{échangeur} = 0.7$.

5.4.4.1 Modélisation des extrants

Selon les options choisies, les extrants modélisés vont différer.

- Production d'électricité seulement

$$E_{valorisation}(kWh) = \eta_{turbine_vap} \times \frac{Q_{valorisable}}{3,6} \quad (5-46)$$

$$Q_{pertes}(MJ) = (1 - \eta_{turbine_vap}) \times Q_{valorisable} \quad (5-47)$$

- Production de chaleur seulement

$$Q_{valorisation}(MJ) = \eta_{échangeur} \times Q_{valorisable} \quad (5-48)$$

$$Q_{pertes}(MJ) = (1 - \eta_{échangeur}) \times Q_{valorisable} \quad (5-49)$$

- Production simultanée d'électricité et de chaleur (cogénération)

$$E_{valorisation}(\text{kWh}) = \eta_{turbine_vap} \times \frac{Q_{valorisable}}{3,6} \quad (5-50)$$

$$Q_{valorisation} (\text{MJ}) = \eta_{échangeur} \times Q_{valorisable} \quad (5-51)$$

$$Q_{pertes} (\text{MJ}) = (1 - \eta_{échangeur} - \eta_{turbine_vap}) \times Q_{valorisable} \quad (5-52)$$

5.4.5 Combustion des gaz

Après le traitement des gaz, la valorisation énergétique principale de la gazéification peut avoir lieu. Une valorisation de l'énergie de combustion des gaz de synthèse est alors réalisée, dans une turbine à gaz par production d'électricité à partir de l'énergie cinétique des gaz, ou bien dans une chaudière par transfert d'énergie à un fluide caloporteur, ici l'eau. Ces deux possibilités de valorisation sont modélisées dans un même procédé.

La modélisation de la combustion du gaz est représentée sur la Figure 5.13

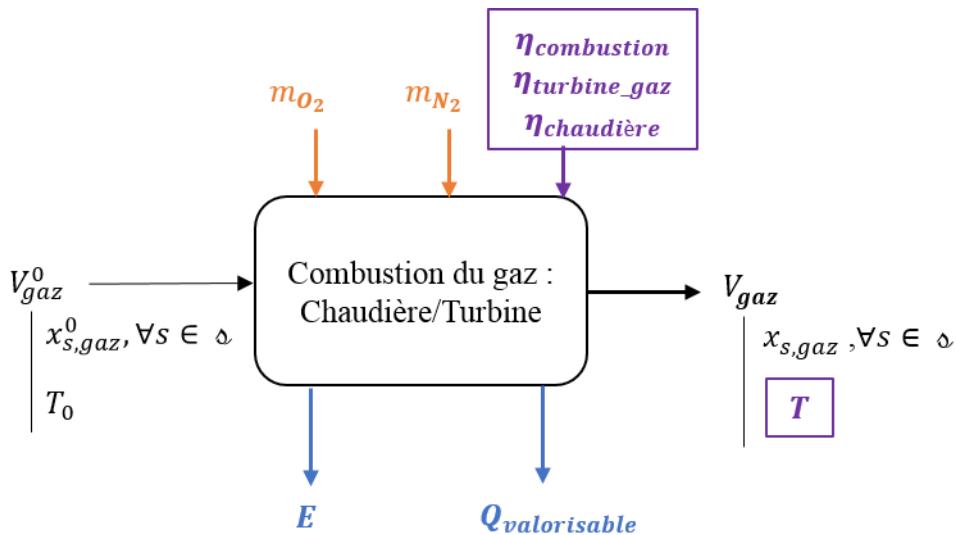


Figure 5.13 Modélisation de l'étape de combustion du gaz (En bleu : flux quantifiés à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)

Différents paramètres sont ajustables dans ce procédé : l'efficacité de combustion, fixée par défaut à $\eta_{combustion} = 0.9$, l'efficacité de la turbine en termes de conversion de l'énergie cinétique en

énergie électrique, $\eta_{turbine_gaz} = 0.4$, ainsi que l'efficacité de la chaudière en termes de transfert d'énergie valorisable à la vapeur d'eau dédiée à la valorisation énergétique, $\eta_{chaudi\grave{e}re}$ décrite au préalable, fixée par défaut à 0.8.

Les réactions modélisées pour la combustion sont les suivantes :



L'expression de l'intrant en oxygène nécessaire et des extrants issus de ces réactions sont résumés par des coefficients stœchiométriques χ_{s_2,s_1} , résumés dans le Tableau 5.7.

Tableau 5.7 Coefficients techniques χ_{s_2,s_1} pour la combustion des gaz de synthèse dans la chaudière

$s_1 \backslash s_2$	O_2	$CO_2 \text{ bio, } CO_2 \text{ fossile}$	H_2O	SO_2
$CO \text{ bio, } CO \text{ fossile}$	0.5	1	0	0
H_2	0.5	0	1	0
$CH_4 \text{ bio, } CH_4 \text{ fossile}$	2	1	2	0
H_2S	3	0	2	2

5.4.5.1 Modélisation des intrants

- Air

Les intrants en air sont les besoins strictement stœchiométriques liés aux quatre réactions décrites. La quantité stœchiométrique de N_2 en fonction de la quantité de O_2 est également calculée. Les coefficient techniques appliqués pour l'oxygène sont calculés de la façon suivante :

$$K_{O_2,s_1} = \eta_{combustion} \times \chi_{s_2,s_1} \times \frac{M_{O_2}}{M_{s_1}}, \quad (5-57)$$

$$s_1 = \{CO\ bio, CO\ fossile, H_2, CH_4\ bio, CH_4\ fossile, H_2S\}$$

5.4.5.2 Modélisation des extrants

Les extrants de la turbine sont les gaz post-combustion ainsi que l'électricité produite.

- Volume et composition du gaz

Selon l'efficacité de la combustion, les réactifs s_1 de la combustion vont être convertis en produits s_2 , comme décrit par les équations :

$$m_{s_2,gaz} = \eta_{combustion} \times \chi_{s_2,s_1} \times m_{s_1,gaz} \times \frac{M_{s_2}}{M_{s_1}}, \quad (5-58)$$

$$m_{s_1,gaz} = (1 - \eta_{combustion}) \times m_{s_1,gaz}, \quad (5-59)$$

$$s_1 = \{CO\ bio, CO\ fossile, H_2, CH_4\ bio, CH_4\ fossile, H_2S\},$$

$$s_2 = \{CO_2\ bio, CO_2\ fossile, H_2O, SO_2\}$$

- Électricité

Si les contraintes de pureté sont respectées, l'électricité produite par la turbine est fonction de l'efficacité de la combustion, du PCI des réactifs de la combustion ainsi que de l'énergie nécessaire pour chauffer les gaz jusqu'à température de réaction. Cette relation est décrite par l'équation suivante :

$$E = \eta_{combustion} \times \eta_{turbine_gaz} \times m_{s_1,gaz} \times \frac{\left(PCI_{s_1} - \sum \frac{1}{M_s} \times \int_{T_0}^T Cp_s dT \right)}{3.6}, \quad (5-60)$$

$$s_1 = \{CO\ bio, CO\ fossile, H_2, CH_4\ bio, CH_4\ fossile, H_2S\}, s \in \Delta$$

Si les contraintes ne sont pas respectées alors :

$$E = 0 \quad (5-61)$$

- Énergie valorisable

Si le fonctionnement de la combustion est en mode chaudière alors :

$$Q_{valorisable} = \eta_{combustion} \times \eta_{chaudi\grave{e}re} \times m_{s_1,gaz} \times PCI_{s_1} - \sum \frac{1}{M_s} \times \int_{T_0}^T Cp_s dT \quad (5-62)$$

$$s_1 = CO\ bio, CO\ fossile, H_2, CH_4\ bio, CH_4\ fossile, H_2S, s \in \Delta$$

Si le fonctionnement de la combustion n'est pas en mode chaudière alors :

$$Q_{valorisable} = 0 \quad (5-63)$$

5.5 Traitement des gaz

Après production et valorisation des gaz de combustion ou des gaz de synthèse, ceux-ci doivent être traités avant d'être rejetés vers l'environnement.

5.5.1 Captage des cendres volantes et poussières - Précipitateur électrostatique

Le premier élément de cette séquence de traitement de gaz est le précipitateur électrostatique, mentionné précédemment dans la modélisation de la gazéification et de la combustion pour le calcul du service de précipitateur électrostatique. Les précipitateurs électrostatiques nécessitent comme seul intrant de l'électricité

La modélisation du précipitateur électrostatique est représentée schématiquement sur la Figure 5.14.

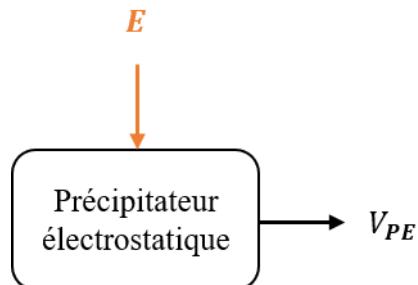


Figure 5.14 : Modélisation de l'étape du précipitateur électrostatique (En orange : flux quantifié par coefficient technique)

5.5.1.1.1 Calcul des intrants

La consommation électrique du précipitateur électrostatique dépend de l'efficacité de captage et du débit des fumées. L'efficacité de captage n'étant pas modélisée ici puisqu'elle est implicitement prise en compte dans les coefficients de transfert vers le flux de cendres volantes, de nombreuses études indiquent cependant une efficacité de captage des particules supérieure à 99% en incinération (Bicocchi, Boulinguez, & Diard, 2009; Quina, Bordado, & Quinta-Ferreira, 2011).

Une corrélation entre ces paramètres a été établie par (Mihelcic & Zimmerman, 2014b) et reportée sur la Figure 5.15.

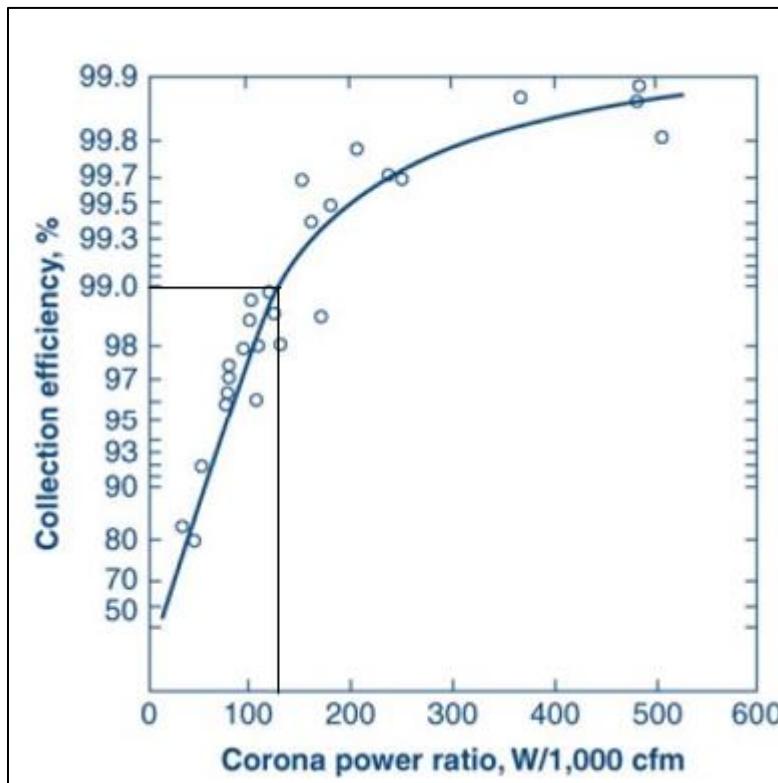


Figure 5.15 Corrélation entre l'efficacité de captage des poussières, la puissance consommée par le précipiteur électrostatique et le débit de fumées (Mihelcic & Zimmerman, 2014a)

Pour une efficacité de 99% par défaut, on a alors un ratio de $\frac{130 \text{ W}}{1000 \text{ pi}^3/\text{min}} = 275 \frac{\text{J}}{\text{m}^3}$. Soit une consommation de $7,65 \times 10^{-5} \text{ kWh/m}^3$ fumées. Pour $P = P_{atm}$ et $T = 150^\circ\text{C}$, $K_{E,V_{PE}} = 1.185 \times 10^{-4} \text{ kWh/Nm}^3$

5.5.2 Traitement des gaz en incinération

Le traitement des gaz spécifique à l'incinération va premièrement être présenté ici, depuis la sortie des gaz de la chaudière jusqu'à la cheminée permettant de rejeter les gaz à l'atmosphère.

5.5.2.1 Trempe thermique

En sortie de chaudière et avant le traitement des gaz, il est nécessaire d'effectuer une trempe thermique pour un refroidissement rapide dans la plage de température critique pour les PCDD/Fs. La modélisation de cette étape est représentée schématiquement sur la Figure 5.16.

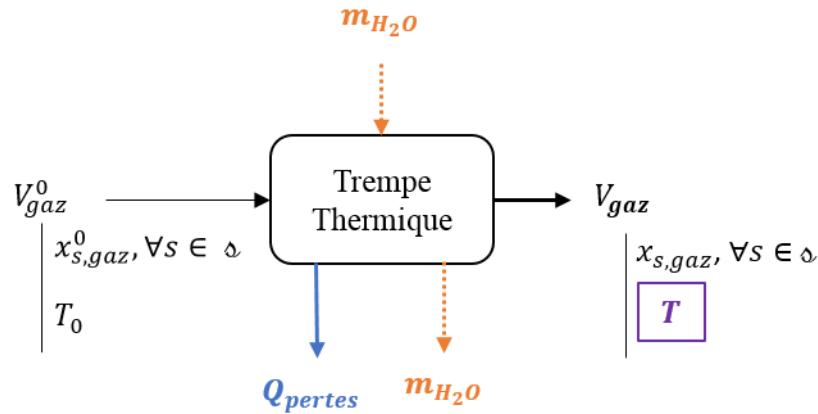


Figure 5.16 Modélisation de l'étape de trempe thermique (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux de déchets entrant; En orange : flux quantifiables par coefficients techniques exclus du système)

Les échanges de chaleur dues à l'ajout d'eau et à l'abaissement de la température sont modélisées. En revanche le flux d'eau entrant et sortant n'est pas modélisé, comme représenté par la flèche en pointillés sur la Figure 5.16.

5.5.2.1.1 Modélisation des extrants

- Volume et composition des gaz

En sortie de la trempe thermique, le volume et la composition des gaz sont considérés comme inchangés, comme représentés par les équations suivantes :

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 \quad (5-64)$$

$$x_{s,gaz} = x_{s,gaz}^0, \forall s \in \delta \quad (5-65)$$

- Pertes thermiques

La chaleur sensible récupérée par l'eau depuis les gaz de combustion est considérée comme une perte thermique, modélisée comme un flux de chaleur vers l'environnement. Son calcul est explicité par l'équation :

$$Q_{pertes} = \sum_{\forall s} \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T C p_s \, dT, \forall s \in \Delta \quad (5-66)$$

La température de sortie de la trempe est fixée par rapport à la température d'entrée pour le précipiteur électrostatique qui suit dans la chaîne de traitement des gaz. Bien que la température maximale d'opération indiquée par (Quina et al., 2011) soit de 450°C, il est recommandé d'opérer à des températures inférieures à 200°C pour éviter la formation de PCDD/Fs supplémentaires (Christensen, 2011) et supérieures à 120°C pour éviter les problèmes de corrosion (Robinson, 1986). Une température par défaut de T=150°C est fixée.

5.5.2.2 Captage des gaz acides et métaux lourds : Absorbeur-neutraliseur humide

Pour ce qui est du traitement des gaz acides, plusieurs technologies existent et se distinguent suivant le type d'absorption mis en jeu, entre les phases gazeuses et solides pour les procédés secs ou entre les phases gazeuses et liquides pour les procédés humides. Le procédé humide, le plus utilisé, est aussi le plus efficace, bien qu'il requière une étape de traitement supplémentaire, celle du traitement des effluents produits. Le fonctionnement schématique des trois étapes requises est illustré sur la Figure 5.17.

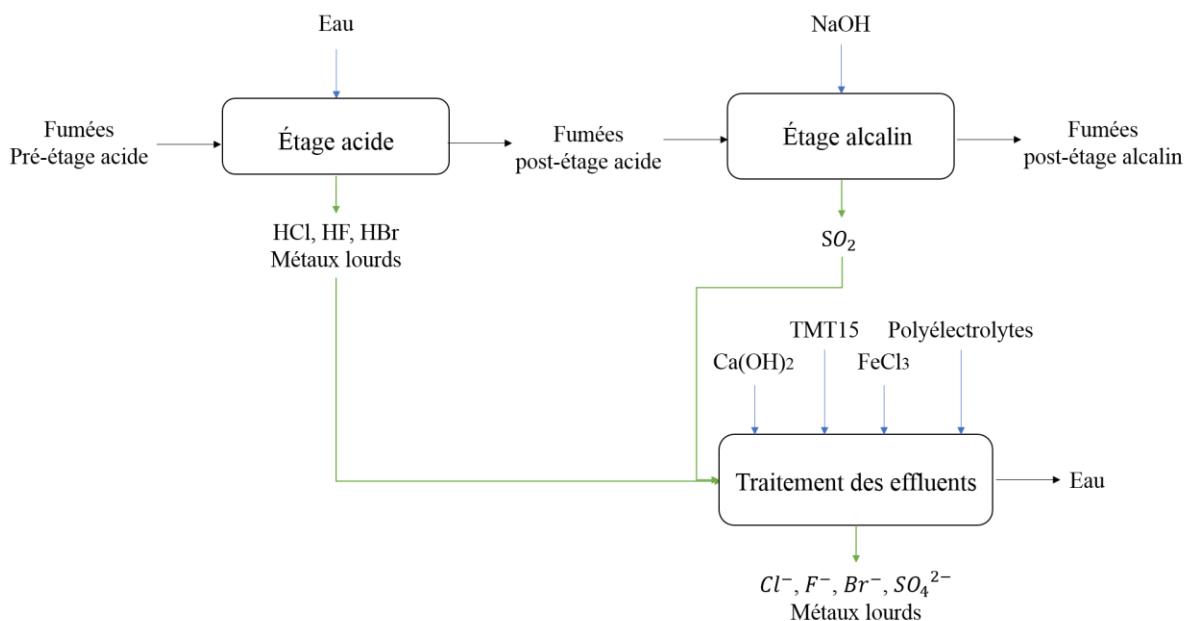
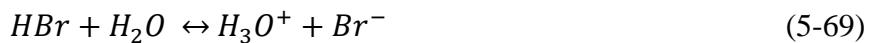
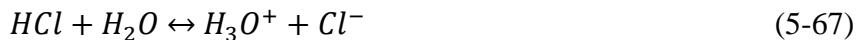


Figure 5.17 : Fonctionnement schématique d'un absorbeur-neutraliseur humide

5.5.2.2.1 Étape 1 : Étage acide

Par l'ajout d'eau, cette étape permet l'absorption depuis la phase gazeuse vers la phase liquide des gaz halogènes (HCl , HF , HBr) et de certains métaux lourds, en particulier le mercure. L'eau permet également d'abaisser la température, initialement comprise entre 150-200°C en amont de cet équipement, à $T=60^\circ C$ (Christensen, 2011; Quina et al., 2011).



Pour ce qui est du mercure, si $[HCl] > [SO_2]$, c'est-à-dire si $[Cl] > [S]$, le mercure se retrouve principalement sous la forme $HgCl_2$ (Quina et al., 2011). Il subit alors dans l'eau une première réaction de dissolution :



En présence du HCl précédemment mentionné, et donc d'ions Cl^- , une seconde réaction a lieu :



À ceux-ci se rajoute l'élimination du NH_3 , un acide fort, très soluble dans l'eau qui va alors se dissocier selon l'équation suivante.



La modélisation de cette étape est représentée schématiquement sur la Figure 5.18.

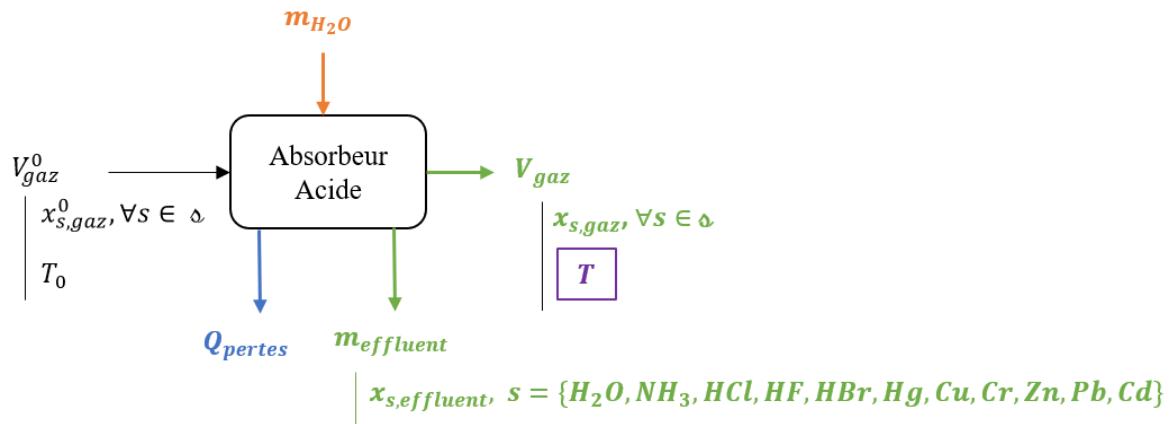


Figure 5.18 Modélisation de l'absorbeur acide (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

5.5.2.2.1.1 Modélisation des intrants : Quantité d'eau requise

Le seul flux entrant calculé est la quantité d'eau requise pour le lavage, exprimée à l'aide d'un coefficient technique par rapport au volume de gaz à traiter, comme indiqué par l'équation suivante :

$$m_{H_2O} = K_{H_2O,gaz} \times V_{gaz} \quad (5-73)$$

Pour la trempe thermique, incluse dans cette opération, permettant d'abaisser la température des gaz, les besoins en eau sont d'environ 0,5 kg/kg déchets. Au total pour l'opération, on a un besoin d'environ 0,6 - 1 kg/kg déchets. Par défaut, c'est un coefficient $K_{H_2O,gaz} = 1kg/kg$ qui est utilisé.

5.5.2.2.1.2 Modélisation des extrants

- Condensation de l'eau des gaz de combustion

Abaissant la température en dessous de 100°C dans cette étape, il peut y avoir condensation d'une partie de l'eau contenue dans le gaz jusqu'à saturation des gaz de combustion. Afin de quantifier cette condensation, il faut calculer la pression de saturation de l'eau, en fonction de la température d'opération du procédé, selon l'équation :

$$P_{H_2O}^{sat} = 610,5 \times e^{\frac{17,269 \times T}{237,3+T}}, \text{ valable pour } T \geq 0^\circ\text{C} \quad (\text{Butcher, 2006}) \quad (5-74)$$

On a alors, en fonction de la pression d'opération P du procédé, un volume maximal d'eau contenu dans les gaz en sortie :

$$V_{H_2O}^{max} = \frac{P_{sat}}{P} \times V_{gaz} \quad (5-75)$$

Si le volume d'eau réellement contenu dans le gaz à l'entrée de l'opération, $V_{H_2O} = x_{H_2O,gaz} \times V_{gaz} \times \frac{V_m}{M_{H_2O}} > V_{H_2O}^{max}$ alors il y a condensation de l'eau jusqu'à atteindre ce volume de saturation. On peut alors calculer un coefficient de transfert de l'eau pour atteindre cette saturation :

$$K_{H_2O,\text{effluent}} = (m_{H_2O,gaz} - m_{H_2O}^{max}) / m_{H_2O,gaz} \quad (5-76)$$

Le volume de gaz en sortie de l'absorbeur est alors réduit à :

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 - (V_{H_2O} - V_{H_2O}^{max}) \quad (5-77)$$

- Élimination des gaz acides et métaux lourds

Les efficacités d'élimination des gaz acides dans l'absorbeur-neutraliseur humide indiquées dans la littérature sont reportées dans le Tableau 5.8.

Tableau 5.8 : Efficacité d'élimination des gaz acides (%) dans l'étape acide du traitement des gaz reportée dans la littérature

Sources	<i>HCl</i>	<i>HF</i>	<i>HBr</i>
(Quina et al., 2011)	75 - 95	-	-
(Robinson, 1986)	90	90	90
(Tchobanoglous, Theisen, & Vigil, 1993)	89 – 98	84 – 96	-
(Bicocchi et al., 2009)	95	-	60
(Kropáč, Ferdan, & Pavlas, 2013)	98,5	92	-

Les trois gaz principaux à éliminer dans cette étape étant des acides forts, leur dissolution dans l'eau est théoriquement totale. En tenant compte des valeurs reportées dans la littérature, une efficacité de 90% est retenue pour les trois gaz : $R_{s,effluent} = 0.9, \forall s \in \{HCl, HF, HBr\}$.

Concernant le NH_3 , son efficacité d'élimination dans cette étape est reportée comme très élevée dans la littérature, pouvant atteindre 99% (Control Technology Center - US Environmental Protection Agency, 1995), valeur qui sera utilisée par défaut : $R_{s,effluent} = 0.99, s = \{NH_3\}$.

L'efficacité d'élimination des métaux lourds des fumées indiquées dans la littérature sont reportées dans le Tableau 5.9.

Tableau 5.9 : Efficacité d'élimination des métaux lourds (%) durant le lavage des gaz acides telle que reportée dans la littérature

Sources	Hg	Pb	Cd	Zn	Cr	Cu
(Working group of strategies and review 49th session, 2011)	50	> 98	> 98	-	-	-
(M. B. Chang, Jen, Wu, & Lin, 2003)	46,74	96,78	95,36	97,25	96,5	97,63
(Ahmad et al., 2018)	74.86	-	-	-	-	-
(Quina et al., 2011)				70 - 95		

Ces valeurs indiquent que le captage des métaux lourds pendant le traitement des fumées est efficace, pouvant atteindre 95% pour le cuivre, le chrome et le zinc et parfois dépasser les 98% pour le plomb et le cadmium, prenant en compte l'efficacité conjointe du précipitateur électrostatique et de l'absorbeur (M. B. Chang et al., 2003). Cependant, l'efficacité de captage du mercure dans les absorbeurs-neutraliseurs humides avoisine seulement les 50%. En revanche, l'ajout de charbon activé permet de favoriser sa captation, en l'augmentant de 20 à 30% (Ahmad et al., 2018). L'efficacité de captation du mercure pourrait alors atteindre 93,2% selon cette même étude et serait comprise entre 50 et 95 % selon (Working group of strategies and review 49th session, 2011). Le charbon activé étant le réactif de l'étape d'élimination des PCDD/Fs, étape de traitement postérieur au lavage des gaz acides, on peut alors considérer une haute efficacité de captation pour le mercure, soit 93%, une efficacité de 95% pour le cuivre, le chrome et le zinc et une efficacité de 98% pour le plomb et le cadmium. L'efficacité concernant le captage du nickel dans cette étape n'étant pas disponible, une efficacité de 95% est prise comme hypothèse.

$$x_{s,gaz} = \frac{x_{s,gaz}^0 \times V_{gaz}^0 \times (1 - R_{s,effluent})}{V_{gaz}}, \quad (5-78)$$

$$s = \{H_2O, NH_3, HCl, HF, HBr, Hg, Cu, Cr, Ni, Zn, Pb, Cd\}$$

- Pertes de chaleur

$$Q_{pertes} = \sum_{\forall s} \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T Cp_s \, dT , \forall s \in s \quad (5-79)$$

5.5.2.2.2 Étape 2 : Étage alcalin

Cette deuxième étape du lavage des gaz permet la dissolution du SO_2 , elle s'effectue par l'ajout d'un agent, principalement de la soude ou de la chaux. L'avantage de la chaux est son coût ainsi que la possibilité de produire du gypse par le biais de la réaction. En revanche, la soude s'avère plus efficace quant à l'élimination du SO_2 . C'est l'utilisation de la soude qui va être étudiée ici. La réaction mise en jeu est la suivante.



Cette étape permet également d'éliminer une partie des gaz halogènes non captés dans la première étape, assurant une haute efficacité de captage. La température d'opération est la même que pour l'étage acide, il n'y a donc pas de bilan de chaleur à cette étape.

La modélisation de cette étape est représentée schématiquement sur la Figure 5.19.

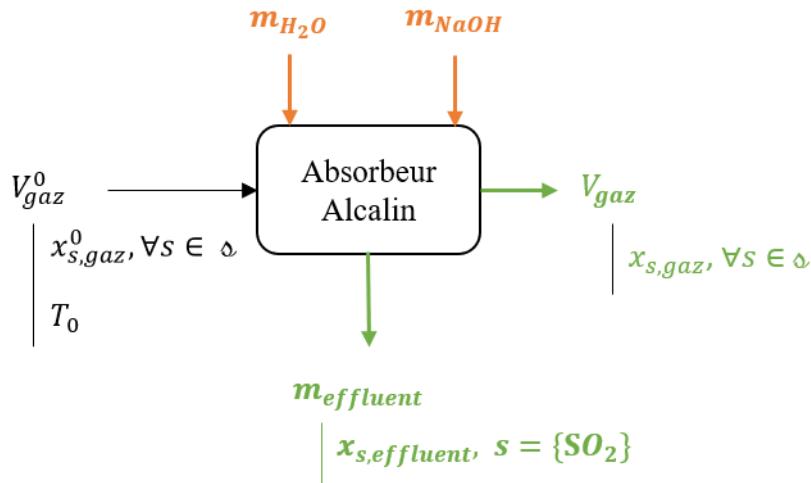


Figure 5.19 Modélisation de l'étape de l'absorbeur alcalin (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.5.2.2.2.1 Modélisation des intrants

Les intrants modélisés sont les réactifs de l'absorption alcaline : la soude et l'eau, exprimés par rapport au contenu en SO_2 du gaz à traiter, comme exprimé par les équations suivantes :

$$m_{NaOH} = K_{NaOH,SO_2} \times (V_{gaz}^0 \times x_{SO_2,gaz}^0) \quad (5-81)$$

$$m_{H_2O} = K_{H_2O,SO_2} \times (V_{gaz}^0 \times x_{SO_2,gaz}^0) \quad (5-82)$$

Un ratio stoechiométrique unitaire étant nécessaire pour cette étape de traitement (Bicocchi et al., 2009), la quantité de soude requise est dépendante de la quantité de SO_2 dans les fumées et est égale à $m_{NaOH} = 1,25 m_{SO_2}$. La solution permettant le lavage alcalin étant une solution de concentration massique en soude comprise entre 4 et 8%, réalisée à partir de soude à 50% massique et d'eau, on a alors pour une concentration posée de 8% : $K_{NaOH,SO_2} = 2.5 \text{ kg/kg}$ et $K_{H_2O,SO_2} = 6.25 \text{ kg/kg}$.

5.5.2.2.2.2 Modélisation des extrants

- Volume et composition du gaz

La seule substance contenue dans les gaz de combustion qui est affectée par ce traitement, étant le SO₂, on peut considérer le volume traité négligeable et poser une hypothèse de conservation du volume de gaz, illustré par les équations :

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 \quad (5-83)$$

$$x_{s,gaz} = x_{s,gaz}^0, \forall s \in \Delta \quad (5-84)$$

- Élimination du SO₂

L'efficacité d'élimination du SO₂ telle qu'indiquée dans la littérature est reporté dans le Tableau 5.10.

Tableau 5.10 : Efficacité d'élimination du SO₂ (%) dans l'étape alcaline du traitement des gaz reportée dans la littérature

Source	Efficacité d'élimination du SO ₂
(Quina et al., 2011)	50 – 90
(Robinson, 1986)	75
(Tchobanoglous et al., 1993)	55 – 79
(Kropáč et al., 2013)	85

Compte tenu de ces données, une efficacité moyenne de 80% est retenue pour le traitement du SO₂ : $R_{SO_2, effluent} = 0.8$.

5.5.2.2.3 Traitement des effluents

Afin de rejeter les effluents issus des deux étages de traitement acide et alcalin, il est nécessaire de les traiter, de neutraliser le pH ainsi que retirer les métaux lourds qui auront été captés. Ceci est réalisé principalement à partir de soude ou de lait de chaux.

Dans une première étape, le pH est réhaussé à 8-9 avec du lait de chaux et l'ajout de ce réactif permet de neutraliser les ions sulfate, chlorure et fluorure issus de l'étape acide du lavage des gaz. De l'acide sulfurique est utilisé pour neutraliser les ions ammonium.

Dans une seconde étape, le pH est réhaussé à 9-10 et d'autres réactifs sont également ajoutés. Du TMT15 est utilisé pour faciliter la précipitation des métaux lourds solubles et du chlorure ferrique III ($FeCl_3$) pour faciliter la coagulation des précipités. Dans une troisième étape, l'ajout de polyélectrolytes permet la floculation du tout. Dans une quatrième et dernière étape, la solution est décantée et filtrée, résultant en 2 résidus : un gâteau considéré comme déchet dangereux et un rejet liquide qui peut être relargué en milieu naturel.

La modélisation du traitement des effluents est représentée schématiquement sur la Figure 5.20.

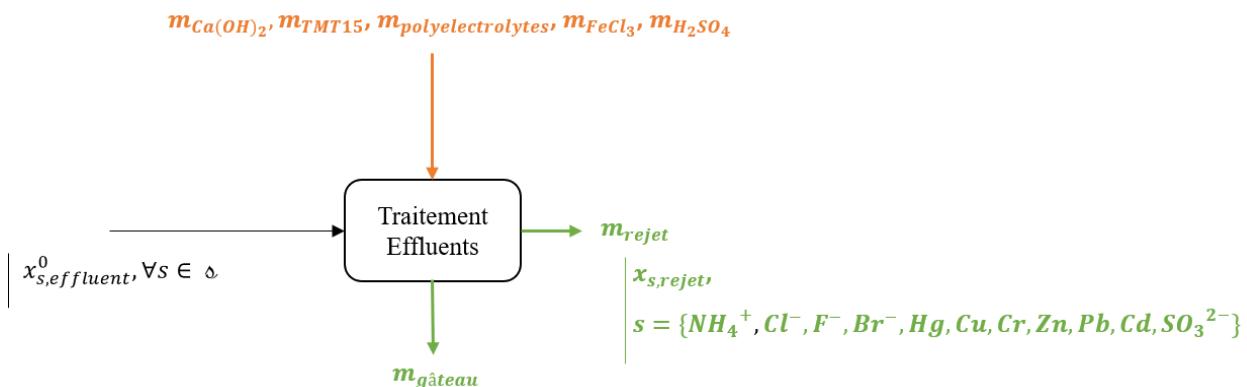


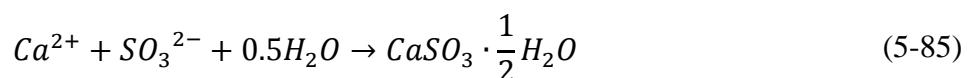
Figure 5.20 Modélisation de l'étape de traitement des effluents (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

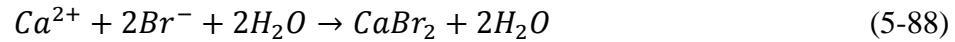
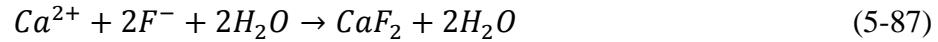
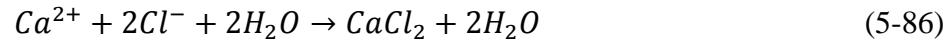
5.5.2.2.3.1 Modélisation des intrants

Les intrants modélisés sont les cinq réactifs nécessaires pour cette étape de traitement.

- Chaux

La quantité de chaux requise est liée à la quantité d'ions sulfate, chlorure, fluorure et bromure à précipiter, selon les réactions suivantes :





Les quantités de chaux requises dépendent de la quantité des éléments à précipiter, le ratio stœchiométrique molaire à considérer pour le lavage étant de 1 (Bicocchi et al., 2009). Stœchiométriquement :

$$n_{Ca(OH)_2} = n_{SO_3^{2-}} + \frac{1}{2} \times n_{Cl^-} + \frac{1}{2} \times n_{F^-} \times \frac{1}{2} \times n_{Br^-} \quad (5-89)$$

On peut donc en déduire les coefficients techniques reportés dans le Tableau 5.11

Tableau 5.11 Coefficients techniques pour la consommation de chaux dans le traitement des effluents

s	$K_{Ca(OH)_2,s}$ (kg/kg)
SO_3^{2-}	0.77
Cl^-	1
F^-	1,9
Br^-	0.5

- H_2SO_4

La quantité d'acide sulfurique requise est liée à la quantité d'ions ammonium à précipiter, selon les réactions suivantes :



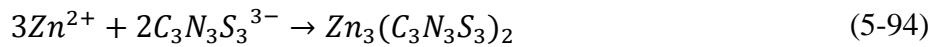
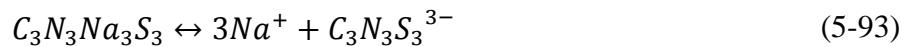
Stœchiométriquement :

$$n_{H_2SO_4} = \frac{1}{2} \times n_{NH_4^+} \quad (5-92)$$

On peut en déduire un coefficient technique $K_{H_2SO_4, NH_4^+} = 2.8 \text{ kg/kg}$.

- TMT15

Le TMT15 est une solution à 15% de $C_3N_3Na_3S_3O$ qui va réagir avec les métaux lourds et permettre leur précipitation. Un exemple de la réaction avec le zinc est présenté en équations ci-dessous (Tatangelo, 2006).



Stœchiométriquement, on obtient les quantités reportées dans le Tableau 5.12 pour les différents éléments.

Tableau 5.12 : Coefficients techniques utilisés pour le TMT15 pour la précipitation des métaux lourds

c	m_{TMT} requise (kg/kg élément)	$K_{TMT15,c}$ (kg/kg)
Hg	0,8	5,4
Cd	1,4	9,6
Ni	2,7	18,3
Cu	2,5	16,9
Zn	2,5	16,6
Cr	3,1	20,8
Pb	0,8	5,2

- FeCl₃

La quantité de $FeCl_3$ à utiliser pour la coagulation dépend du volume d'eau à traiter et est compris entre 45 et 90 mg/L (Montréal : Association québécoise des techniques de l'eau, 1985). Le coefficient par défaut utilisé est alors la valeur moyenne de cette plage : $K_{FeCl_3, \text{effluent}} = 67.5 \text{ mg/kg}$.

- Polyélectrolytes

La quantité de réactif requise pour la floculation diffère selon le type de polyélectrolytes utilisé, cationique (0,5 – 5 mg/L) ou anionique (2 mg/L) (Koller, 2009). Une valeur moyenne est utilisée par défaut : $K_{\text{Polyélectrolytes}, \text{effluent}} = 2.75 \text{ mg/kg}$.

5.5.2.2.3.2 Modélisation des extrants

- Efficacité d'élimination des métaux lourds et résidus des traitements acide et alcalin

Peu de données sont reportées dans la littérature concernant l'efficacité de concentration des métaux lourds et résidus de traitement des étapes précédentes dans le gâteau issu des quatre étapes

décrivées ci-dessus. Cette efficacité est reportée comme supérieure à 95% pour les métaux lourds par (Tatangelo, 2006). Une efficacité de 95% sera donc utilisée. Pour $c = \{Hg, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, Cl^-, F^-, Br^-\}$, $R_{c,gâteau} = 0.95$

5.5.2.3 Retrait des PCDD/Fs : Adsorption sur charbon actif

Les PCDD/Fs sont retirées des gaz post-combustion par adsorption sur charbon actif. Les flux modélisés sont le flux de réactif, soit le charbon actif, la quantité de chaleur requise pour chauffer les gaz de combustion et atteindre la température d'opération ainsi que le volume et la composition du gaz et des résidus en sortie de procédé. La température pour cette opération est comprise entre 140 et 260°C (Christensen, 2011), une valeur par défaut est posée à T=200°C.

Le fonctionnement schématique de cette voie de traitement est illustré sur la Figure 5.21.

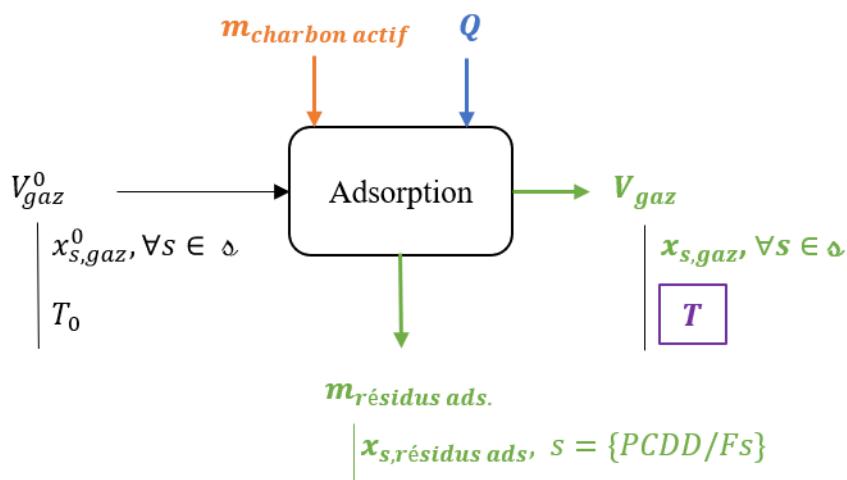


Figure 5.21 : Modélisation de l'étape d'adsorption en incinération (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

5.5.2.3.1 Modélisation des intrants

- Charbon actif

Une étude sur un incinérateur de déchets à Taiwan a permis d'établir une relation entre la quantité de charbon actif ajouté et l'efficacité de traitement des PCDD/Fs, relation valable pour des

quantités de charbon actif comprises entre 10 et 300 mg/Nm³ (Y.-M. Chang, Hung, Chen, Chang, & Chen, 2009) : $\eta(\%) = \frac{100}{1 + \frac{40.2}{Q}}$ soit $\frac{F}{Q} = \sqrt[3]{\frac{40.2}{\frac{100}{\eta} - 1}}$, la quantité de charbon actif en mg/Nm³ de

$$\text{fumées. On peut alors déterminer le coefficient technique reliant la quantité de charbon actif à l'efficacité de traitement requise :}$$

$$K_{\text{charbon actif,gaz}} = \sqrt[3]{\frac{\frac{40.2}{100}}{R_{\text{PCDD/Fs,résidus}}} - 1} \times 10^{-6} \text{ kg/Nm}^3 \quad (5-95)$$

- Chaleur fournie par combustion de gaz naturel

La quantité d'énergie nécessaire pour chauffer les gaz d'une température de T_0 à T est exprimée par l'équation suivante :

$$Q = \sum_s \frac{m_{s,\text{gaz}}}{M_s} \times \int_{T_0}^T C p_s \, dT, \forall s \in \Delta \quad (5-96)$$

5.5.2.3.2 Modélisation des extrants

L'efficacité de cette étape de traitement sera calculée en fonction de la quantité de PCDD/Fs à capter pour atteindre le standard d'émission de PCDD/Fs de 0.08 ng-ET/Nm³ dans les fumées issues d'usine d'incinération de déchets municipaux, présenté dans le Tableau 4.3 de la section 4.1.2.3.

$$R_{\text{PCDD/Fs,résidus}} = (x_{\text{PCDD/Fs,gaz}}^0 - 0.08) / x_{\text{PCDD/Fs,gaz}}^0 \quad (5-97)$$

5.5.2.4 Neutralisation des NO_x : SNCR ou SCR

Pour le traitement des NO_x, deux techniques sont couramment utilisées en incinération de déchets, une technique non catalytique, réduction sélective non catalytique (SNCR), moins coûteuse mais

également moins efficace ou une technique catalytique, la réduction sélective catalytique (SCR), plus efficace grâce à l'utilisation d'un catalyseur qui permet une meilleure efficacité à moindre température. La modélisation de ces deux voies de traitement est illustrée sur les Figure 5.22 et Figure 5.23.

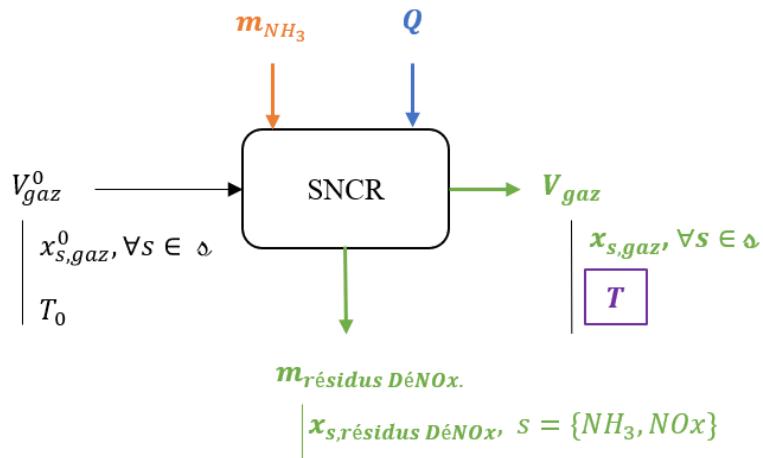


Figure 5.22 Modélisation de l'étape de SNCR (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifié par coefficient technique; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

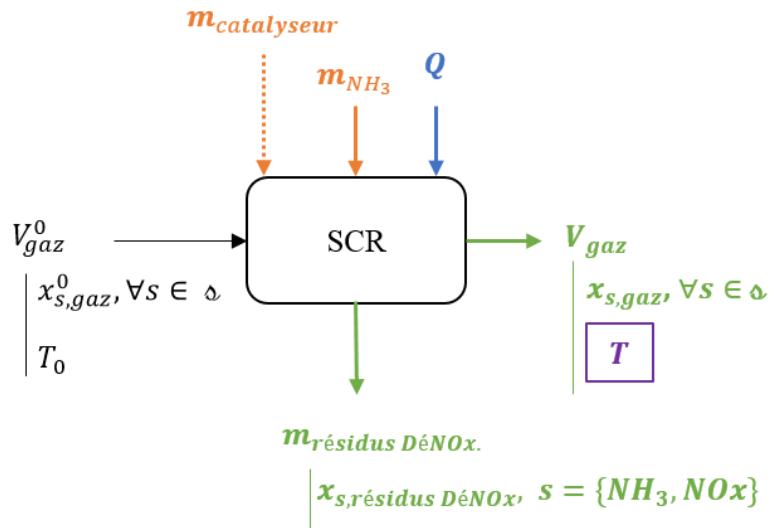


Figure 5.23 Modélisation de l'étape de SCR (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En pointillés : flux exclus de la modélisation; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

Cette technologie nécessite un apport en énergie afin de préchauffer les gaz, préalablement à une température de 60°C, jusqu'à une température comprise entre 850 et 1050°C pour la SNCR et une température comprise entre 200 et 400°C pour la SCR. Par défaut, T=1050°C pour la SNCR et T=300°C pour la SCR.

Les flux modélisés sont les flux de réactifs, soit l'ammoniac et la quantité de chaleur requise, ainsi que le volume et la composition du gaz et des résidus en sortie de procédé. Le catalyseur requis pour le procédé de SCR, du pentoxyde de vanadium (V_2O_5) sur support de dioxyde de titane, (TiO_2), n'est pas modélisé ici. Par sa nature de catalyseur, celui-ci peut être régénéré et n'est pas réellement fonction de la quantité de NO_x à traiter sinon de l'infrastructure utilisée, du débit et de la vitesse des gaz de combustion à traiter, autrement dit de la taille de l'usine d'incinération.

5.5.2.4.1 Modélisation des intrants

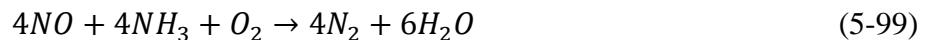
- Énergie fournie par combustion de gaz naturel

Afin de chauffer les gaz de la température initiale T_0 à la température finale T, l'énergie requise est calculée grâce à l'équation suivante :

$$Q = \sum_{\forall s} \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T Cp_s \, dT, \forall s \in \mathfrak{s} \quad (5-98)$$

5.5.2.4.1.1 SNCR

Cette méthode de neutralisation des NO_x nécessite l'ajout d'urée, pour les installations à petite échelle, ou bien l'ajout d'ammoniac, qui réagit selon les réactions suivantes (Bicocchi et al., 2009; Quina et al., 2011).

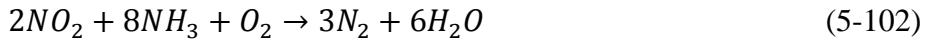
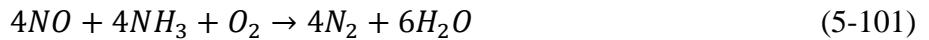


La quantité d'ammoniac dépend de la quantité de NO_x à éliminer. Les NO_x sont composés de NO et de NO_2 , estimés conjointement. Cependant, le NO compte pour entre 90 et 95% des NO_x en incinération (Bicocchi et al., 2009; Quina et al., 2011). Prenant en compte 95% de NO parmi les NO_x et la stœchiométrie des réactions, la quantité stœchiométrique d'ammoniac à utiliser

est $m_{NH_3} = 0.56 m_{NO_x}$. Compte tenu du fait qu'une solution à 25% massique est utilisée, la quantité stoechiométrique de solution est $m_{NH_3,25\%} = 2,25 m_{NO_x}$. Cependant, il faut également considérer un excès en réactif. Le ratio NH_3/NO_x rencontré en unités d'incinération de déchets est généralement compris entre 0,5 et 2. Une des réactions secondaires étant $NH_3 + 3O_2 \rightarrow 2N_2 + 6H_2O$, il est nécessaire d'avoir un ratio NH_3/NO_x supérieur à 1 (Bicocchi et al., 2009). Pour un ratio de 2, on a donc le coefficient technique suivant : $K_{NH_3,25\%,NO_x} = 4.5 \text{ kg/kg}$.

5.5.2.4.1.2 SCR

De la même façon que pour la SNCR, cette méthode de neutralisation des NO_x nécessite l'ajout d'ammoniac mais également d'un catalyseur. Les relations mises en jeu sont les suivantes (Bicocchi et al., 2009; Quina et al., 2011).



Pour le procédé catalytique, un ratio NH_3/NO_x de 1 est suffisant (Bicocchi et al., 2009; Walter, 2002). En utilisant ce ratio unitaire, aucune fuite d'ammoniac vers les gaz n'est observée (Walter, 2002). La quantité d'ammoniac requise, tenant compte de la stoechiométrie et de la répartition entre NO et NO_2 est donc décrite par le coefficient technique suivant : $K_{NH_3,25\%,NO_x} = 3 \text{ kg/kg}$.

5.5.2.4.2 Modélisation des extrants

- Volume et composition du gaz en sortie

Le volume des NO_x traités est considéré comme négligeable par rapport au volume total de gaz et l'hypothèse suivante est posée.

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 \quad (5-103)$$

Les NO_x étant la seule substance dont la composition est affectée par le traitement, la composition des autres substances est inchangée.

$$x_{s,gaz} = x_{s,gaz}^0, \forall s \neq NO_x \quad (5-104)$$

- Efficacité d'élimination des NO_x pour les procédés SNCR et SCR

Les efficacités des deux technologies de traitement des NO_x sont reportées dans le Tableau 5.13.

Tableau 5.13 : Efficacité d'élimination des NO_x (%) pour les procédés SNCR et SCR

Sources	SNCR	SCR
(Tchobanoglous et al., 1993)	50 - 80	90
(Christensen, 2011)	40 – 70 (en moyenne 50)	-
(Quina et al., 2011)	30 – 60	50 – 80
(Bicocchi et al., 2009)	50	90 (en moyenne 70)
(Walter, 2002)	40 - 65	80-90
(Kropáč et al., 2013)	40 - 60	90

Compte tenu des efficacités reportées dans la littérature, les efficacités par défaut retenues sont décrites par les coefficients de transfert suivants : $R_{NOx,résidus DéNOx} = 0.5$ pour la SNCR et $R_{NOx,résidus DéNOx} = 0.8$ pour la SCR.

5.5.3 Traitement des gaz en gazéification

Certaines étapes du traitement des gaz de synthèse de la gazéification sont les mêmes que celles de l'incinération : le précipiteur électrostatique, le lavage acide des gaz et le traitement des effluents acides issus de ce lavage. La gazéification comporte en plus des séquences de traitement visant les goudrons et le H₂S, polluants spécifiques à cette technologie de valorisation énergétique. Leur modélisation est détaillée ci-après.

5.5.3.1 Conversion des goudrons

Un des problèmes techniques majeurs en gazéification est la présence de goudrons, hydrocarbures lourds qui, pendant le refroidissement du gaz, se condensent et peuvent boucher les équipements dans lesquels le gaz est alimenté.

Plusieurs techniques de traitement existent alors pour abaisser leur concentration dans le gaz de synthèse, notamment la destruction à haute température (Tar Cracking). En élevant la température du gaz à plus de 1000°C, une conversion des goudrons en CO et H₂ a lieu (Zhang et al., 2012).

La modélisation du craquage thermique des goudrons est représentée sur la Figure 5.24.

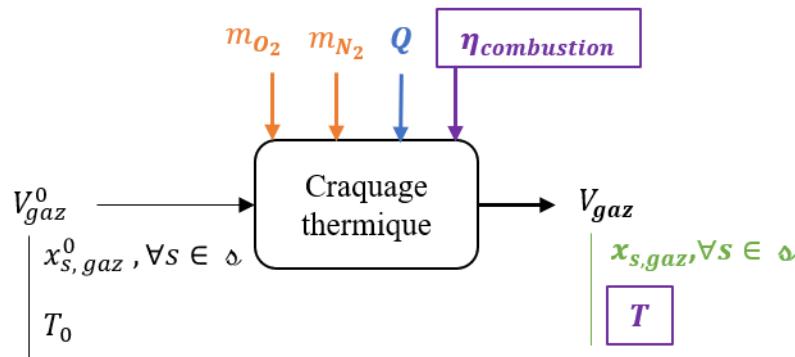


Figure 5.24 Modélisation de l'étape de craquage thermique (En bleu : flux quantifié à partir de la composition du flux gazeux entrant; En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètres modifiables par l'utilisateur)

5.5.3.1.1 Modélisation des intrants

- Énergie requise pour chauffer les gaz

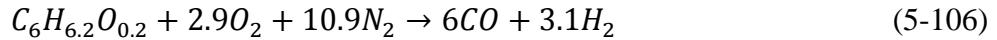
L'énergie requise pour chauffer le gaz à la température T est fournie par combustion de gaz naturel.

$$Q = \sum_{\forall s} \frac{m_{s,gaz}}{M_s} \times \int_{T_0}^T C p_s \, dT, \forall s \in \Delta \quad (5-105)$$

- Air

Concernant l'air alimenté, il est ajouté de façon stœchiométrique, avec l'hypothèse d'une réaction avec les goudrons seulement. Les composantes du gaz de synthèse ne seront pas oxydées davantage.

L'hypothèse posée dans le modèle de gazéification étant la formule chimique générique des goudrons suivante, $C_6H_{6.2}O_{0.2}$, la réaction suivante est donc considérée.



Stœchiométriquement, $K_{O_2,goudrons} = 0.56 \times \eta_{craquage} \text{ kg/kg}$. La valeur par défaut pour l'efficacité de l'opération est explicitée ci-après.

5.5.3.1.2 Modélisation des extrants

- Volume et composition des gaz

Le volume des gaz est modifié par l'ajout d'air. L'oxygène réagissant entièrement avec les goudrons, c'est le volume d'azote dans l'air ajouté qui vient augmenter le volume de gaz.

$$V_{gaz} = V_{gaz}^0 + V_{N_2} \quad (5-107)$$

La seule substance affectée par le craquage thermique étant les goudrons, ainsi que les produits de la réaction, la quantité des autres substances est inchangée.

$$m_{s,gaz} = m_{s,gaz}^0, \forall s \neq [C_6H_{6.2}O_{0.2}, O_2, N_2, CO, H_2] \quad (5-108)$$

- Efficacité de conversion des goudrons

(Megret & Bequet, 2011) recensent des efficacités théoriques de réaction, à des températures de 800°C et une efficacité dépendant du temps de résidence, atteignant 89% pour un temps de 0.3s et 98% pour un temps de 0.5s. Dans la pratique, ce sont des températures beaucoup plus élevées qui sont observées, de l'ordre de 1200-1250°C.

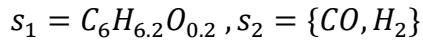
Considérant la grande variation d'efficacité reportée dans la littérature, et la température T=1250°C posée ici, bien supérieure à celles requise théoriquement, une efficacité de conversion des goudrons $\eta_{craquage} = 0.98$ est posée.

La quantité de goudrons dans le gaz post-traitement est donc directement dépendante de cette efficacité.

$$m_{s,gaz} = (1 - \eta_{craquage}) \times m_{s,gaz}^0, s = C_6H_{6.2}O_{0.2} \quad (5-109)$$

Les produits de la réaction sont alors dépendants de l'efficacité ainsi que de leur quantité initiale dans les gaz.

$$m_{s_2,gaz} = m_{s_2,gaz}^0 + m_{s_1,gaz}^0 \times \eta_{craquage} \times \chi_{s_1,s_2} \times \frac{M_{s_2}}{M_{s_1}}, \quad (5-110)$$



5.5.3.2 Élimination du H₂S - Adsorption

Différentes méthodes d'abattement du H₂S existent et se distinguent premièrement par leur localisation dans la structure du procédé. En effet, le traitement peut être réalisé in-situ, à l'intérieur du gazéifieur, ou bien ex-situ.

Pour les méthodes in-situ, il s'agit principalement d'ajout d'oxyde de calcium permettant l'adsorption du H₂S et sa déviation vers les résidus solides inertes. Cependant, pour atteindre les contraintes strictes de la turbine à gaz et le niveau de pureté nécessaire, le temps de résidence du gaz dans le gazéifieur devrait être trop élevé et ce n'est donc pas une solution retenue ici.

Concernant les méthodes d'abattement ex-situ, il s'agit de lavages ou bien adsorptions. C'est cette dernière catégorie qui est retenue ici, pour son efficacité de traitement très élevée. La température d'opération est comprise entre 25 et 50°C selon les configurations (Allegue & Hinge, 2014). Afin d'éviter une condensation de l'eau contenue dans les gaz de synthèse, une température par défaut de T=50°C est posée.

La modélisation de l'adsorption pour la gazéification est représentée sur la Figure 5.25.

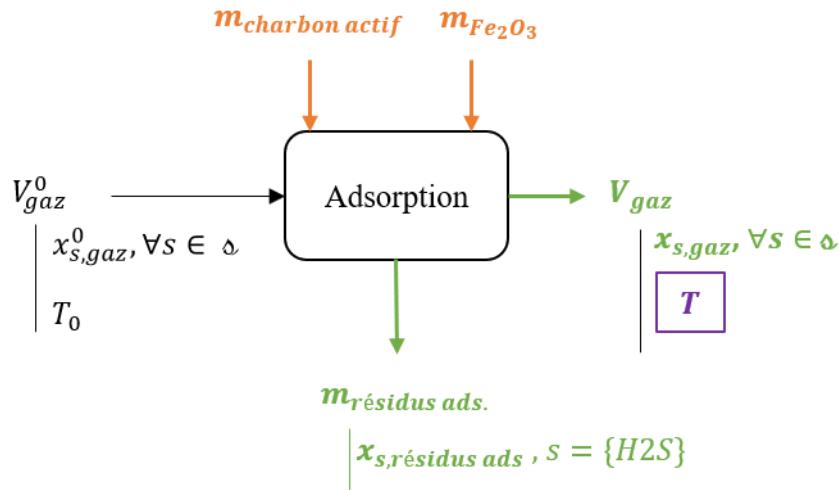


Figure 5.25 Modélisation de l'étape d'adsorption pour la gazéification (En orange : flux quantifiés par coefficients techniques; En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert; En violet : paramètre modifiable par l'utilisateur)

5.5.3.2.1 Modélisation des intrants

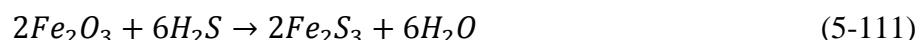
Cette étape est réalisée à l'aide d'un support solide, couramment du charbon actif, imprégné d'oxyde de fer.

- Charbon actif

Du charbon actif imprégné de métaux permet une adsorption comprise entre 120 à 140 kg H₂S/m³ charbon actif (Allegue & Hinge, 2014). Pour une valeur moyenne de 130 kg/m³, et considérant une masse volumique de 500 kg/m³ pour le charbon actif, on a donc un coefficient technique $K_{charbon\ actif,H_2S} = 3.85\ kg/kg$.

- Oxyde de fer

En présence de H₂S et d'oxyde de fer, Fe₂O₃, la réaction suivante a lieu :



Stœchiométriquement, on a alors un coefficient technique $K_{Fe_2O_3,H_2S} = 1.6\ kg/kg$

5.5.3.2.2 Modélisation des extrants

- Efficacité de captage du H₂S

L'efficacité d'adsorption est très élevée et atteint jusqu'à 99.98% d'adsorption (Allegue & Hinge, 2014). Par défaut, $R_{H_2S,résidus} = 0.9998$.

- Résidus solides

Les résidus solides sont composés du charbon actif, de l'oxyde de fer et du H₂S ayant été capté :

$$R_{charbon\ actif,résidus} = R_{Fe_2O_3,résidus} = 1$$

5.6 Rejet des gaz : cheminée

La dernière étape pour les gaz issus des deux systèmes de traitement, après leur valorisation et leur traitement, est leur rejet à l'environnement. Ceci est modélisé dans un procédé « Cheminée », dans lequel chaque substance est émise en fonction du volume du gaz et de la quantité de polluant contenue dans le gaz. La modélisation de cette étape est représentée schématiquement sur la Figure 5.26.

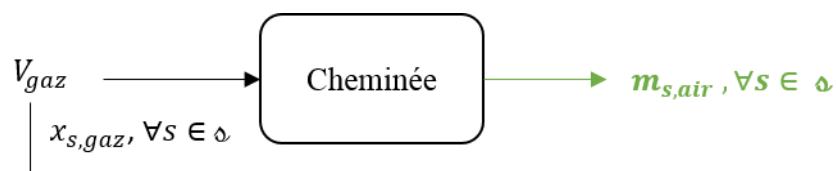


Figure 5.26 Modélisation de l'étape de cheminée (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.6.1 Modélisation des extrants

Toutes les substances contenues dans le gaz sont transférées vers l'environnement selon l'équation suivante.

$$m_{s,air} = V_{gaz} \times x_{s,gaz} \quad (5-112)$$

5.7 Gestions des résidus et rejets

Les deux technologies de valorisation énergétique modélisées génèrent des résidus solides, contenant les cendres et résidus de traitement des gaz, ainsi que des rejets aqueux, issus du traitement des effluents. La modélisation de la gestion de ces résidus et rejets est présentée ci-après.

5.7.1 Rejets aqueux

Les rejets aqueux des étapes de traitement des effluents, après ajout de réactifs, décantation et filtration, sont rejetés vers l'environnement au biais d'un procédé « Égout ». La modélisation de cette étape est représentée schématiquement sur la Figure 5.27.

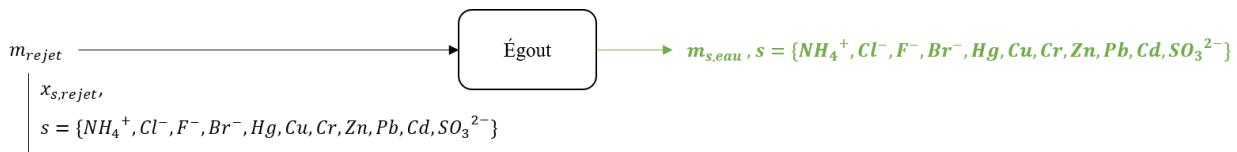


Figure 5.27 Modélisation de l'étape de l'égout (En vert : flux quantifiés par coefficients de transfert)

5.7.1.1 Modélisation des extrants

Tous les éléments et substances contenus dans l'eau post-traitement sont transférés vers l'environnement selon l'équation suivante.

$$m_{s,eau} = m_{rejet} \times x_{s,rejet} \quad (5-113)$$

5.7.2 Résidus solides

La gestion des résidus solides issus de chaque procédé est l'enfouissement. Les CV, CG post-extraction de métaux, s'il y a lieu, et résidus de traitement des gaz sont envoyés vers un procédé générique d'enfouissement de la matière inerte, disponible dans la base de données ecoinvent, adapté à la géographie du Québec. La modélisation de cette étape au sein de notre système est représentée schématiquement sur la Figure 5.28.

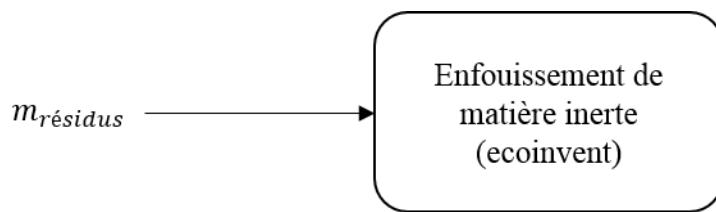


Figure 5.28 Représentation de l'étape d'enfouissement des résidus solides

5.8 Lien avec l'ACV

Après modélisation des sous-procédés de l'avant-plan, le lien avec l'arrière-plan, afin de prendre en compte les émissions sur le cycle de vie complet, a été réalisé avec la base de données ecoinvent. Le lien pour les émissions directes à l'environnement, les impacts des flux intermédiaires ainsi que les impacts évités par substitution sont détaillés dans les sections suivantes.

5.8.1 Émissions directes à l'environnement

Les émissions directes à l'air issues de la « cheminée » ainsi qu'à l'eau issues de l'« égout » sont associées aux émissions correspondantes dans la base de données ecoinvent, permettant ensuite leur caractérisation en catégorie d'impacts.

5.8.2 Impacts liés à l'utilisation des flux intermédiaires

Les flux intermédiaires intervenant dans les systèmes, dont la modélisation a été détaillée précédemment, sont ensuite reliés à des procédés dans la base de données ecoinvent, permettant de prendre en compte l'impact de leur production, nécessaire à leur utilisation dans notre système, dans l'ACV. Les produits sélectionnés par défaut dans les modèles sont reportés dans le Tableau 5.14.

Tableau 5.14 Produits et activités sélectionnés par défaut pour le lien avec les impacts des procédés d'arrière-plan dans ecoinvent (CA-QC : représentation de la réalité du Québec, RoW : représentatif moyen de la réalité des pays différents de la Suisse, GLO : représentation moyenne de la réalité mondiale)

Produit recherché	Produit sélectionné	Activité sélectionnée	Géographie sélectionnée
Électricité	electricity, medium voltage	market for electricity, medium voltage	CA-QC
Chaleur	heat, district or industrial, natural gas	market for heat, district or industrial, natural gas	CA-QC
Incinérateur	municipal waste incineration facility	municipal waste incineration facility construction	RoW
Eau	tap water	tap water production, conventional treatment	CA-QC
NaOH	sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	chlor-alkali electrolysis, membrane cell	CA-QC
TMT15	chemical, organic	chemical production, organic	GLO
Polyélectrolytes	chemical, inorganic	chemical production, inorganic	GLO
Ca(OH) ₂	lime, hydrated, loose weight	lime production, hydrated, loose weight	CA-QC
FeCl ₃	iron (III) chloride, without water, in 40% solution state	iron (III) chloride production, product in 40% solution state	RoW
NH ₃	ammonia, liquid	ammonia production, steam reforming, liquid	RoW
Charbon activé	activated carbon, granular	activated carbon production, granular from hard coal	RoW
Enfouissement des résidus	[treatment for] limestone residue	treatment of limestone residue, inert material landfill	RoW

5.8.3 Impacts évités dus à la substitution des co-produits

Afin de prendre en compte la production des co-produits par valorisation énergétique et l'impact évité lié à leur utilisation sur le marché plutôt qu'une source alternative de production pour le même co-produit, un lien est réalisé avec des produits de la base de données ecoinvent. Ce sont les impacts liés à leur production qui seront évités dans notre système. Les produits sélectionnés par défaut dans les modèles sont reportés dans le Tableau 5.15.

Tableau 5.15 Produits et activités sélectionnés par défaut dans la base de données ecoinvent pour la substitution des co-produits générés par l'incinération et la gazéification (CA-QC : représentation de la réalité du Québec; GLO : représentation moyenne de la réalité mondiale)

Produit à substituer	Produit sélectionné	Activité sélectionnée	Géographie sélectionnée
Électricité	electricity, high voltage	electricity production, hydro, reservoir, non-alpine region	CA-QC
Chaleur	heat, district or industrial, natural gas	market for heat, district or industrial, natural gas	CA-QC
Aluminium	market for aluminium oxide	aluminium oxide	GLO
Fer	iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe	iron ore, beneficiated, 65% Fe	CA-QC

Les sources substituées d'électricité et de chaleur présentées dans le Tableau 5.15 ont été choisies pour représenter la réalité énergétique québécoise. Pour ce qui est des métaux récupérés en incinération, l'aluminium étant oxydé pendant l'incinération, il permet de substituer de l'alumine qui, par transformation subséquente permettra la production d'aluminium. Le fer récupéré depuis les cendres de grille permettant de substituer du minerai de fer à 65%, 1 kg de fer récupéré permettra de substituer 1.5 kg de minerai de fer.

CHAPITRE 6 GÉNÉRATION DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE ET PREMIÈRE OPTIMISATION DANS MARCOT

Les modèles développés dans le cadre de ce mémoire permettant d'adapter la composition des déchets, de prendre en compte son influence dans tout le système et de choisir les co-produits substitués, ce sont donc ces différents aspects qui vont être étudiés dans la génération des résultats.

Dans un premier temps, une comparaison du modèle d'incinération développé avec les résultats disponibles dans la base de données ecoinvent, référence en ACV, a été réalisée et est présentée dans la section 6.1.

Dans un second temps, les résultats issus des modèles d'incinération et de gazéification ont été comparés pour un cas d'étude de base, comme présenté dans la section 6.2.

C'est ensuite l'influence du choix des co-produits substitués qui a été étudiée dans la section 6.4.

L'influence de la composition de la matière sur la performance environnementale a été observée pour deux scénarios affectant le taux de plastiques et le taux de matières organiques dans la matière alimentée au système, comme détaillé dans la section 6.5.

Afin d'alléger la présentation des résultats, le système d'incinération présenté dans les sections 6.1 à 6.5 sera celui utilisant le sous-procédé de dénitrification *SNCR*.

Enfin, les modèles ont été utilisés afin de réaliser un premier cas d'optimisation de l'outil MaRCOT, les résultats sont présentés dans la section 6.6 et portent sur l'incinération avec SNCR ou SCR et la gazéification.

Pour tous ces résultats, l'unité fonctionnelle considérée pour laquelle tous les résultats sont générés est le *traitement de 1 kg de matières résiduelles*.

6.1 Comparaison du modèle d'incinération avec les résultats de la base de données ecoinvent

La base de données ecoinvent étant largement utilisée dans les ACV, une première comparaison des résultats du modèle d'incinération développé dans le cadre de ce projet a été réalisée avec le

procédé suivant dans ecoinvent : « treatment of municipal solid waste | municipal solid waste | Cut-off, S | CA-QC ».

Afin de comparer les deux systèmes, les mêmes co-produits substitués, reportés dans l'Annexe G, ont été choisis et la composition des déchets fournie dans leur base de données a été utilisée.

Les résultats obtenus grâce au modèle d'incinération développé et ceux obtenus dans la base de données ecoinvent pour les 17 catégories de la méthode ReCiPe, normalisés pour chaque catégorie par rapport à l'impact le plus élevé entre les deux systèmes comparés, sont représentés sur la Figure 6.1.

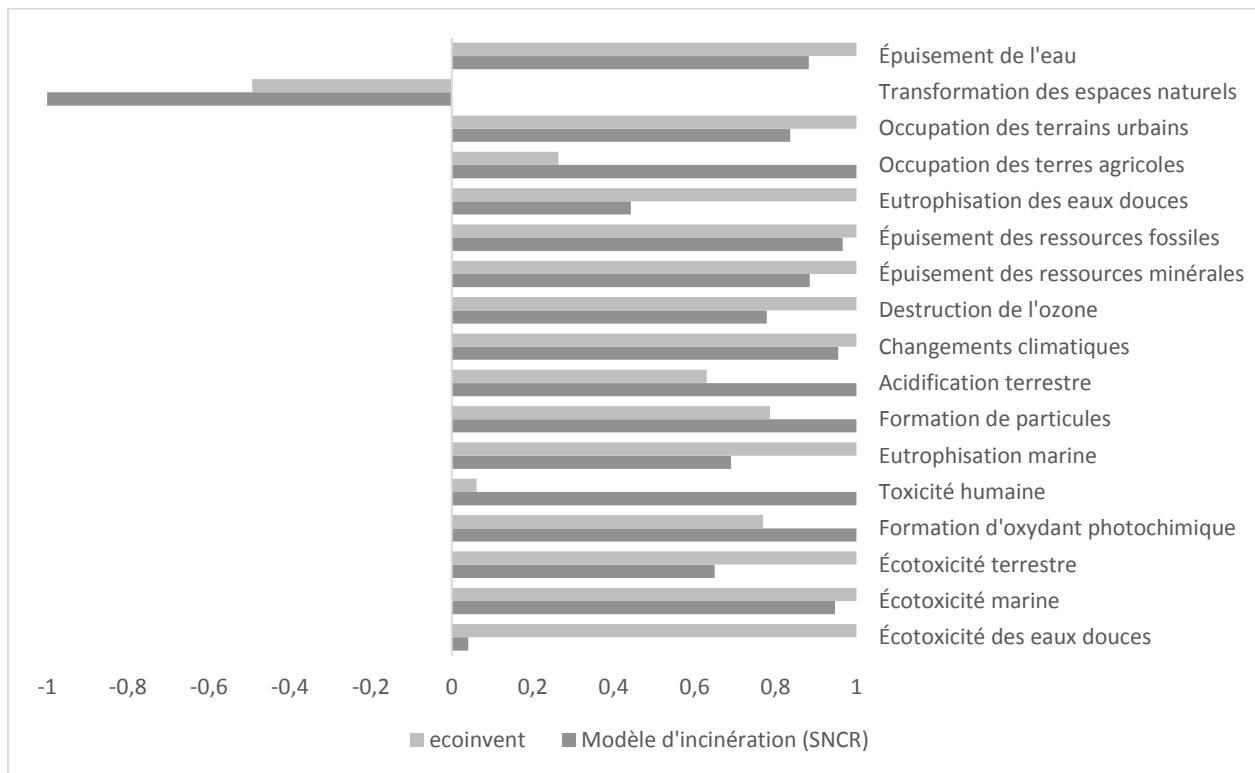


Figure 6.1 Comparaison des impacts potentiels sur les 17 catégories d'impact étudiés du système d'incinération (SNCR) modélisé et de l'incinération dans la base de données ecoinvent, normalisés par rapport à l'impact le plus important entre les deux technologies pour chaque impact

On peut observer que les tendances de résultats des deux modèles sont similaires pour la plupart des catégories, notamment l'épuisement de l'eau, l'occupation des terrains urbains, l'épuisement des ressources fossiles, l'épuisement des ressources minérales, la destruction de l'ozone, les

changements climatiques, l'écotoxicité marine et la formation d'oxydant photochimique. Des impacts plus faibles que ceux issus de la modélisation d'ecoinvent dans le cas de l'écotoxicité des eaux douces et de l'eutrophisation des eaux douces sont dus au nombre plus limité de polluants modélisés dans notre système, notamment à l'absence de phosphate dans notre modélisation des émissions à l'eau.

L'impact potentiel sur la « toxicité humaine » est 16 fois plus élevé dans le modèle développé dans ce projet par rapport à l'impact du système d'ecoinvent. 99% de cet impact est dû aux émissions directes de phosphore du procédé d'incinération, non transformé au long de notre système. En effet, la totalité du phosphore contenu dans les gaz de combustion, après partition dans l'incinérateur entre les différents flux du système, est émis à l'environnement sans transformation tandis que le modèle d'ecoinvent modélise la formation d'un acide fort, H_3PO_4 , presque entièrement transféré vers l'eau lors du lavage acide des gaz.

L'impact sur « l'occupation des terres agricoles », dernier impact substantiellement plus élevé dans notre système que celui d'ecoinvent, est dû à l'enfouissement des résidus dans notre modèle. En effet, plutôt que de considérer une quantité fixe de résidus enfouie dans le procédé, comme c'est le cas dans le modèle d'ecoinvent, la quantité de résidus enfouie est calculée à partir de la quantité de cendres et des intrants et résidus du système de traitement des gaz.

Ainsi, pour l'étude d'un même système, si l'on exclut les catégories d'impact « écotoxicité des eaux douces », « eutrophisation des eaux douces » et « toxicité humaines », les résultats fournis par le modèle développé sont cohérents par rapport aux résultats fournis par ecoinvent.

6.2 Comparaison de l'incinération et de la gazéification

Les résultats issus des modèles d'incinération et de gazéification développés ont été comparés pour un cas de base : la composition des déchets au Québec en 2013. Afin de représenter la réalité énergétique québécoise, la source d'électricité substituée est de l'*hydroélectricité*, la source de chaleur substituée est de la chaleur produite par *combustion de gaz naturel*. Enfin, le fer et l'aluminium récupérés des CG pour l'incinération servent à substituer du *mineraï de fer* et de l'*alumine* respectivement.

La représentation graphique de cette comparaison, normalisée par rapport aux impacts de l'incinération, est présentée sur la Figure 6.2.

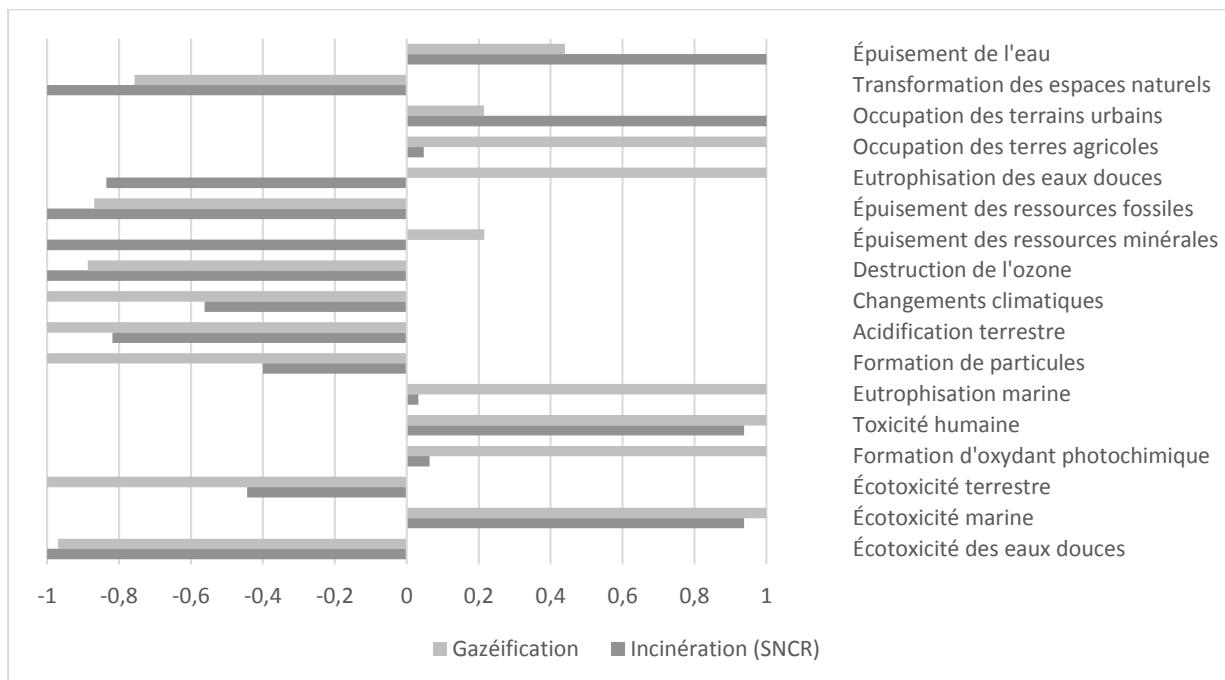


Figure 6.2 Comparaison des impacts potentiels sur les 17 catégories d'impact étudiés des systèmes d'incinération (SNCR) et de gazéification pour le cas de base, normalisés par rapport à l'impact le plus important entre les deux technologies pour chaque impact

On observe premièrement que plus de la moitié des catégories d'impact ont un score négatif, reflétant l'importance de l'impact potentiel évité par la substitution des co-produits pour chacun des deux systèmes. L'utilisation des co-produits générés par les systèmes permettent en effet d'éviter leur production par les sources déterminées précédemment.

Pour ce cas de base, les tendances sont majoritairement les mêmes pour les deux systèmes. Pour les impacts positifs de tendance similaire, les impacts « écotoxicité marine » et « toxicité humaines » du système d'incinération sont inférieurs à ceux de la gazéification alors que la tendance est inversée pour les impacts « occupation des terrains urbains » et « épuisement de l'eau » pour lesquels les impacts potentiels du système de gazéification sont plus faibles. Concernant les impacts négatifs, la substitution des co-produits issus de la gazéification permet un gain environnemental plus important que celle de l'incinération pour quatre catégories : « écotoxicité terrestre », « formation de particules », « acidification terrestre » et « changements

climatiques ». Le système d'incinération, lui, permet un gain environnemental supérieur à la gazéification pour les impacts « destruction de l'ozone », « épuisement des ressources minérales », « épuisement des ressources fossiles », « eutrophisation des eaux douces » et « transformation des espaces naturels ».

Intéressons-nous maintenant aux catégories d'impacts dont les tendances sont inversées pour l'incinération et la gazéification ou pour lesquelles elles sont très éloignées : « épuisement des ressources minérales », « eutrophisation des eaux douces » et « occupation des terres agricoles ». Pour les deux premières catégories, l'impact potentiel évité par l'incinération est principalement dû à la substitution des métaux, et particulièrement de l'aluminium, ainsi qu'à la production de chaleur. Pour ce qui est de la gazéification et de ces deux catégories d'impact, certains réactifs du traitement des gaz utilisés en gazéification en plus grande quantité qu'en incinération ou non utilisés en incinération, comme le H₂SO₄ utilisé dans le traitement des eaux pour la précipitation de l'ammoniac ou bien les oxydes de fer utilisés pour le traitement du H₂S dans les gaz de synthèse, sont responsables de l'impact positif de la gazéification pour ces deux catégories. Enfin, pour l'impact « occupation des terres agricoles », l'électricité requise pour l'opération de l'usine, cinq fois plus élevée en gazéification qu'en incinération, ainsi que l'aluminium substitué par le système d'incinération sont responsables de l'écart entre les deux systèmes pour ces catégories d'impact.

Afin d'identifier les étapes qui influent le plus sur la performance environnementale et de mieux comprendre la sensibilité de chacun des deux systèmes, étudions la contribution des étapes de chaque procédé sur l'impact potentiel du procédé au complet. Un exemple pour une catégorie d'impact, changements climatiques, est présenté dans la section suivante

6.3 Contribution des étapes des procédés à leur impact potentiel sur les changements climatiques

Une étude de contribution a été réalisée pour chaque étape du procédé par rapport au score des catégories d'impact pour le système au complet. Les résultats étant similaires pour toutes les catégories d'impacts, une catégorie seulement sera présentée. Pour la catégorie d'impact « changements climatiques », la contribution de chaque étape du système d'incinération est représentée dans la Figure 6.3.

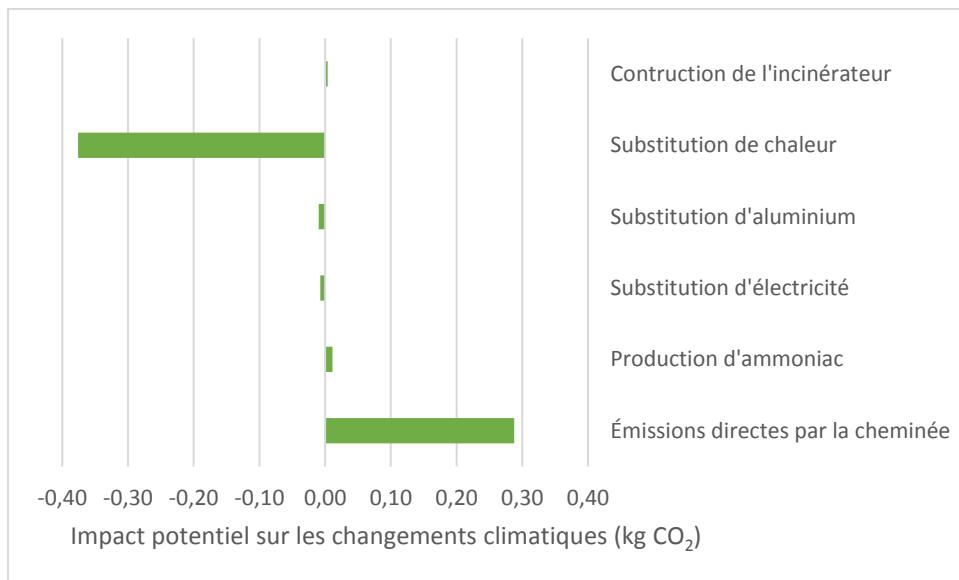


Figure 6.3 Contribution des étapes de l’incinération à l’impact potentiel sur les changements climatiques

La substitution de l’aluminium et de l’électricité produits par l’incinération permet un faible gain environnemental pour les impacts sur les changements climatiques du procédé tandis que la production d’ammoniac et la construction de l’incinérateur ont un impact positif sur cette catégorie d’impact.

En revanche, pour l’incinération, l’impact sur les changements climatiques est majoritairement déterminé par la substitution de chaleur produite à partir de gaz naturel ainsi que les émissions directes à l’environnement. Tandis que les émissions directes des fumées post-traitement vers l’environnement ont un impact positif sur la catégorie d’impact « changements climatiques », l’impact de la substitution du gaz naturel est négatif, illustrant la substitution de la production primaire d’énergie et l’évitement de leurs émissions.

Pour la gazéification, les mêmes résultats ont été observés : la substitution de la chaleur produite contribue à une réduction des impacts du système, venant équilibrer l’impact des émissions directes émises par la cheminée.

Puisque les flux énergétiques substituées dépendent du contexte local et de l’évolution des marchés d’énergie, étudions l’influence de la modification du choix de la source d’énergie substituée.

6.4 Influence de la source d'énergie substituée

Différentes sources d'énergie substituées et leur influence sur les impacts potentiels des procédés ont été étudiées, pour l'électricité et pour la chaleur.

6.4.1 Électricité

Le choix de la “technologie marginale” substituée par une coproduction d'électricité constitue une étape délicate et controversée d'une analyse de cycle de vie (Mathiesen, Münster, & Fruergaard, 2009). L'électricité substituée par défaut par le modèle est de l'hydroélectricité, représentative de la réalité énergétique locale au Québec, où la quasi-totalité des augmentations historiques de consommation ont mené à l'expansion de la production d'hydroélectricité.

Si on élargit le champ d'étude et on explore d'autres contextes technologiques possibles, une source d'électricité alternative peut alors être la biomasse en raison de l'abondance de ressources forestières au Canada, et plus particulièrement du bois. Une troisième alternative étudiée est le mix électrique ontarien, représentatif d'une autre réalité énergétique canadienne, reposant sur des hydrocarbures telles que le gaz naturel. L'influence du choix de ces trois sources d'électricité comme « technologie marginale » sur les impacts potentiels du procédé d'incinération est présentée sur la Figure 6.4 pour deux catégories d'impact.

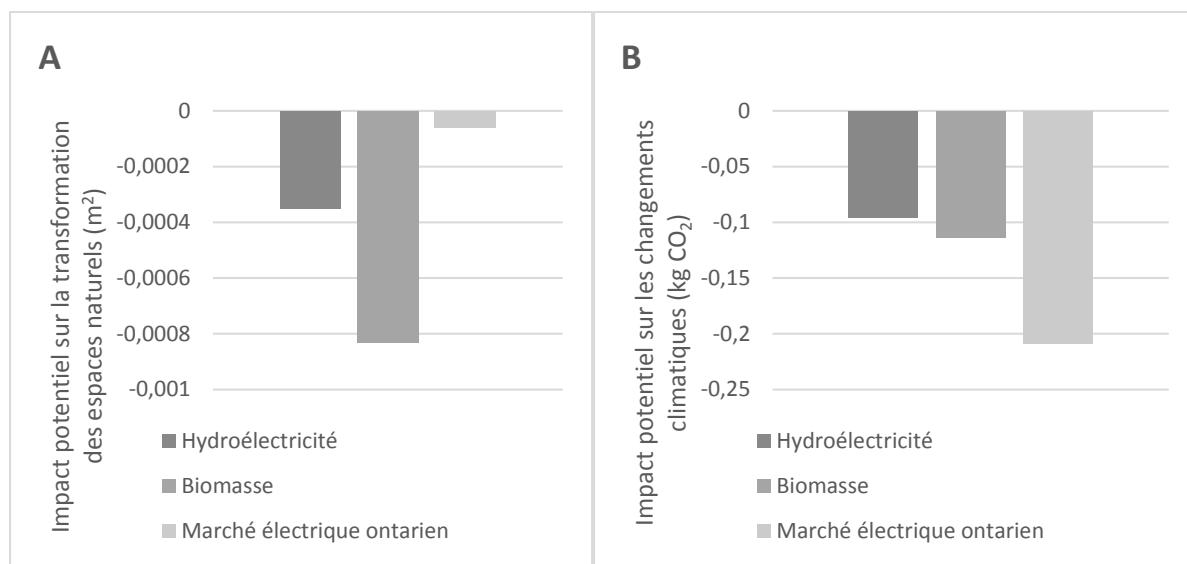


Figure 6.4 Impact potentiel de l’incinération sur la transformation des espaces naturels (A) et sur les changements climatiques (B) en fonction de la technologie marginale substituée pour la production d’électricité

On observe qu’en comparaison avec l’hydroélectricité, l’impact potentiel sur la « transformation des terres naturelles » de l’incinération diminuerait si la technologie marginale choisie était la production d’électricité à partir de biomasse. Ainsi, cela démontre l’impact potentiel plus important de cette technologie sur les terres naturelles. En revanche, si le choix portait sur le mix électrique ontarien, les bénéfices de la substitution seraient moindres que pour le cas de base pour cette catégorie d’impact, signifiant que l’impact potentiel du mix électrique ontarien sur la « transformation des terres naturelles » est inférieur à ceux de l’hydroélectricité et de la biomasse pour la production d’électricité.

Pour ce qui est de la catégorie « changements climatiques », l’impact potentiel du procédé d’incinération diminue avec la substitution de l’électricité produite à partir de biomasse. Le gain environnemental le plus élevé pour cette catégorie d’impact est la substitution du mix électrique de l’Ontario, permettant d’éviter deux fois plus d’émissions de CO_{2e} par rapport à la substitution d’hydroélectricité.

On peut alors observer que le choix de la technologie marginale substituée par coproduction d’électricité a une importance pour la quantification des impacts du procédé d’incinération et, de façon similaire, pour la quantification des impacts du procédé de gazéification.

La même étude a été effectuée concernant le choix de la “technologie marginale” substituée par une coproduction de chaleur.

6.4.2 Chaleur

Pour le choix de la “technologie marginale” substituée par une coproduction de chaleur de l’incinération ou de la gazéification de déchets, deux systèmes ont été comparés : la production de chaleur à partir de gaz naturel et la production de chaleur à partir d’autres sources que du gaz naturel (constituées de 60% de fioul lourd, 18% de charbon, 18% de bois et 3% de fioul léger). La comparaison de l’impact potentiel du procédé d’incinération pour 2 catégories d’impact, « destruction de l’ozone » et « eutrophisation marine », en fonction de la source de chaleur substituée, est représentée sur la Figure 6.5.

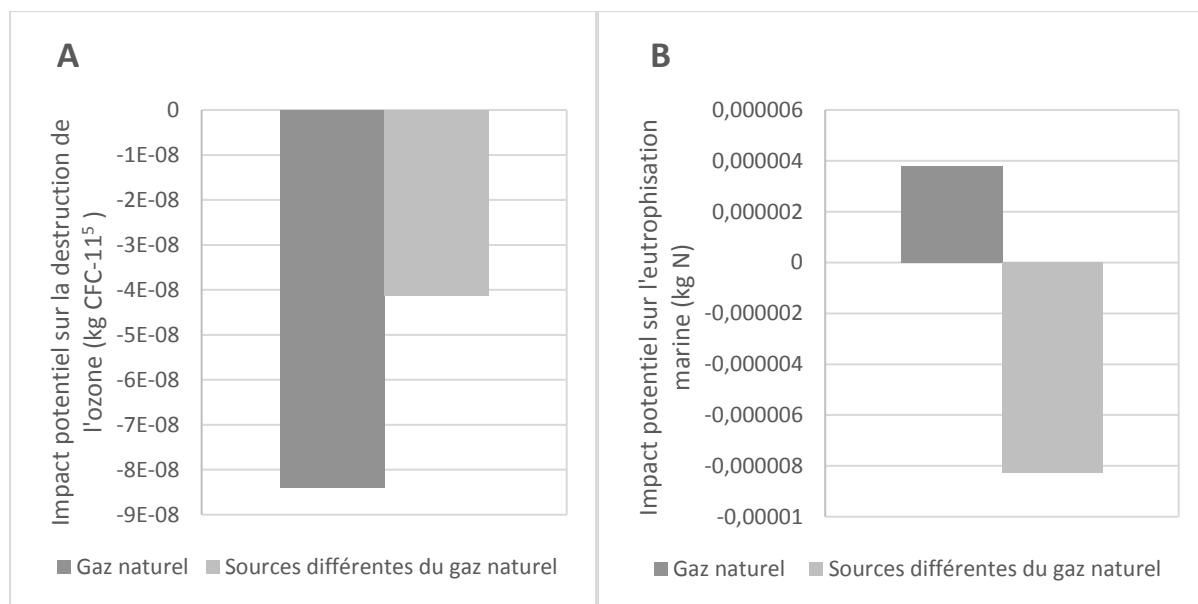


Figure 6.5 Impact potentiel sur la destruction de l’ozone (A) et sur l’eutrophisation marine (B) en fonction de la technologie marginale substituée pour la production de chaleur

Dans le cas de l’impact « destruction de l’ozone », le choix de sources différentes du gaz naturel permettrait un gain environnemental plus faible que le choix du gaz naturel pour la technologie marginale de production de chaleur. En revanche, la substitution de la production à partir de sources différentes du gaz naturel aurait comme conséquence d’éviter des impacts potentiels sur l’eutrophication marine et de diminuer l’impact du système d’incinération par un facteur trois.

En fonction de la source de chaleur substituée et de son impact sur l'environnement, sa substitution par de la chaleur fournie par notre système modifiera l'impact potentiel de notre système de valorisation énergétique.

Étudions maintenant l'influence de la composition de la matière alimentée sur la performance environnementale de l'incinération et de la gazéification.

6.5 Influence de la matière alimentée au procédé

Afin de mettre en application la sensibilité à l'intrant développée au sein des modèles d'incinération et de gazéification, une comparaison de ces deux technologies va être réalisée pour deux cas d'études et pour deux catégories d'impact : les impacts sur les « changements climatiques » et les impacts sur la « formation d'oxydant photochimique ».

Les politiques de gestion de matières résiduelles évoluant dans le temps, certaines matières sont visées par des objectifs de récupération. Il peut s'agir notamment des matières organiques (MO), pour lesquelles l'objectif est la collecte à la source afin de diminuer la quantité de matières enfouies, ou bien les plastiques, visés par une seconde collecte à la source, celle des matières recyclables. À l'issu du recyclage, une proportion de rejets est générée. Ces rejets peuvent être destinés à la valorisation énergétique en guise d'élimination.

Les cas de base étudiés consisteront en la diminution de la proportion de matières organiques dans la matière ou bien l'augmentation de la proportion de plastiques, pour une même quantité de déchets traitée.

6.5.1 Influence de la proportion de plastiques

La proportion de plastiques dans la matière dans le cas de base étant de 7%, la proportion de plastiques dans l'étude a été testée d'une proportion de 0%, cas où tout le plastique serait recyclé en amont et où les matières résiduelles municipales seraient éliminées par incinération, à une proportion de 60% cas où la valorisation énergétique pourrait être une méthode de gestion des rejets de centre de tri. La quantité de déchets traités étant la même à travers toute l'étude, les catégories de matière non visées par les études de cas sont ajustées pour garder la même proportion parmi les catégories de matière non visées. Les co-produits considérés sont ceux du cas de base.

La comparaison des deux technologies en faisant varier la proportion de plastiques dans la matière alimentée pour l'impact sur les changements climatiques est représentée dans la Figure 6.6.

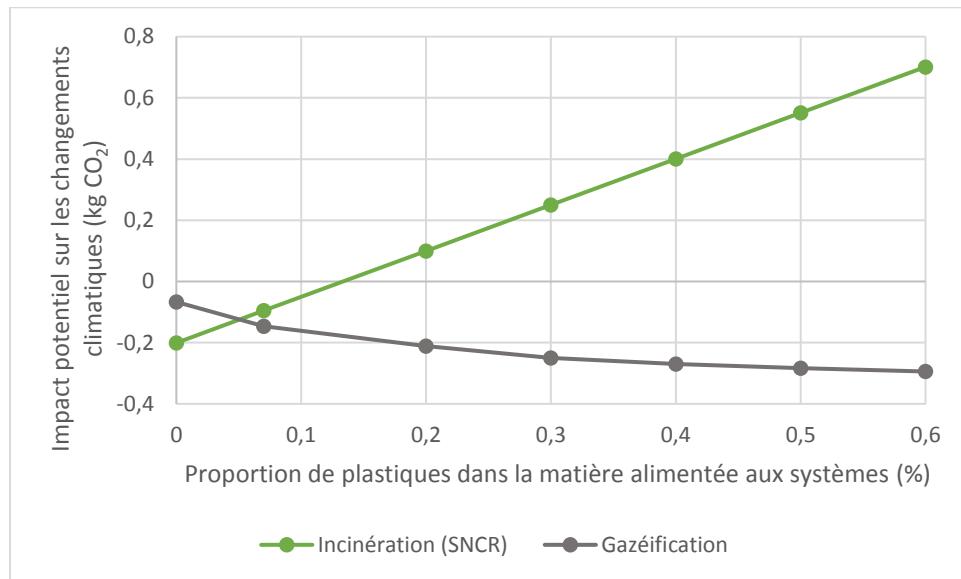


Figure 6.6 Évolution de l'impact potentiel sur les changements climatiques de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour une proportion de plastiques inférieure à 5%, les impacts potentiels sur les changements climatiques du système d'incinération sont plus faibles que ceux de la gazéification. Pour une proportion de plastiques inférieure à 12%, les impacts potentiels pour les deux technologies sont négatifs, reflétant de la substitution qui a lieu en arrière-plan avec les différents co-produits. En revanche, on observe que l'évolution de l'impact potentiel des deux technologies sur le même impact pour le même cas d'étude varie significativement. Tandis que l'impact potentiel augmente d'un facteur 4.5 pour l'incinération quand la proportion de plastiques augmente de 0 à 60%, celui pour la gazéification diminue d'un facteur 3.4 pour ces mêmes proportions.

L'étape la plus contributrice à l'impact des changements climatiques dans les deux systèmes est la cheminée, et particulièrement les émissions directes de CO₂ fossile. En arrière-plan, le procédé substitué permettant d'éviter une certaine proportion de l'impact est la substitution de chaleur produite à partir de gaz naturel. Afin d'illustrer ces deux contributions, l'évolution de la production

d'énergie et des émissions directes de CO₂ fossile, rapportées à une unité énergétique, en fonction de la variation de la proportion de plastiques dans la matière est représentée sur la Figure 6.7.

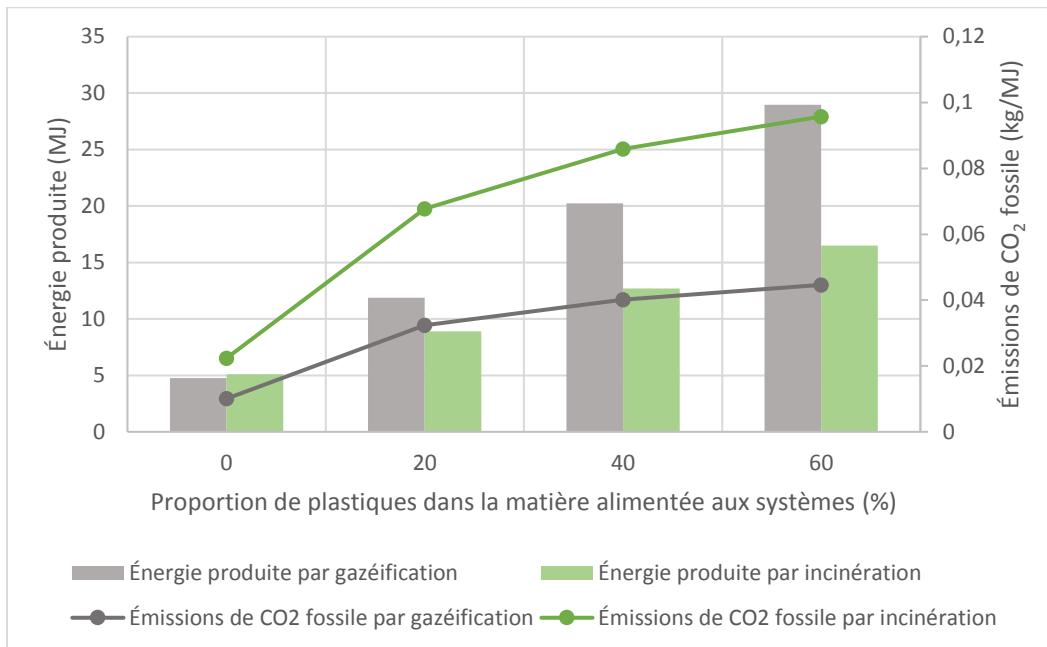


Figure 6.7 Évolution de l'énergie produite et des émissions de CO₂ fossile par incinération (SNCR) ou gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour les deux technologies, on observe une augmentation des émissions directes de CO₂ fossile avec la quantité de plastiques. Le contenu en carbone fossile des plastiques étant de 70%, c'est la catégorie la plus riche en carbone parmi celles étudiées. Une augmentation de la proportion de carbone fossile dans la matière alimentée avec la proportion de plastiques est donc responsable de l'augmentation des émissions de CO₂ fossile.

En revanche, la production d'énergie augmente considérablement avec la proportion de plastiques, d'un facteur 3 pour l'incinération et d'un facteur 6 pour la gazéification quand la proportion de plastiques évolue entre 0 et 60%. En effet, l'augmentation de la proportion de carbone ainsi que la diminution du taux d'humidité de la matière permettent une plus grande production de CO dans la gazéification, et une augmentation du PCI du gaz de synthèse qui, pendant la combustion des gaz de synthèse, permettra une plus grande production d'énergie.

La différence marquée dans l'impact potentiel sur les changements climatiques observée sur la Figure 6.6 est alors due à la différence d'efficacité globale des deux systèmes dans la production d'énergie.

Pour la même variation de proportion de plastiques dans la matière, l'évolution de l'impact potentiel sur « formation d'oxydant photochimique » pour les deux technologies est représentée sur la Figure 6.8.

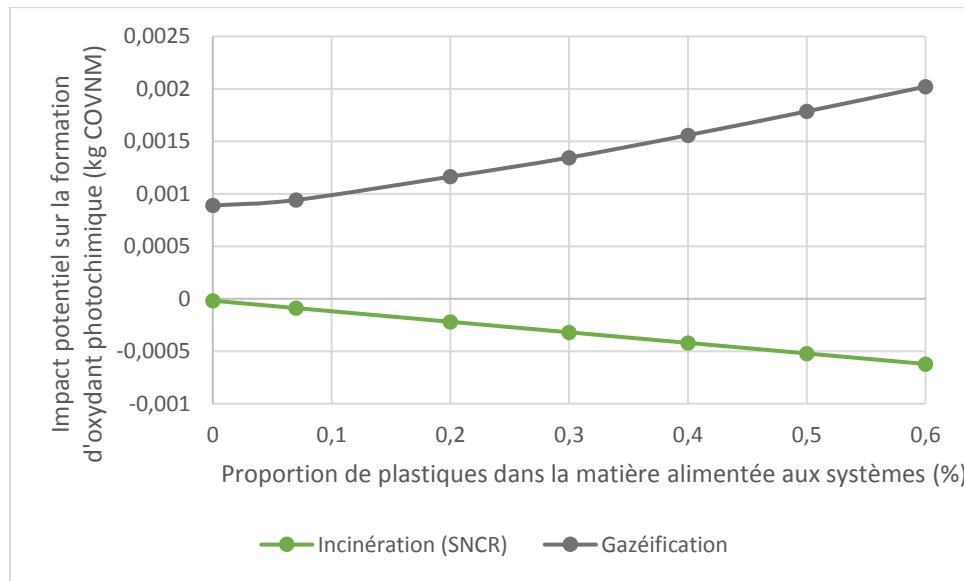


Figure 6.8 Évolution de l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique par incinération (SNCR) et gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour cette catégorie d'impacts, on observe une tendance inversée par rapport au cas précédent. En effet, pour le cas de base à 7% de contenu en plastiques, l'impact potentiel pour la gazéification est 15 fois plus élevé que celui pour l'incinération. L'impact potentiel sur « formation d'oxydant photochimique » augmente pour la gazéification avec la proportion de plastiques tandis qu'il diminue pour l'incinération.

La contribution des principales émissions responsables de cet impact potentiel, les NO_x, ainsi que la contribution de la substitution des co-produits sont représentées sur la Figure 6.9 pour l'incinération (SNCR).

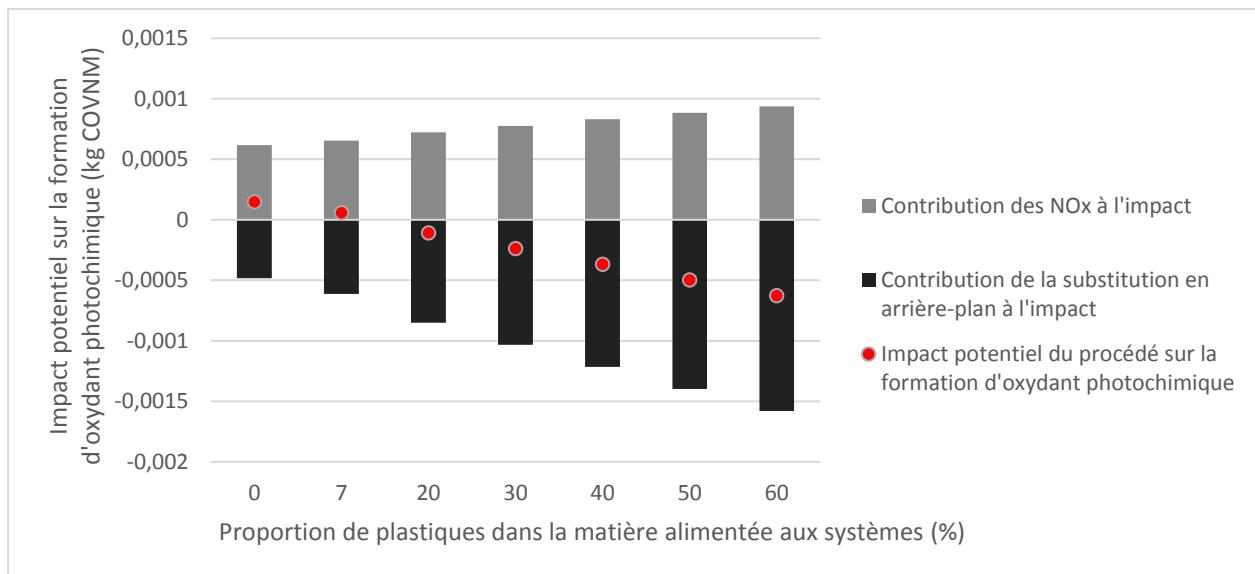


Figure 6.9 Contribution des émissions de NO_x et des émissions substituées en arrière plan à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique (excluant les émissions de CO) et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique (incluant les émissions de CO) pour l'incinération (SNCR) en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour cette catégorie d'impact, ce sont les NO_x qui sont les plus grands contributeurs parmi les émissions directes du procédé tandis que les impacts évités sont dus à la substitution de gaz naturel et d'alumine.

Avec l'augmentation de la proportion de plastiques, on observe une augmentation des émissions de NO_x d'un facteur 1.5 entre le cas de base et la proportion maximale de 60% de plastiques. Enfin, les impacts évités liés à la substitution augmentent d'un facteur 2.5 pour ces mêmes différences de composition. La substitution des co-produits est donc responsable de l'impact potentiel faible de l'incinération pour cette catégorie d'impact.

La contribution des émissions directes de la gazéification et les impacts évités par substitution sont également représentés sur la Figure 6.10.

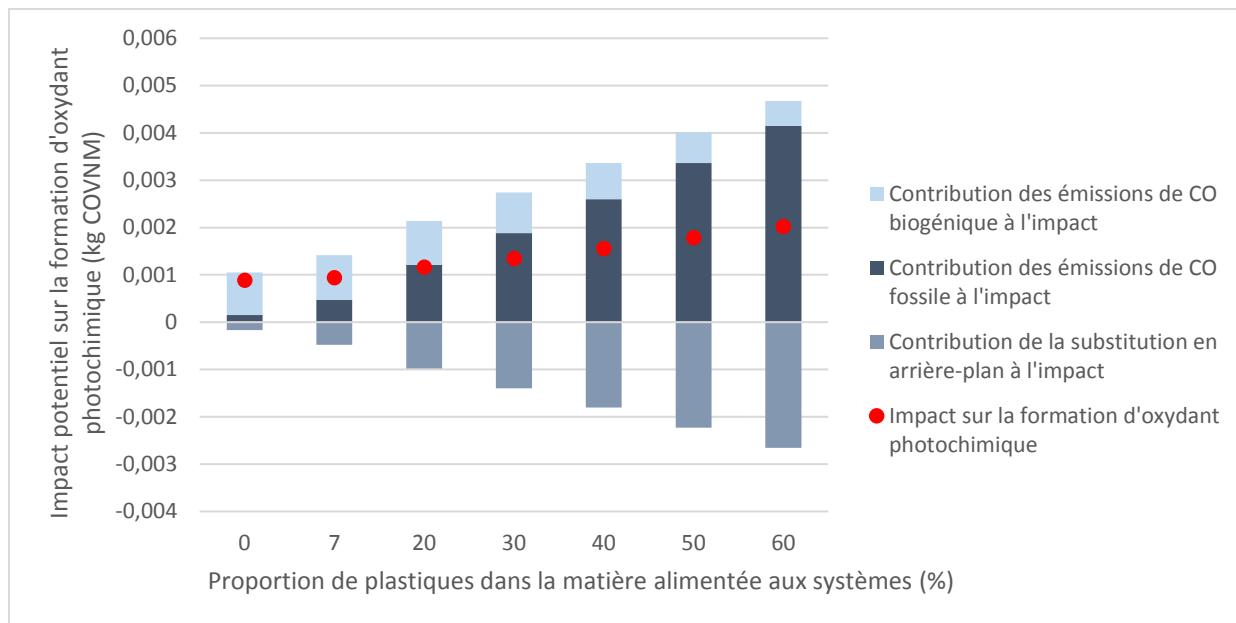


Figure 6.10 Contribution des émissions de CO biogénique et fossile et des émissions substituées en arrière plan à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour la gazéification en fonction de la proportion de plastiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour la gazéification, c'est majoritairement le CO qui est responsable de l'impact potentiel pour cette catégorie d'impact. En effet, contrairement à l'incinération pour laquelle le CO est une émission spécifique au procédé, fixe par rapport à la quantité de matière traitée et non à sa composition, la production de CO augmente avec le taux de plastiques en gazéification. L'efficacité de combustion du gaz de synthèse étant fixe pour tous les cas d'études, la quantité de CO non oxydée et émise par la cheminée augmente avec le taux de carbone de la matière entrante. Bien que les impacts évités dus à la substitution augmentent avec la proportion de plastiques, puisque la production d'énergie augmente également, ces impacts évités ne suffisent pas à compenser les impacts potentiels positifs des émissions de CO. C'est donc en raison de cette émission que l'impact potentiel sur la « formation d'oxydant photochimique » augmente avec la quantité de plastiques.

6.5.2 Influence de la proportion de MO

Pour ce deuxième cas d'études sur la proportion de matières organiques dans la matière traitée, c'est une diminution de la quantité de matières organiques qui a été étudiée. En effet, avec l'augmentation de la collecte à la source, la quantité de matières organiques éliminée, et donc sa proportion dans la matière éliminée, est vouée à diminuer. La proportion du cas de base étant de 57% de matières organiques, c'est une proportion comprise entre 57% et 0% de matières organiques qui a été étudiée.

Les impacts potentiels sur la catégorie « changements climatiques » pour les deux technologies en fonction de la proportion de matières organiques sont représentés sur la Figure 6.11.

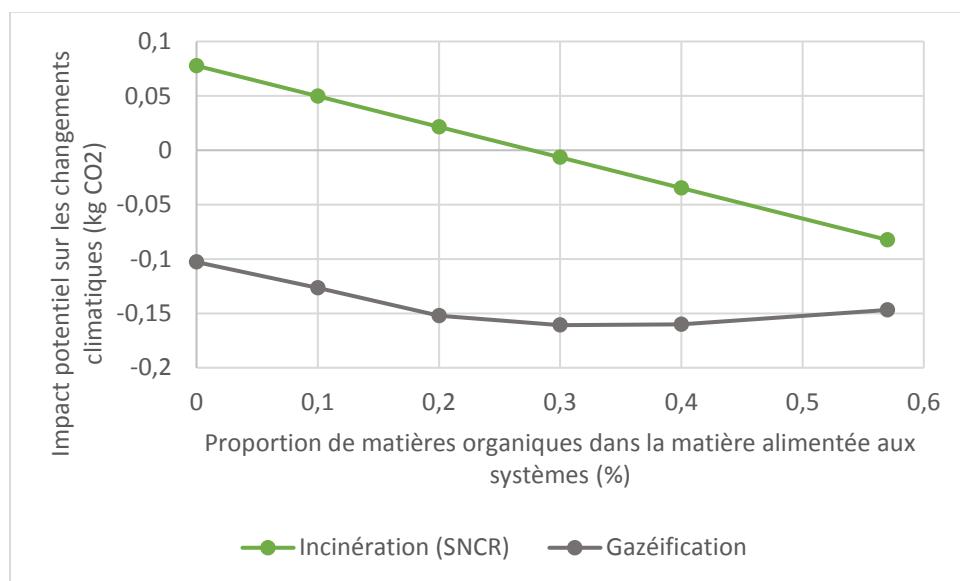


Figure 6.11 Évolution de l'impact potentiel sur les changements climatiques de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour cette catégorie de matière, la gazéification compte moins d'impacts que l'incinération, elle permet d'éviter plus d'impacts par substitution. Avec la diminution de la proportion de matières organiques, on observe une tendance d'augmentation de l'impact potentiel pour les deux technologies. Afin d'expliquer cette tendance, l'évolution de la production d'énergie et des émissions directes de CO₂ fossile en fonction de la proportion de matières organiques a été étudiée.

Sur la Figure 6.12 sont représentées l'évolution de la production d'énergie et les émissions directes de CO₂ fossile normalisées par rapport à une unité d'énergie produite pour les deux technologies.

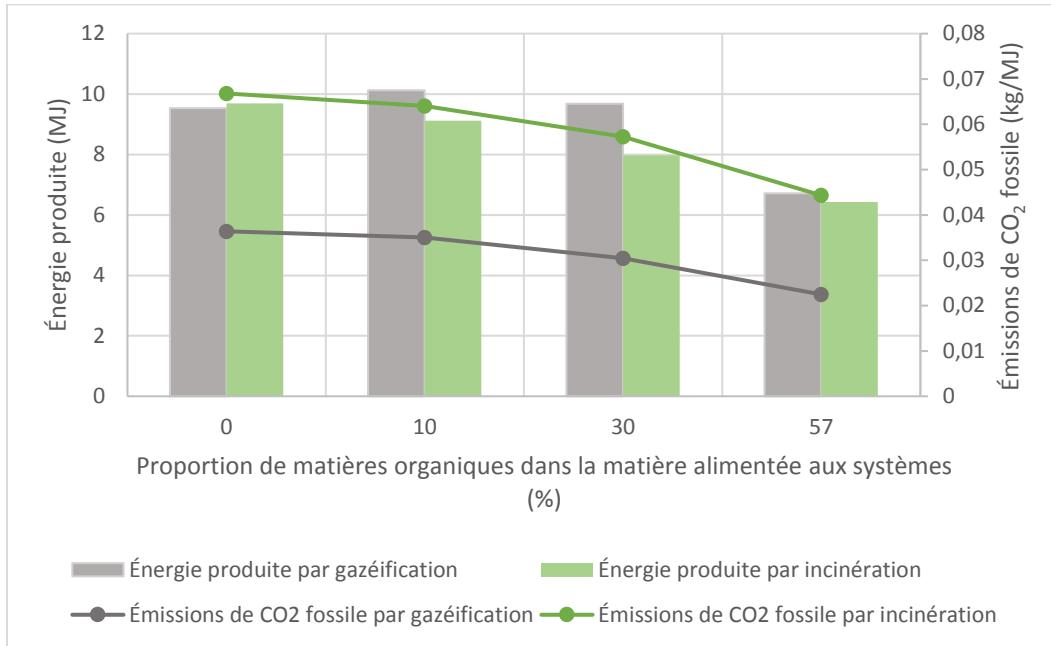


Figure 6.12 Évolution de la production d'énergie et des émissions de CO₂ fossile par incinération (SNCR) et gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes

La diminution de la proportion de matières organiques dans la matière permet une production plus importante d'énergie pour les deux technologies. Les émissions de CO₂ fossile augmentent avec la diminution de matière organique, en raison de la diminution du taux d'humidité et de l'augmentation de la proportion de carbone fossile. Tandis que l'évolution de la quantité d'énergie produite en fonction de la proportion de matières organiques est linéaire pour l'incinération, on observe une augmentation de cette quantité pour des proportions de 30% et 10% de matières organiques puis une légère diminution pour une absence de ces matières. C'est la même tendance que celle observée dans la Figure 6.11 pour la gazéification. Ainsi, l'augmentation plus importante de l'énergie produite pour une évolution de composition entre 57 et 30% par rapport aux émissions de CO₂ fossile explique la diminution de l'impact potentiel pour la gazéification entre ces deux proportions. En revanche, passé 30% de matières organiques, l'évolution de la production

d'énergie est faible pour la gazéification et les émissions de CO₂ fossile augmentent, ce qui explique l'augmentation de l'impact potentiel pour des proportions comprises entre 30 et 0%.

Pour l'incinération, on observe que les émissions de CO₂ fossile par unité d'énergie produite augmentent de façon plus importante que pour la gazéification, permettant d'expliquer l'augmentation de l'impact potentiel avec la diminution de la proportion de matières organiques.

Les impacts potentiels étant négatifs pour les 2 technologies et pour toutes les proportions de matières organiques étudiées ici, pour la catégorie d'impact « changements climatiques », c'est la gazéification qui est la plus performante, permettant une substitution de ses co-produits plus efficace d'un point de vue environnemental.

Pour la même variation de proportion de matières organiques dans la matière, l'évolution de l'impact potentiel sur la « formation d'oxydant photochimique » pour les deux technologies est représenté sur la Figure 6.13.

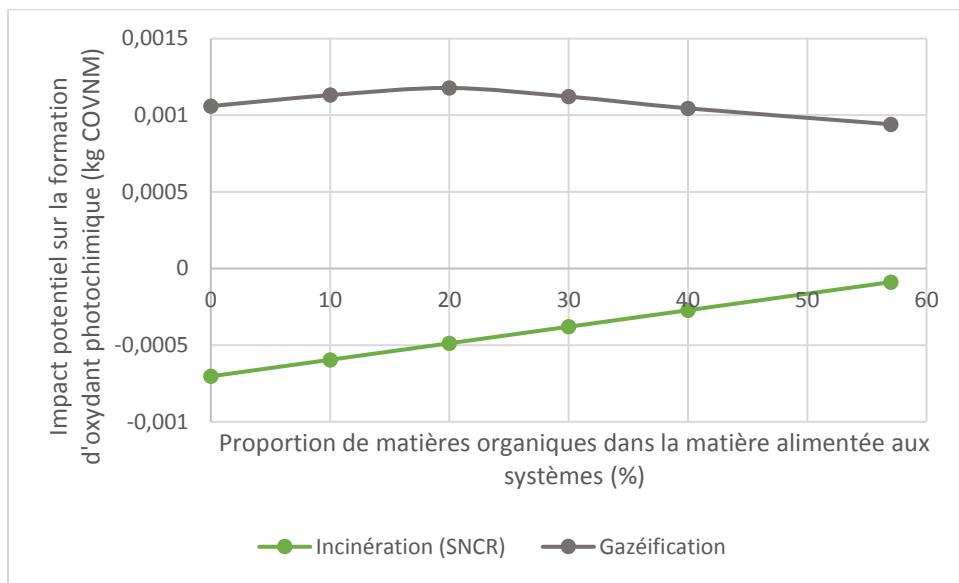


Figure 6.13 Évolution de l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique de l'incinération (SNCR) et de la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour cette catégorie d'impact, de la même façon que pour le cas d'études sur le plastique présenté précédemment, l'impact potentiel de la gazéification est supérieur à celui de l'incinération. Pour la gazéification, l'évolution de l'impact potentiel est faible en fonction de la proportion de matières

organiques dans la matière. En revanche, pour l'incinération, la diminution de la proportion de ces matières permet une diminution de l'impact potentiel, y compris une meilleure substitution d'un point de vue environnemental puisque l'impact potentiel est négatif pour des proportions de matières organiques inférieures à 47%.

La contribution des émissions directes et de la substitution de gaz naturel pour cette catégorie d'impact pour la gazéification est représentée sur la Figure 6.14.

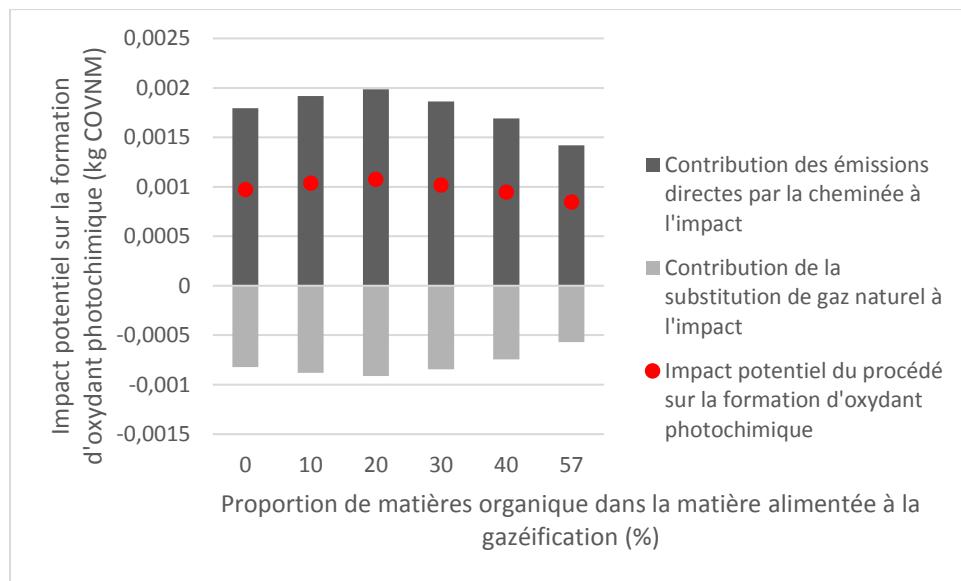


Figure 6.14 Contribution des émissions directes et de la substitution de gaz naturel à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour la gazéification en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour ce qui est des émissions directes, rassemblées dans le procédé « cheminée » sur la Figure 6.14, les émissions contribuant à l'impact « formation d'oxydant photochimique » diminuent avec la diminution de la proportion de la matières organiques tandis que la substitution de gaz naturel augmente entre 57% et 20% de matières organiques puis diminue légèrement pour des proportions comprises entre 20 et 0% de ces matières, représentant la même tendance de production d'énergie qu'observée précédemment pour l'impact sur les changements climatiques. À nouveau, c'est l'évolution de la production d'énergie en fonction de la proportion de matières organiques qui est responsable de la forme de la courbe de la Figure 6.13, non linéaire.

Pour l'incinération, la contribution des émissions directes et de la substitution à cette catégorie d'impact est représentée sur la Figure 6.15.

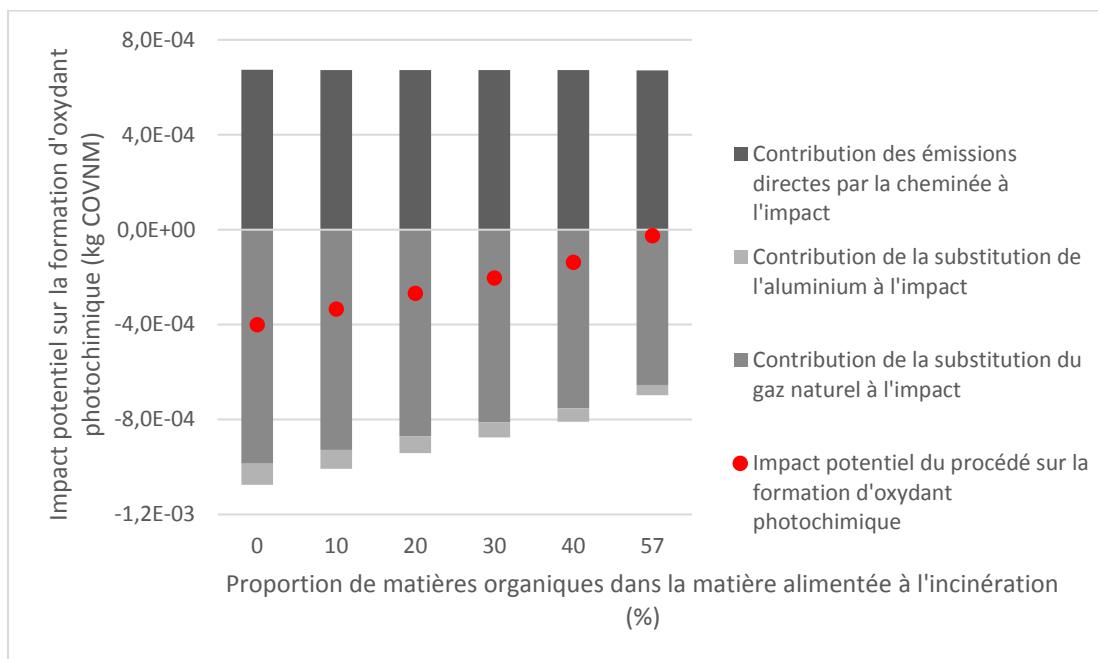


Figure 6.15 Contribution des émissions directes et de la substitution de l'aluminium et du gaz naturel à l'impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique et impact potentiel sur la formation d'oxydant photochimique pour l'incinération en fonction de la proportion de matières organiques dans la matière alimentée aux systèmes

Pour l'incinération, les émissions directes contribuant à l'impact « formation d'oxydant photochimique » n'évoluent pas significativement selon la proportion de matières organiques. En revanche, la diminution de la proportion de ces matières dans la matière alimentée aux systèmes permet une substitution plus performante d'un point de vue environnemental pour cette catégorie d'impact. En effet, la diminution de la proportion de matières organiques induit une augmentation des autres catégories de matière pour une même quantité totale de matière traitée, dont les métaux, permettant alors de récupérer plus d'aluminium à partir des cendres de grille.

De plus, la production d'énergie du procédé d'incinération augmente avec la diminution de la proportion de matières organiques, comme observable plus tôt sur la Figure 6.12. L'augmentation de la production de ces co-produits, et la non-sensibilité des émissions contribuant à la catégorie

d'impact « formation d'oxydant photochimique » par rapport à la proportion de matières organiques, induisent une diminution de l'impact potentiel « formation d'oxydant photochimique » avec la proportion de matières organiques dans la matière alimentée au système.

Pour cette catégorie d'impact, et pour tous les scénarios étudiant la proportion de matières organiques, c'est l'incinération qui a l'impact potentiel le plus faible, permettant une substitution plus efficace d'un point de vue environnemental.

6.6 Première application du cadre MaRCOT pour l'optimisation du système de valorisation énergétique

Le développement des modèles d'incinération et de gazéification dans le cadre des outils de la CRVMR permet leur utilisation au sein de l'outil MaRCOT et permet la réalisation d'une première optimisation.

L'optimisation est effectuée à plusieurs niveaux : au sein même des technologies, quand deux procédés existent afin de remplir la même fonction, et entre les technologies de valorisation énergétique.

Dans chacun des deux modèles développés, un seul choix doit être réalisé : au sein du système de gazéification, il s'agit de l'étape de combustion des gaz de synthèse, pouvant être réalisée dans une turbine à gaz ou une chaudière tandis qu'au sein de l'incinération il s'agit du procédé de dénitrification, catalytique (SCR) ou non catalytique (SNCR). Le choix entre ces procédés sera alors présenté dans les sections 6.6.1 et 6.6.2 respectivement.

Enfin, le premier cas d'étude de l'optimisation au sein de l'outil MaRCOT avec comme objectif la minimisation de l'impact sur les changements climatiques de la valorisation énergétique, sera ensuite présenté dans la section 6.6.3.

6.6.1 Choix entre la turbine à gaz et la chaudière dans le système de gazéification

Tel que décrit dans la section 4.1.2.2.2, la combustion du gaz de synthèse modélisée dans le système de la gazéification dépend de la composition du gaz de synthèse. En effet, si le gaz de

synthèse respecte les conditions de pureté recensées dans le Tableau 4.2 dans la section 4.1.2.2.2, alors la turbine à gaz sera sélectionnée automatiquement par le modèle de gazéification et permettra la production d'électricité avec une plus grande efficacité. Si les conditions de pureté ne sont pas respectées, la combustion du gaz de synthèse aura lieu dans la chaudière et l'énergie sera transmise à de l'eau qui alimentera un cycle à vapeur, permettant la production de chaleur et électricité à moindre efficacité.

Quelles que soient les proportions de plastiques et matières organiques dans la matière alimentée à la gazéification, la turbine à gaz n'a jamais été sélectionnée, démontrant une quantité de polluants trop élevée dans le gaz de synthèse, notamment en ce qui concerne le NH₃.

6.6.2 Choix entre SCR et SNCR pour la dénitrification des gaz en incinération

Un choix technologique réside également au sein du système d'incinération entre deux systèmes de dénitrification : un procédé catalytique ou non catalytique.

Le procédé catalytique a été choisi par l'optimiseur, tel qu'attendu, dans tous les cas modélisés. En effet, l'intrant en catalyseur n'ayant pas été modélisé, le procédé SNCR et le procédé SCR présentent les mêmes intrants pour l'épuration des gaz : du gaz naturel pour chauffer les gaz ainsi que de l'ammoniac pour la réduction des NO_x. Or, le procédé de SCR étant catalytique, il est par définition plus efficace que son homologue SNCR et sa consommation d'ammoniac est plus faible, tout en consommant moins de gaz naturel puisque la réduction est effectuée à plus faible température.

6.6.3 Choix technologique entre l'incinération et la gazéification

Le développement des modèles dans le cadre des outils de la CRVMR permet leur utilisation au sein de l'outil MaRCOT et la réalisation d'une première optimisation au sein d'un système de traitement de matières résiduelles.

Premier cas d'étude de cet outil, l'optimisation a été réalisée avec comme objectif de minimiser l'impact sur les changements climatiques, soit les émissions de CO_{2eq}, de la valorisation énergétique. Le choix technologique à effectuer est entre l'incinération avec dénitrification par SNCR, l'incinération avec dénitrification par SCR et la gazéification.

L'optimisation a été réalisée pour deux cas d'étude correspondant à deux compositions de déchets alimentées aux systèmes : le cas de base et un cas sans matières plastiques. Les résultats obtenus quant aux émissions de CO_{2eq} ainsi que le système retenu par l'optimiseur sont reportés dans le Tableau 6.1 pour les trois cas d'études

Tableau 6.1 Impact potentiel sur les changements climatiques (kg CO₂) pour l'incinération, avec SNCR ou SCR, et la gazéification en fonction de la composition de la matière alimentée aux systèmes (la technologie optimale est surlignée en vert pour chacun des cas)

Cas d'étude \ Technologie	Incinération (SNCR)	Incinération (SCR)	Gazéification
Cas de base	-0,082	-0,086	-0,147
Sans plastiques	-0,176	-0,179	-0,067

On peut observer que selon le cas d'étude, la technologie choisie par l'optimiseur change, en fonction des résultats que les modèles fournissent et leur évolution avec la sensibilité de la matière.

Ainsi, selon les cas d'études, les contraintes ainsi que l'objectif choisi, la réponse fournie par l'outil MaRCOT évoluera également.

CHAPITRE 7 DISCUSSION ET CONCLUSIONS

7.1 Limites de l'étude

Les résultats obtenus dans le Chapitre 6 à partir des modèles présentés dans le Chapitre 5 sont soumis à certaines limites.

Premièrement, certaines émissions issues des technologies de valorisation énergétique ne sont pas prises en compte dans les modèles développés. La formation de composés chimiques complexes tels que les composés organiques volatils (COV) n'est pas considérée pour ce qui concerne les émissions à l'air et certaines émissions à l'eau sont également manquantes, celles des ions phosphate notamment puisque le phosphore contenu initialement dans la matière est transféré vers les gaz n'est pas transformé dans les modèles et est entièrement émis vers l'air. De plus, tel que cela avait été détaillé dans la section 4.2.1.2, une émission dont le rôle est controversé en incinération, les PCDD/Fs, aurait pu être plus amplement décrite en fonction de la composition en chlore de la matière entrant dans le système mais n'a pas été implémentée dans cette modélisation par manque de temps.

En ce qui concerne les hypothèses posées et exclusion d'émissions, les PCDD/Fs n'ont pas une contribution significative aux différents impacts de l'incinération. Les COV sont par ailleurs considérés comme spécifiques au procédé et non au produit en incinération, traduisant une non-sensibilité à l'intrant. En raison de leur exclusion des modèles, l'impact potentiel est donc réduit pour certaines catégories mais la composition de la matière étudiée ne viendrait pas influencer ces émissions dans les différentes études de cas. Il serait en revanche pertinent d'étudier la différenciation de ces émissions entre les technologies d'incinération et de gazéification afin d'apporter une spécification supplémentaire dans la comparaison de leur performance environnementale.

La modélisation des sous-procédés, permettant d'apporter plus de spécificité à l'intrant, a été réalisée selon quelques hypothèses, et notamment l'exclusion de certains intrants du système. Ceci concerne principalement les flux d'eau entrants ainsi que le catalyseur du sous-procédé SCR. En effet, dans le contexte québécois où les ressources en eau sont abondantes, la modélisation de cet intrant n'a pas été considérée comme une priorité. Le manque de données concernant la quantification du catalyseur et les paramètres desquels cette quantification dépend est responsable

de l'absence de modélisation de cet intrant dans l'étape de SCR. Les conséquences de l'exclusion de ces deux flux dans la modélisation sont alors une sous-évaluation des impacts potentiels pour certaines catégories d'impact. Dans le contexte du développement d'un outil modulaire et adaptable, ceci limite l'adaptabilité au-delà du contexte québécois, notamment si le modèle venait à être utilisé dans un contexte où les ressources en eau sont limitées.

L'adaptation de la méthodologie utilisée pour l'incinération à la gazéification a également apporté quelques limites, notamment avec l'utilisation des coefficients de transfert spécifiques à l'incinération pour la gazéification. En effet, la première partition des flux lors de la conversion primaire en gazéification, avant le calcul de la phase gazeuse spécifique à cette technologie, est réalisée à partir de données développées pour l'incinération, faute de données suffisantes pour la gazéification. Ceci affecte alors la composition du gaz de synthèse post-conversion et donc la quantité de polluants émis après la séquence du traitement des gaz. Le remplacement de ces coefficients de transfert par des coefficients de transfert propres à la gazéification en lit fixe à co-courant permettrait une spécificité supplémentaire pour le modèle de gazéification.

Les coefficients de transfert étant aisément modifiables au sein des modèles modulaires, ceux utilisés par défaut décrivent en revanche le fonctionnement d'une technologie spécifique. En effet, le sous-procédé de conversion primaire est spécifique à un incinérateur à grille mobile pour ce qui est du système d'incinération. La modélisation de la conversion pour le système de gazéification est, quant à elle, spécifique à la gazéification en lit fixe à co-courant.

Enfin, cette optimisation étant le premier cas d'étude de l'outil MaRCOT, aucune contrainte autre que les contraintes techniques, décrites par les équations (3-18) et (3-19), n'a été intégrée à cette étude. En particulier, les normes environnementales, limitant les émissions permises à la sortie des usines de traitement thermique des déchets, pourraient rendre les technologies non applicables à certains cas d'études. Particulièrement pour la gazéification, la conversion primaire de la matière en CO et H₂ et l'efficacité de combustion de la chaudière ou de la turbine étant fixés, les émissions de CO augmentent avec la proportion de carbone dans la matière entrante. Ces émissions étant l'une des émissions régulées par les normes environnementales concernant la valorisation énergétique, elles pourraient alors rendre la gazéification des déchets telle qu'elle est décrite dans cette étude infaisable pour certaines compositions de matières.

De plus, les cas d'études ont été réalisés avec l'hypothèse de l'existence d'un marché pour les co-produits. L'utilisation des co-produits et leur substitution déterminant la performance environnementale des procédés d'incinération et de gazéification , tel qu'observé dans le Chapitre 6, l'existence de ces marchés dans la réalité économique, particulièrement pour la chaleur produite et ne pouvant pas être exportée, pourrait être étudiée.

Cependant, dans le contexte de cette recherche portant sur le développement d'un outil permettant une comparaison environnementale et technologique de différents systèmes de traitement, ces dernières limites se situent hors du cadre défini pour ce projet et n'affectent pas l'atteinte des objectifs.

7.2 Contributions et atteinte des objectifs

Malgré les limitations énoncées précédemment, certaines avancées ont pu être réalisées par rapport aux frontières de la connaissance et de la modélisation dans la littérature scientifique.

Premièrement, les modèles de valorisation énergétique de déchets appliqués à l'ACV dans la littérature sont tous spécifiques à l'incinération. Leur réutilisabilité, modularité et adaptabilité au contexte et aux spécificités locales sont limitées et insuffisantes dans le cadre d'une aide à la prise de décision et d'un choix technologique. De plus, leur sensibilité à la composition de la matière entrante est insuffisante sur une approche cycle de vie, permettant parfois de capturer les effets d'une variation de composition du déchet sur les émissions directes du procédé de valorisation mais très rarement de capturer ces mêmes effets sur les consommations d'intrants et les impacts potentiels sur tout le cycle de vie des technologies.

À partir de ces constats, la structure de l'incinération et de la gazéification ont été étudiées afin de développer des modèles contenant des sous-modèles, spécifiques à chaque étape des procédés, permettant d'atteindre les sous-objectifs 1 et 2. Cette structure permet alors une description de l'impact de chaque étape sur les flux internes et externes du système et une modularité et adaptabilité du système, tout en permettant la spécification de paramètres pour chaque sous-procédé.

La modularité est également rendue possible dans le choix des procédés d'arrière-plan utilisés pour représenter les consommations d'intrants des sous-procédés ainsi que leurs impacts potentiels sur

l'environnement. De la même façon, les procédés substitués par la production de divers co-produits, eux-mêmes déterminés à partir de la composition de la matière entrante, sont modifiables et adaptables au contexte local. La prise en compte de cette modularité et l'évolution des impacts potentiels pour toutes les catégories d'impact en fonction de la technologie marginale choisie a permis de confirmer l'importance du contexte local sur les résultats d'ACV et sur une potentielle prise de décision.

Une paramétrisation accrue des procédés, par modélisation de sous-procédés, a permis de prendre en compte différents aspects dans la génération des résultats. Premièrement, la composition de la matière entrante permet de déterminer la performance technologique des procédés d'incinération et de gazéification, de déterminer la quantité et la qualité de l'énergie produite ainsi que la quantité de métaux récupérables et réutilisables. La paramétrisation a également permis de prendre en compte l'impact de la composition de la matière sur les émissions directes des deux procédés vers l'environnement et plus spécifiquement vers l'air et vers l'eau. Enfin, la modularité ajoutée ainsi que la paramétrisation ont permis de prendre en compte ces mêmes effets sur la performance environnementale sur tout le cycle de vie des systèmes étudiés et la sensibilité des intrants énergétiques et du traitement des gaz en fonction de la qualité de la matière alimentée, atteignant le sous-objectif 3. L'évolution de l'impact potentiel sur les catégories d'impact étudiées en fonction de la composition de la matière alimentée aux systèmes démontre alors l'importance de la paramétrisation et de la prise en compte de la matière à traiter et de sa composition sur les performances techniques et environnementales des systèmes ainsi que sur les conclusions et choix technologiques possibles.

Le développement des modèles d'incinération et de gazéification a permis de peupler les différents outils développés au sein de la CRVMR, notamment VMR-Sys pour la prédiction de la performance technique, VMR-Imp pour la prédiction des performances environnementales ainsi que l'outil d'optimisation MaRCOT puisque cette recherche représente sa première optimisation pour un choix technologique de traitement de déchets, appliqué à la valorisation énergétique, atteignant le sous-objectif 4. La première application de ce cadre à la valorisation énergétique a également permis de contribuer à son évolution par l'identification des besoins du cadre pour la modélisation de procédés. En effet, durant la programmation de chaque étape constituant les modèles développés, des fonctionnalités généralisables pour la suite du développement de

MaRCOT ont été identifiées afin que le cadre puisse gagner en flexibilité. Ainsi, un des livrables plus intangibles de ce projet de recherche aura été un gain en expérience dans le développement de l'outil MaRCOT et une contribution à sa généralisation.

7.3 Futurs développements et suite de la recherche : vers une représentation agile, fine et contextualisée de procédés physico-chimiques dans l'analyse de la performance environnementale

Afin de rendre les modèles plus complets et les prédictions plus ajustées, il serait intéressant de compléter les émissions prises en compte dans les modèles de l'incinération et de la gazéification, notamment en ce qui concerne la formation de COV et la transformation du phosphore au cours des étapes des deux procédés, tel que mentionné précédemment. La modélisation de la sensibilité des PCDD/Fs au contenu en chlore de l'intrant serait l'étape la plus rapide à mettre en place puisqu'une revue de la littérature a été réalisée et a permis de dégager la modélisation à appliquer pour cette émission. Compléter le nombre de flux considéré dans les sous-modèles en collectant des données sur la consommation d'eau et de catalyseur permettrait également d'ajuster les résultats. La prise en compte des composés organiques volatils nécessiterait en revanche un approfondissement supplémentaire puisque ces émissions ont été exclues des frontières de la modélisation et donc également de la revue de la littérature.

Dans les prochains mois, l'intégration par la CRVMR de contraintes au sein de l'optimisation permettra également une représentation plus juste de la réalité des municipalités amenées à effectuer des choix technologiques pour la gestion de leurs matières résiduelles. Les contraintes environnementales, en particulier, mais également les contraintes économiques inhérentes aux deux technologies ainsi que les contraintes de capacité que celles-ci peuvent apporter permettront une représentation plus complète des réalités à considérer lors de l'élaboration d'un système de gestion des matières résiduelles et d'un choix technologique pour le traitement et la valorisation d'une matière donnée. Le code des deux modèles développés au cours de cette recherche sera également publié de façon libre afin de contribuer au partage de connaissances dans la communauté ACV.

La généralisation des classes créées pour la modélisation des systèmes et la modularité des modèles ont été deux aspects importants au cours de cette recherche. Le développement des modèles au sein de l'outil MaRCOT, et la création de sous-classes pour décrire les procédés et sous-procédés, ont permis de généraliser des fonctions et méthodes de résolution afin qu'elles soient réutilisables au sein de plusieurs sous-classes. Ceci pourrait être également accentué au sein des différentes sous-classes pour qu'elles puissent s'adapter à plusieurs structures et réalités locales, ainsi qu'être capables de s'adapter à plus de paramètres qu'actuellement pris en compte, au fil de leur développement futur. Cette première expérience et ce premier cas d'étude informeront également une généralisation et modularité accrues dans le développement de MaRCOT. La généralisation du cadre en fonction des besoins identifiés lors du développement des modèles permettra d'abaisser la charge de travail nécessaire pour le développement des autres modèles paramétrés au sein du cadre, permettant une modélisation plus utile, pratique et adaptable.

La gazéification étant une technologie permettant la production de nombreux vecteurs énergétiques, non exclusivement de l'électricité ou de la chaleur, modéliser d'autres voies de valorisation du gaz de synthèse permettrait une vision plus complète de la valorisation énergétique par cette technologie. La production d'éthanol ou d'hydrogène à partir du gaz de synthèse notamment permettrait la représentation de voies prometteuses pour l'avenir énergétique et la production de carburants à partir de déchets municipaux.

À terme, une représentation complète des possibilités de traitement à partir de tous les courants de matières résiduelles, qu'ils soient composés de déchets municipaux, de déchets collectés à la source ou bien de résidus de centres de tri ou du secteur de construction, rénovation et démolition, permettra une vue globale des possibilités de valorisation des déchets et un choix technologique plus représentatif de la diversité des possibilités réelles permettant de transformer les déchets en ressources. Ainsi, en parallèle de la valorisation énergétique, d'autres procédés viendront entrer en compétition et permettront une optimisation d'un système plus complet sous un éventail plus étendu de contraintes.

Au fil du développement des outils au sein de la CRVMR, ceux-ci seront par ailleurs disponibles librement pour leur utilisation, permettant de développer le partage de connaissances et l'accessibilité de la recherche effectuée auprès de la communauté internationale ainsi qu'aux

différentes municipalités amenées à se questionner sur l'avenir de la gestion de leurs matières résiduelles.

Ainsi, la paramétrisation accrue intégrée dans ce projet nécessiterait d'être prise en compte et implémentée à plus grande échelle par la communauté de recherche en ACV. L'évaluation de la performance environnementale des procédés mériterait une plus grande agilité et une prise en compte des leviers venant l'affecter, que ce soit le contexte local, les paramètres technologiques ou les différents intrants du système.

Le manque de données, de transparence et de partage au sein de la communauté de recherche apporte des limites au développement de tels outils. La communauté ACV gagnerait à travailler en collaboration, facilitant les échanges d'informations et le partage des connaissances. Une collaboration serait grandement facilitée par une agilité accrue au sein des études, permettant une adaptation future des travaux de recherche déjà réalisés. En effet, plutôt que la réalisation d'études dans un contexte local, pour une technologie et un cas d'étude donné, le futur de l'ACV réside dans la paramétrisation, dans le développement d'outils capables d'être adaptés à différents contextes et de réaliser ces mêmes études, au travers de cadres modulaires.

Dans un contexte de transition vers l'économie circulaire, l'implémentation de nouvelles boucles de valorisation de matière vient affecter de manière radicale la composition des flux de matière en circulation. Il est alors nécessaire de pouvoir définir et évaluer l'influence de la qualité de la matière sur la performance technologique d'un système. En addition à cette performance technologique, l'influence de la matière sur la performance environnementale doit également être mieux définie et capturée. La prise en compte du lien et des interactions entre matière et performances est alors clé dans un contexte d'optimisation et de choix technologique et de leur adaptation au contexte de transformation continue et perpétuelle de l'économie et de la gestion des ressources et des matières. C'est cette intégration conjointe qui permettra d'anticiper les transformations de l'économie aux besoins de demain où les matières résiduelles ne seront plus considérées comme des déchets mais comme des ressources ayant la capacité de transformer les impacts énergétiques et environnementaux de la société de consommation.

RÉFÉRENCES

- Ahmad, T., Park, J., Keel, S., Yun, J., Lee, U., Kim, Y., & Lee, S.-S. (2018). Behavior of heavy metals in air pollution control devices of 2,400 kg/h municipal solid waste incinerator. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 35(9), 1823-1828. <https://doi.org/10.1007/s11814-018-0101-1>
- Al-Salem, S. M. (2019). Energy Production From Plastic Solid Waste (PSW). In *Plastics to Energy*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813140-4.00003-0>
- Allegue, L. B., & Hinge, J. (2014). Biogas upgrading - Evaluation of methods for H₂S removal. *Danish Technological Institute*, (December), 31. <https://doi.org/10.1074/mcp.M110.002766>
- Allesch, A., & Brunner, P. H. (2017). Material Flow Analysis as a Tool to improve Waste Management Systems: The Case of Austria. *Environmental Science and Technology*, 51(1), 540-551. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04204>
- Altwicker, E. R., Konduri, R. K. N. V, Milligan, M. S., & Lin, C. (1993). Formation of Precursors to Chlorinated Dioxin/Furans under Heterogeneous Conditions. *Combustion Science and Technology*, 88(5-6), 349-368. <https://doi.org/10.1080/00102209308947244>
- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc. (2013a). *2013 ASHRAE Handbook - Fundamentals (SI Edition) - Table 1. Properties of Vapor - Knovel*. Consulté à l'adresse [https://app.knovel.com/web/view/itable/show.v/rclid:kpASHRAEC1/cid:kt00XRALB1/viewerType:itble/root_slug:ashrae-handbook-fundamentals/url_slug:table-1-properties-vapor?&b-q=material_or_substance_name%253A%2520water%2520AND%2520\(%2520specific_heat_capacity_](https://app.knovel.com/web/view/itable/show.v/rclid:kpASHRAEC1/cid:kt00XRALB1/viewerType:itble/root_slug:ashrae-handbook-fundamentals/url_slug:table-1-properties-vapor?&b-q=material_or_substance_name%253A%2520water%2520AND%2520(%2520specific_heat_capacity_)
- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers Inc. (2013b). *2013 ASHRAE Handbook - Fundamentals (SI Edition) - Table 2. Properties of Liquids - Knovel*. Consulté 20 novembre 2019, à l'adresse [https://app.knovel.com/web/view/itable/show.v/rcid:kpASHRAEC1/cid:kt00XRALC1/viewerType:itble/root_slug:table-2-properties-of-liquids/url_slug:table-2-properties-liquids?&b-q=material_or_substance_name%253A%2520water%2520AND%2520\(%2520specific_heat_](https://app.knovel.com/web/view/itable/show.v/rcid:kpASHRAEC1/cid:kt00XRALC1/viewerType:itble/root_slug:table-2-properties-of-liquids/url_slug:table-2-properties-liquids?b-q=material_or_substance_name%253A%2520water%2520AND%2520(%2520specific_heat_)

_capaci

- 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>
- Arena, U., Ardolino, F., & Di Gregorio, F. (2015). A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies. *Waste Management*, 41, 60-74. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.041>
- Arena, U., & Di Gregorio, F. (2013). Element partitioning in combustion- and gasification-based waste-to-energy units. *Waste Management*, 33(5), 1142-1150. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2013.01.035>
- Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015a). Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. *Waste Management*, 37, 104-115. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.011>
- Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015b). Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. *Waste Management*, 37, 104-115. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2014.06.011>
- Bailie, R., Everett, J. W., Liptak, B. G., Liu, D. H. F., Rugg, F. M., & Switzenbaum, M. S. (1997). Solid Waste. In D. Liu (Éd.), *Environmental Engineer's Handbook*.
- Belgiorno, V., De Feo, G., Della Rocca, C., & Napoli, R. M. A. (2003). Energy from gasification of solid wastes. *Waste Management*, 23(1), 1-15. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00149-6](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00149-6)
- Beylot, A., & Villeneuve, J. (2013). Environmental impacts of residual Municipal Solid Waste incineration: A comparison of 110 French incinerators using a life cycle approach. *Waste Management*, 33(12), 2781-2788. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.003>
- Bhatia, S. C., & Bhatia, S. C. (2014). Cogeneration. *Advanced Renewable Energy Systems*, 490-508. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-269-3.50019-X>
- Bicocchi, S., Boulinguez, M., & Diard, K. (2009). *Les polluants et les techniques d'épuration des fumées - Cas des unités de traitement et de valorisation des déchets - 2ème édition* (TEC &

DOC). Lavoisier.

Boesch, M. E., Vadenbo, C., Saner, D., Huter, C., & Hellweg, S. (2014a). An LCA model for waste incineration enhanced with new technologies for metal recovery and application to the case of Switzerland. *Waste Management*, 34(2), 378-389.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.019>

Boesch, M. E., Vadenbo, C., Saner, D., Huter, C., & Hellweg, S. (2014b). An LCA model for waste incineration enhanced with new technologies for metal recovery and application to the case of Switzerland. *Waste Management*, 34(2), 378-389.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.019>

Breeze, P. (2014). Combined Heat and Power. *Power Generation Technologies*, 111-127.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098330-1.00006-5>

Butcher, K. J. . (2006). 7.6.1 Psychrometry of Condensation of Water Vapour. In *Environmental Design* (7th Edition) . Consulté à l'adresse <https://app.knovel.com/hotlink/pdf/id:kt00C99QU1/cibse-guide-environmental/psychrometry-condensation>

Chang, M. B., Jen, C. H., Wu, H. T., & Lin, H. Y. (2003). Investigation on the emission factors and removal efficiencies of heavy metals from MSW incinerators in Taiwan. *Waste Management & Research*, 21(3), 218-224. <https://doi.org/10.1177/0734242X0302100305>

Chang, Y.-M., Hung, C.-Y., Chen, J.-H., Chang, C.-T., & Chen, C.-H. (2009). Minimum feeding rate of activated carbon to control dioxin emissions from a large-scale municipal solid waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2), 1436-1443.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.128>

Christensen, T. H. (Éd.). (2011). *Solid Waste Technology & Management Volume 1* (WILEY). Blackwell Publishing Ltd.

Clean Air Technology Center. (1999). Nitrogen Oxides (NOx), Why and How They Are Controlled. *Epa-456/F-99-006R*, (November), 48. <https://doi.org/EPA 456/F-99-006R>

Control Technology Center - US Environmental Protection Agency. (1995). *Control and Pollution Prevention Options for Ammonia Emissions*. Consulté à l'adresse

- <https://www3.epa.gov/ttn/catc/dir1/ammonia.pdf>
- CORINAIR. (1999). *Incineration of Domestic or Municipal Wastes - Atmospheric Emission Inventory Guidebook. Second Edition.* Copenhagen.
- Costner, P. (2001). *Chlorine , Combustion and Dioxins: Does Reducing Chlorine in Wastes Decrease Dioxin Formation in Waste Incinerators?* (April). Consulté à l'adresse <http://pvcinformation.org/assets/pdf/chlorineindioxinout.pdf>
- DEFRA. (2004). Review of Environmental and Health Effects of Waste Management: Municipal Solid Waste and Similar Wastes. *The University of Birmingham*, 420. Consulté à l'adresse https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69391/pb9052a-health-report-040325.pdf
- Doka, G. (2009). Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. In *ecoinvent report*. St. Gallen, 2009.
- Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-hortala, E., & Ni, M. (2018). Science of the Total Environment Life cycle assessment of pyrolysis , gasification and incineration waste-to-energy technologies : Theoretical analysis and case study of commercial plants. *Science of the Total Environment*, 626, 744-753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.151>
- DTU. (s. d.). *EASETECH*. Danemark.
- Eco Entreprises Québec, & RECYC-QUEBEC. (2015). *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel 2012-2013*.
- Environment and Plastics Industry Council, & Corporations Supporting Recycling. (2000). *Integrated Waste Management Model*. Consulté à l'adresse <https://uwaterloo.ca/integrated-waste-management-model-for-municipalities/>
- Environnement et lutte contre les changements climatiques Québec. (s. d.). Saine gestion des matières résiduelles - Réduire significativement ses matières résiduelles : oui, c'est possible! Consulté 26 septembre 2019, à l'adresse <http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/gestion.htm>
- ETH Zürick - Chair of Ecological Systems Design. (s. d.). *LCA4Waste*. Consulté à l'adresse

- <https://esd.ifu.ethz.ch/downloads/lca4waste.html>
- European Commission. (2015). *Closing the loop - an EU Action plan for the Circular Economy*. Brussels.
- Faitli, J., Magyar, T., Erdélyi, A., & Murányi, A. (2015). Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 36, 213-221.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.028>
- Farand, P., Chartrant, P., Poliquin, P. O., Marescot, F., & Klvana, D. (2008). *Analyse des procédés et développement durable - 3e édition* (Presses in).
- Fernández-Nava, Y., Del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., & Marañón, E. (2014). Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: A case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, 81, 178-189.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>
- Fitzgerald, G. C. (2009). Technical and Economic Analysis of Pre-Shredding Municipal Solid Wastes Prior to Disposal. *Columbia University*, (September). Consulté à l'adresse http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Garrett_Fitzgerald_MS_Thesis.pdf
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. (2013). *ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - Report I: Characterisation*.
- Gopal, P. M., & Sivaram, N. M. (2019). Paper Industry Wastes and Energy Generation From Wastes. *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation*, 83-97.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00007-9>
- Götze, R., Pivnenko, K., Boldrin, A., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2016). Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark. *Waste Management*, 54, 13-26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.009>
- Greenhouse Gas Protocol. (2014). *Global Warming Potential Values*.
- Groleau, G. (2019). *Modélisation d'un procédé de gazéification pour le traitement des matières résiduelles*. Polytechnique Montréal.

Groleau, G., Tanguay-Rioux, F., Spreutels, L., Heroux, M., & Legros, R. (2019). Development of a MSW Gasification Model for Flexible Integration Into a MFA-LCA Framework. *Detritus*, Volume 07(0), 1. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13850>

Guendehou, G. H. S., Koch, M., Hockstad, L., Pipatti, R., & Yamada, M. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Chapter 5: Incineration and Open Burning of Waste.* Consulté à l'adresse https://www.ipcc-ncccipiges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf

Harrison, K. W., Dumas, R. D., Barlaz, M. A., & Nishtala, S. R. (2000a). A life-cycle inventory model of municipal solid waste combustion. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 50(6), 993-1003. <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464135>

Harrison, K. W., Dumas, R. D., Barlaz, M. A., & Nishtala, S. R. (2000b). A life-cycle inventory model of municipal solid waste combustion. In *Journal of the Air and Waste Management Association* (Vol. 50). <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464135>

Haupt, M., Kägi, T., & Hellweg, S. (2018). Life cycle inventories of waste management processes. *Data in Brief*, 19, 1441-1457. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.067>

Hellweg, S., Hofstetter, T. B., & Hungerbühler, K. (2001a). Modeling waste incineration for life-cycle inventory analysis in Switzerland. *Environmental Modeling and Assessment*, 6(4), 219-235. <https://doi.org/10.1023/A:1013307529341>

Hellweg, S., Hofstetter, T. B., & Hungerbühler, K. (2001b). Modeling Waste Incineration for Life-Cycle Inventory Analysis in Switzerland. *Environmental Modeling & Assessment*, 6(4), 219-235. <https://doi.org/10.1023/A:1013307529341>

Henriksen, T. (2017). *Linking Data Choices and Context Specificity in Life Cycle Assessment of Waste Treatment Technologies A Landfill Case Study.* 22(5), 1039-1049. <https://doi.org/10.1111/jiec.12709>

HydroQuébec. (2018). *Une énergie propre à nous - Rapport annuel 2018.*

Integrated Pollution Prevention and Control. (2006). *Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration.* Consulté à l'adresse https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf

International Reference Life Cycle Data System. (2010). *ILCD Handbook - General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. <https://doi.org/10.2788/38479>

Khoo, H. H. (2009). Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. *Waste Management*, 29(6), 1892-1900. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.020>

Koehler, A., Peyer, F., Salzmann, C., & Saner, D. (2011). Probabilistic and technology-specific modeling of emissions from municipal solid-waste incineration. *Environmental Science and Technology*, 45(8), 3487-3495. <https://doi.org/10.1021/es1021763>

Koller, E. (2009). *Traitements des pollutions industrielles : eau, air, déchets, sols, boues* (P. : L. nouvelle : Dunod, Éd.).

Kremer, M., Goldhan, G., & Heyde, M. (1998). Waste treatment in product specific life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(1), 47-55. <https://doi.org/10.1007/bf02978452>

Kropáč, J., Ferdan, T., & Pavlas, M. (2013). Waste-to-energy modelling - Energy efficiency versus minimized environmental impact. *Chemical Engineering Transactions*, 35(September 2014). <https://doi.org/10.3303/CET1335150>

Lausselet, C., Cherubini, F., del Alamo Serrano, G., Becidan, M., & Strømmen, A. H. (2016). Life-cycle assessment of a Waste-to-Energy plant in central Norway: Current situation and effects of changes in waste fraction composition. *Waste Management*, 58, 191-201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.014>

Lesage, P. (2017). *DDI8003 : Analyse du cycle de vie*.

Lombardi, L., Carnevale, E., & Corti, A. (2015). A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. *Waste Management*, 37, 26-44. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2014.11.010>

Mark, F. E. (1994). Energy Recovery: Through Co-combustion of Mixed Plastics Waste and Municipal Solid Waste. *APME*.

Martineau, G. (2013). *treatment of municipal solid waste, incineration/municipal solid waste, Cutoff, QC-CA*.

- Mathiesen, B. V., Münster, M., & Fruergaard, T. (2009). Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 17(15), 1331-1338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.04.009>
- McKay, G. (2002a). Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86(3), 343-368. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(01\)00228-5](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00228-5)
- McKay, G. (2002b). Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86(3), 343-368. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(01\)00228-5](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(01)00228-5)
- Megret, O., & Bequet, L. (2011). *Polluants et techniques d'abattage des gaz de synthèse issus de procédés de traitement thermique des déchets par gazéification*. 1-28.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2014a). *Environmental Engineering : Fundamentals, Subsustainability, Design, 2nd Edition*. John Wiley and Sons.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2014b). *Environmental Engineering : Fundamentals, Sustainability, Design* (Second Edi; Wiley Global Education, Éd.).
- Montréal : Association québécoise des techniques de l'eau (Éd.). (1985). *Exploitation des stations d'épuration des eaux usées* (éd. frança).
- Olive processing waste management. (2006). *Waste Management Series*, 5, 235-292. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(06\)80012-7](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(06)80012-7)
- Parkes, O., Lettieri, P., & Bogle, I. D. L. (2015). Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Management*, 40, 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.017>
- Pôle québécois de concertation sur l'économie circulaire. (2016). Définition de l'économie circulaire. Consulté à l'adresse <http://instituteddec.org/themes/economie-circulaire/>
- Quina, M. J., Bordado, J. C. M., & Quinta-Ferreira, R. M. (2011). Air Pollution Control in Municipal Solid Waste Incinerators. *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*. <https://doi.org/10.5772/17650>

RECYC-QUEBEC. (2017). *Bilan 2015 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>

Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, LQE Q-2, r.19. (s. d.).

Rigo, H. G., & Chandler, A. J. (1998). Is there a strong dioxin:chlorine link in commercial scale systems? *Chemosphere*, 37(9-12), 2031-2046. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00267-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00267-7)

Robinson, W. D. (Éd.). (1986). *The Solid Waste Handbook - A Practical Guide* (John Wiley).

Seyler, C., Hofstetter, T. B., & Hungerbühler, K. (2005). Life cycle inventory for thermal treatment of waste solvent from chemical industry: A multi-input allocation model. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1211-1224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.009>

Su, B., Heshmati, A., Geng, Y., & Yu, X. (2013). A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation. *Journal of Cleaner Production*, 42, 215-227. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2012.11.020>

Sundqvist, J.-O. (1999). Life cycles assessments and solid waste: guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA. *IVL, Swedish Environmental Research Institute*, 1-169. Consulté à l'adresse <http://www.naturvardsverket.net/Documents/publikationer/afr-r-279-se.pdf>

Tabasová, A., Kropáč, J., Kermes, V., Nemet, A., & Stehlík, P. (2012). Waste-to-energy technologies: Impact on environment. *Energy*, 44(1), 146-155. <https://doi.org/10.1016/J.ENERGY.2012.01.014>

Tatangelo, A. (2006). *Optimisation de la précipitation des métaux lourds en mélange et valorisation des boues d'hydroxydes : application aux effluents de traitement de surfaces*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management - Engineering Principles and Management Issues* (McGraw-Hill).

Turner, D. (s. d.). *SWIMS : life cycle inventory analysis*.

United States Environmental Protection Agency. (s. d.). *AP 42, Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources - Chapter 2: Solid Waste Disposal - 2.1 Refuse Combustion.* Consulté à l'adresse <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/final/c02s01.pdf>

United States Environmental Protection Agency. (2000). *A Decision Support Tool for Assessing the Cost and Environmental Burdens of Integrated Municipal Solid Waste Management Strategies: USERS MANUAL.* Consulté à l'adresse https://mswdst.rti.org/docs/DST_Manual_OCR.pdf

Walter, R. N. (2002). *Combustion and Incineration Processes.* CRC Press.

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment,* 1218-1230. Consulté à l'adresse <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>

Wikström, E., Löfvenius, G., Rappe, C., & Marklund, S. (1996). Influence of level and form of chlorine on the formation of chlorinated dioxins, dibenzofurans, and benzenes during combustion of an artificial fuel in a laboratory reactor. *Environmental Science and Technology,* 30(5), 1637-1644. <https://doi.org/10.1021/es9506364>

Working group of strategies and review 49th session. (2011). *Best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in Annex II.* Consulté à l'adresse https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2011/eb/wg5/WGSR49/Informal_docs/15_AnnexIII_notrackchanges.pdf

Zaman, A. U. (2013). Life cycle assessment of pyrolysis-gasification as an emerging municipal solid waste treatment technology. *International Journal of Environmental Science and Technology,* 10(5), 1029-1038. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0230-3>

Zhang, W., Liu, H., Ul Hai, I., Neubauer, Y., Schröder, P., Oldenburg, H., ... Kolling, A. (2012). Gas cleaning strategies for biomass gasification product gas. *International Journal of Low-Carbon Technologies,* 7(2), 69-74. <https://doi.org/10.1093/ijlct/ctr046>

Zimmermann, P.;Doka, G.;Huber, F.; Labhardt, A.;Ménard, M. (1996). Ökoinventare von Entsorgungsprozessen. *ESU-Reihe, 1/96.*

ANNEXE A CARACTÉRISATION DES CATÉGORIES DE MATIÈRE EN SOUS-CATÉGORIES DE MATIÈRE

Tableau A.1 Description de la catégorie "Imprimés" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Imprimés}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Journaux	21%	Fiber - Newsprints	Newspaper
Publications et circulaires en papier journal	19%	Fiber - Newsprints	Newspaper
Revues et magazines	6%	Fiber - Magazines	Magazines
Catalogues et documents reliés	10%	Fiber - Magazines	Magazines
Bottins	1%	Fiber - Books, phone books	Magazines
Papier à usage général / Papier de bureau	12%	Fiber - Office paper	High grade paper
Autres imprimés	28%	Fiber - Other clean paper	Other paper
Livres	2%	Fiber - Books, phone books	Other paper
Autres imprimés non visés par EEQ	1%	Fiber - Other clean paper	Other paper

Tableau A.2 Description de la catégorie "Papier/Carton" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Papier/Carton}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Carton ondulé	28%	Fiber - Other clean cardboard	Corrugated & kraft paper
Sacs d'emplettes de papier kraft	4%	Fiber - Paper and carton containers	Corrugated & kraft paper
Emballages de papier kraft	5%	Fiber - Paper and carton containers	Corrugated & kraft paper
Carton presé	4%	Fiber - Other clean cardboard	Corrugated & kraft paper
Carton plat d'emballage	39%	Fiber - Other clean cardboard	Corrugated & kraft paper
Aures emballages de papier	2%	Fiber - Paper and carton containers	Other paper
Containants multicouches	4%	Fiber - Paper and carton containers	Corrugated & kraft paper
Containants laminés	3%	Fiber - Paper and carton containers	Corrugated & kraft paper
Papier laminé	3%	Fiber - Paper and carton containers	High grade paper
Containants composites	2%	Composite - Juice cartons (carton/plastic/aluminium)	Corrugated & kraft paper

Tetra Pak et autres contenants aseptiques multicouches	3%	Composite - Juice cartons (carton/plastic/aluminium)	Corrugated & kraft paper
Contenants et emballages en bois	3%	Organics - Wood	wood

Tableau A.3 Description de la catégorie "Verre" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,verre}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Bouteilles consignées de boisson alcoolisée	7%	Glass- Brown glass	Inorganics/Noncombustibles
Bouteilles consignées de boisson non alcoolisée	1%	Glass - Clear glass	Inorganics/Noncombustibles
Bouteilles non consignées de boisson alcoolisée	21%	Glass - Green glass	Inorganics/Noncombustibles
Bouteilles non consignées de boisson non alcoolisée	3%	Glass - Green glass	Inorganics/Noncombustibles
Containants alimentaires	28%	Glass - Clear glass	Inorganics/Noncombustibles
Verre plat, grès, céramique et autre verre	40%	Glass - Non-recyclable glass	Inorganics/Noncombustibles

Tableau A.4 Description de la catégorie "Métal" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Métal}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Canettes consignées	5%	Metals - Food cans (tinplate/steel)	Inorganics/Noncombustibles
Canettes de boisson en aluminium non consignées	1%	Metals - Beverage cans (aluminium)	Inorganics/Noncombustibles
Autres emballages en aluminium rigide	11%	Metals - Aluminium foil and containers	Inorganics/Noncombustibles
Papier aluminium et contenants en métal	14%	Metals - Aluminium foil and containers	Inorganics/Noncombustibles
Aérosols et tubes métalliques acier	7%	Metals - Other metals	Inorganics/Noncombustibles
Autres contenants et emballages non consignés en métal	25%	Metals - Other metals	Inorganics/Noncombustibles
Autres métaux	38%	Metals - Other metals	Inorganics/Noncombustibles

Tableau A.5 Description de la catégorie "Matières organiques" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Matières\ organiques}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Herbes	5%	Organics - Yard waste, flowers	Grass clippings
Feuilles	5%	Organics - Yard waste, flowers	Leaves
Autres résidus de jardin	12%	Organics - Yard waste, flowers	Other yard waste
Résidus de table	45%	Organics - Vegetable food waste	Food waste
Autres matières compostables pouvant être acceptées dans une collecte de 3e voie	9%	Other - Kitchen towels	Other organics
Couches jetables	7%	Other - Diapers, sanitary towels, tampons	Disposable diapers
Autres matières compostables généralement non acceptées dans une collecte de 3e voie	17%	Other - Cat litter	Other plastic

Tableau A.6 Description de la catégorie "Plastiques" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Plastiques}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Bouteilles de boisson consignées	1,0%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Bouteilles d'eau à remplissage unique	2,5%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Bouteilles de boisson non consignées # 1 transparentes - clair, bleu ou vert pâle	1,1%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Bouteilles et contenants avec bouchons # 1 transparents - clair, bleu ou vert pâle	2,6%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Bouteilles de boisson non consignées # 1 opaques ou transparentes autres que clair, bleu ou vert pâle	0,3%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Bouteilles et contenants avec bouchons # 1 opaques ou transparents autres que clair, bleu ou vert pâle	0,7%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles
Autres emballages # 1 opaques ou transparents autres que clair, bleu ou vert pâle	0,9%	Plastic - Hard plastic	PET bottles
Autres emballages # 1 transparents - clair, bleu ou vert pâle	3,0%	Plastic - Hard plastic	PET bottles
Bouteilles de boisson # 2	1,3%	Plastic - Plastic bottles	HDPE bottles
Bouteilles et contenants à bouchon # 2	3,5%	Plastic - Plastic bottles	HDPE bottles

Autres emballages # 2	0,3%	Plastic - Hard plastic	HDPE bottles
Bouteilles et contenants alimentaires et autres # 3	0,3%	Plastic - Plastic bottles	PET bottles (PVC balance pas)
Plastique rigide # 4	0,2%	Plastic - Hard plastic	HDPE bottles
Plastique rigide # 5	5,0%	Plastic - Hard plastic	HDPE bottles
Seaux, chaudières et couvercles # 2 et # 5	2,2%	Plastic - Hard plastic	HDPE bottles
Autres emballages rigides sans code et plastique # 7 (non PLA)	6,5%	Plastic - Hard plastic	HDPE bottles
Containants et emballages # 6 – polystyrène expansé alimentaire	6,0%	Plastic - Non-recyclable plastic	Polystyrene
Containants et emballages # 6 – polystyrène expansé de protection	1,9%	Plastic - Non-recyclable plastic	Polystyrene
Containants et emballages # 6 - polystyrène non expansé	2,9%	Plastic - Non-recyclable plastic	Polystyrene
Sachets autoportants (stand-up pouches)	0,4%	Plastic - Soft plastic	Polyethylene bags & film
Autres sacs, films plastique et laminés	12,3%	Plastic - Soft plastic	Polyethylene bags & film
Pellicules et sacs d'emballage # 2 et # 4	7,6%	Plastic - Soft plastic	Polyethylene bags & film
Sacs d'emplettes dégradables	1,9%	Plastic - Soft plastic	Other plastic
Sacs d'emplettes non dégradables	9,1%	Plastic - Soft plastic	Other plastic
Polylactiques (PLA) et autres plastiques dégradables	0,4%	Plastic - Soft plastic	Other plastic
Autres films plastique (non-emballage)	12,6%	Plastic - Soft plastic	Other plastic
Autres plastiques	13,4%	Plastic - Non-recyclable plastic	Other plastic

Tableau A.7 Description de la catégorie "Encombrants" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Encombrants}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Gros et petits appareils électroménagers, appareils de réfrigération et outils électriques	25%	Other - Other non-combustibles	Inorganics/Noncombustibles
Autres meubles et encombrants et autres articles de maison	75%	Other - Other combustibles	Other organics

Tableau A.8 Description de la catégorie "CRD" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,CRD}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Bois d'œuvre	19%	Organics - Wood	Wood
Autres résidus de CRD	81%	Other - Stones, concrete	Inorganics/Noncombustibles

Tableau A.9 Description de la catégorie "RDD" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,RDD}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Résidus domestiques dangereux	100%	Other - Other non-combustibles	Inorganics/Noncombustibles

Tableau A.10 Description de la catégorie "Textiles" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Textiles}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Textiles et chaussures	100%	Other – Textiles	Textiles/Rubber/Leather

Tableau A.11 Description de la catégorie "Matières diverses" en termes de sous-catégories par Recyc-Québec et identification de la catégorie correspondante dans la caractérisation de DTU

Sous-catégorie b	$x_{b,Matières diverses}$	Sous-catégorie DTU	Correspondance Bailie
Objets divers	74%	Other - Other combustibles	Other organics
Autres matières résiduelles	26%	Other - Other combustibles	Other organics

ANNEXE B CARACTÉRISATION DES CATÉGORIES DE MATIÈRE (DTU, S. D.)

Tableau B.1 Caractérisation de l'humidité, du taux de matière sèche et de la composition élémentaire des catégories (Partie 1/2)

Élément	Eau	MS	C bio	C fossile	Ca	Cl	F	H	K	N	Na	O	P	S	Al
Unités Catégories \	%	%	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS	%MS
Imprimés	9,47	90,50	4E+01	2E-01	4E+00	4E-02	1E-02	5E+00	6E-02	1E-01	6E-02	4E+01	9E-03	9E-02	1E+00
Papier / Carton	17,69	82,32	4E+01	4E-01	3E+00	3E-02	2E-02	6E+00	4E-02	1E-01	5E-02	4E+01	1E-02	7E-02	1E+00
Verre	8,75	91,25	0E+00	0E+00	7E+00	0E+00	0E+00	0E+00	5E-01	0E+00	2E+00	0E+00	8E-03	5E-02	7E-01
Métal	11,19	88,82	3E+00	4E-01	1E-01	6E-02	3E-03	7E-01	5E-02	1E-01	7E-02	1E+00	3E-02	3E-02	2E+01
Plastiques	9,97	90,04	4E-01	8E+01	4E-01	1E+00	1E-02	1E+01	7E-02	1E+00	8E-02	4E+00	2E-01	6E-02	1E+00
Matières organiques	55,51	44,48	4E+01	7E-01	1E+00	4E-01	1E-02	5E+00	1E+00	1E+00	4E-01	3E+01	2E-01	2E-01	5E-01
Encombrants inertes	36,62	63,40	7E-01	7E-01	5E+00	2E-02	3E-02	1E-01	1E+00	0E+00	4E+00	7E-01	1E-02	5E-02	1E+00
Encombrants comb	9,47	90,50	1E+01	4E+01	3E+00	2E-01	1E-02	8E+00	2E-01	9E-01	1E+00	1E+01	5E-02	2E-01	4E-01
CRD comb	15,86	84,10	5E+01	8E-01	1E+00	1E-01	1E-02	6E+00	2E-01	8E-01	7E-02	3E+01	3E-02	8E-02	4E-01
CRD inertes	0,00	100,00	0E+00	0E+00	5E+00	1E+00	0E+00	0E+00	2E+00	1E-01	1E+00	0E+00	4E-02	0E+00	1E+00
RDD	36,62	63,40	7E-01	7E-01	5E+00	2E-02	3E-02	1E-01	1E+00	0E+00	4E+00	7E-01	1E-02	5E-02	1E+00
Textiles	6,00	94,00	4E+01	1E+01	4E-01	4E-01	1E-02	6E+00	7E-02	3E+00	4E-01	3E+01	2E-01	4E-01	9E-02
Matières diverses	9,47	90,50	1E+01	4E+01	3E+00	2E-01	1E-02	8E+00	2E-01	9E-01	1E+00	1E+01	5E-02	2E-01	4E-01

Tableau B.2 Caractérisation de l'humidité, du taux de matière sèche et de la composition élémentaire des catégories (Partie 2/2)

Élément	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	Autres
Unités Catégories \	%MS												
Imprimés	5E-05	6E-06	1E-03	4E-03	1E-01	5E-06	1E-01	5E-03	1E-04	6E-04	2E-04	5E-03	1E+01
Papier / Carton	3E-05	6E-06	3E-03	5E-03	3E-01	6E-06	1E-01	4E-03	2E-04	1E-03	5E-04	6E-03	9E+00
Verre	4E-04	1E-05	4E-02	8E-04	1E-01	1E-05	8E-01	1E-02	1E-04	2E-02	8E-03	4E-03	9E+01
Métal	4E-03	1E-04	1E-02	2E-01	5E+01	3E-05	4E-02	2E-01	2E-03	2E-02	6E-01	1E-01	2E+01
Plastiques	3E-05	9E-06	2E-03	9E-03	9E-02	3E-06	3E-02	3E-03	2E-04	3E-04	7E-03	1E-02	2E+00
Matières organiques	2E-04	2E-05	1E-03	3E-03	5E-01	9E-06	1E-01	2E-02	2E-04	8E-04	9E-04	8E-03	2E+01
Encombrants inertes	6E-03	8E-04	2E-02	9E-03	2E-01	5E-05	1E+00	2E-01	2E-02	2E-02	1E+00	7E-03	8E+01
Encombrants comb	2E-04	1E-05	1E-02	2E-02	9E+00	1E-05	6E-01	2E-02	5E-04	4E-03	2E-03	2E-02	1E+01
CRD comb	3E-05	3E-05	3E-03	3E-03	9E-02	2E-05	9E-02	2E-02	2E-05	4E-04	2E-03	4E-02	8E+00
CRD inertes	3E-04	1E-05	1E-03	1E-03	1E+00	0E+00	2E-01	5E-02	5E-05	8E-04	1E-03	4E-03	9E+01
RDD	6E-03	8E-04	2E-02	9E-03	2E-01	5E-05	1E+00	2E-01	2E-02	2E-02	1E+00	7E-03	8E+01
Textiles	2E-05	5E-05	5E-02	2E-03	3E-02	8E-06	4E-02	2E-03	1E-05	1E-04	1E-02	2E-02	2E+00
Matières diverses	2E-04	1E-05	1E-02	2E-02	9E+00	1E-05	6E-01	2E-02	5E-04	4E-03	2E-03	2E-02	1E+01

ANNEXE C CARACTÉRISATION DES CATÉGORIES DE MATIÈRE TELLES QU'UTILISÉES DANS LE MODÈLE D'INCINÉRATION

Tableau C.1 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en incinération (kg s/kg b) (Partie 1/2)

Substance s Catégorie b \	H ₂ O	C bio	C fossile	Ca	Cl	F	H	K	N	Na	O	P	S	Al
Imprimés	9E-02	4E-01	2E-03	4E-02	4E-04	9E-05	5E-02	6E-04	1E-03	6E-04	4E-01	9E-05	8E-04	9E-03
Papier / Carton	2E-01	3E-01	3E-03	2E-02	2E-04	2E-04	5E-02	4E-04	1E-03	4E-04	3E-01	1E-04	6E-04	1E-02
Verre	9E-02	0E+00	0E+00	6E-02	0E+00	0E+00	0E+00	5E-03	0E+00	2E-02	0E+00	7E-05	5E-04	7E-03
Métal	1E-01	3E-02	3E-03	1E-03	5E-04	2E-05	6E-03	4E-04	9E-04	6E-04	1E-02	3E-04	3E-04	2E-01
Plastiques	1E-01	4E-03	7E-01	4E-03	1E-02	9E-05	1E-01	6E-04	1E-02	7E-04	3E-02	1E-03	5E-04	1E-02
Matières organiques	6E-01	2E-01	3E-03	5E-03	2E-03	4E-05	2E-02	5E-03	6E-03	2E-03	1E-01	9E-04	8E-04	2E-03
Encombrants inertes	4E-01	4E-03	4E-03	3E-02	1E-04	2E-04	6E-04	7E-03	0E+00	3E-02	5E-03	8E-05	3E-04	7E-03
Encombrants comb	9E-02	1E-01	4E-01	3E-02	2E-03	9E-05	7E-02	2E-03	8E-03	1E-02	9E-02	5E-04	2E-03	3E-03
CRD comb	2E-01	4E-01	7E-03	8E-03	1E-03	8E-05	5E-02	2E-03	7E-03	6E-04	3E-01	2E-04	7E-04	4E-03
CRD inertes	0E+00	0E+00	0E+00	5E-02	1E-02	0E+00	0E+00	2E-02	1E-03	1E-02	0E+00	4E-04	0E+00	1E-02
RDD	4E-01	4E-03	4E-03	3E-02	1E-04	2E-04	6E-04	7E-03	0E+00	3E-02	5E-03	8E-05	3E-04	7E-03
Textiles	6E-02	4E-01	1E-01	4E-03	3E-03	9E-05	6E-02	7E-04	3E-02	3E-03	3E-01	2E-03	4E-03	8E-04
Matières diverses	9E-02	1E-01	4E-01	3E-02	2E-03	9E-05	7E-02	2E-03	8E-03	1E-02	9E-02	5E-04	2E-03	3E-03

Tableau C.2 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en incinération (kg s/kg b) (Partie 2/2)

Substance s Catégorie b \	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	Autres
Imprimés	5E-07	6E-08	1E-05	4E-05	1E-03	4E-08	1E-03	4E-05	9E-07	5E-06	2E-06	5E-05	9E-02
Papier / Carton	2E-07	5E-08	2E-05	4E-05	2E-03	5E-08	1E-03	3E-05	2E-06	1E-05	4E-06	5E-05	7E-02
Verre	4E-06	1E-07	4E-04	7E-06	9E-04	9E-08	8E-03	1E-04	1E-06	1E-04	7E-05	3E-05	8E-01
Métal	3E-05	1E-06	1E-04	2E-03	4E-01	3E-07	3E-04	2E-03	2E-05	2E-04	5E-03	1E-03	2E-01
Plastiques	2E-07	8E-08	2E-05	8E-05	8E-04	3E-08	3E-04	3E-05	1E-06	3E-06	6E-05	1E-04	2E-02
Matières organiques	1E-06	8E-08	6E-06	1E-05	2E-03	4E-08	6E-04	8E-05	1E-06	4E-06	4E-06	3E-05	9E-02
Encombrants inertes	4E-05	5E-06	1E-04	6E-05	1E-03	3E-07	8E-03	1E-03	1E-04	1E-04	7E-03	4E-05	5E-01
Encombrants comb	2E-06	1E-07	1E-04	2E-04	8E-02	1E-07	5E-03	2E-04	5E-06	4E-05	2E-05	2E-04	1E-01
CRD comb	3E-07	3E-07	3E-05	3E-05	8E-04	2E-07	8E-04	2E-04	1E-07	4E-06	2E-05	4E-04	7E-02
CRD inertes	3E-06	1E-07	1E-05	1E-05	1E-02	0E+00	2E-03	5E-04	5E-07	8E-06	1E-05	4E-05	9E-01
RDD	4E-05	5E-06	1E-04	6E-05	1E-03	3E-07	8E-03	1E-03	1E-04	1E-04	7E-03	4E-05	5E-01
Textiles	2E-07	5E-07	4E-04	2E-05	3E-04	8E-08	4E-04	1E-05	1E-07	1E-06	1E-04	2E-04	2E-02
Matières diverses	2E-06	1E-07	1E-04	2E-04	8E-02	1E-07	5E-03	2E-04	5E-06	4E-05	2E-05	2E-04	1E-01

ANNEXE D CARACTÉRISATION DES CATÉGORIES DE MATIÈRE TELLES QU'UTILISÉES DANS LE MODÈLE DE GAZÉIFICATION

Tableau D.1 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en gazéification (kg s/kg b) (Partie 1/2)

Substance s Catégorie b \	Eau	C fixe	C bio	C fossile	Ca	Cl	F	H	K	N	Na	O	P
Imprimés	0.09474239	9E-02	3E-01	1E-03	4E-02	4E-04	9E-05	5E-02	6E-04	1E-03	6E-04	4E-01	9E-05
Papier / Carton	0.17690781	1E-01	2E-01	2E-03	2E-02	2E-04	2E-04	5E-02	4E-04	1E-03	4E-04	3E-01	1E-04
Verre	0.08751183	0E+00	0E+00	0E+00	6E-02	0E+00	0E+00	0E+00	5E-03	0E+00	2E-02	0E+00	7E-05
Métal	0.11187001	0E+00	3E-02	3E-03	1E-03	5E-04	2E-05	6E-03	4E-04	9E-04	6E-04	1E-02	3E-04
Plastiques	0.09968926	1E-02	3E-03	7E-01	4E-03	1E-02	9E-05	1E-01	6E-04	1E-02	7E-04	3E-02	1E-03
Matières organiques	0.55508892	4E-02	1E-01	2E-03	5E-03	2E-03	4E-05	2E-02	5E-03	6E-03	2E-03	1E-01	9E-04
Encombrants inertes	0.3662	0E+00	4E-03	4E-03	3E-02	1E-04	2E-04	6E-04	7E-03	0E+00	3E-02	5E-03	8E-05
Encombrants comb	0.0947	9E-02	1E-01	3E-01	3E-02	2E-03	9E-05	7E-02	2E-03	8E-03	1E-02	9E-02	5E-04
CRD comb	0.1586	1E-01	3E-01	5E-03	8E-03	1E-03	8E-05	5E-02	2E-03	7E-03	6E-04	3E-01	2E-04
CRD inertes	0	0E+00	0E+00	0E+00	5E-02	1E-02	0E+00	0E+00	2E-02	1E-03	1E-02	0E+00	4E-04
RDD	0.3662	0E+00	4E-03	4E-03	3E-02	1E-04	2E-04	6E-04	7E-03	0E+00	3E-02	5E-03	8E-05
Textiles	0.06	9E-02	3E-01	1E-01	4E-03	3E-03	9E-05	6E-02	7E-04	3E-02	3E-03	3E-01	2E-03
Matières diverses	0.0947	9E-02	1E-01	3E-01	3E-02	2E-03	9E-05	7E-02	2E-03	8E-03	1E-02	9E-02	5E-04

Tableau D.2 Caractérisation en substances s des catégories de matières b utilisées en gazéification (kg s/kg b) (Partie 2/2)

Substance s Catégorie b \	S	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn	Autres
Imprimés	8E-04	9E-03	5E-07	6E-08	1E-05	4E-05	1E-03	4E-08	1E-03	4E-05	9E-07	5E-06	2E-06	5E-05	9E-02
Papier / Carton	6E-04	1E-02	2E-07	5E-08	2E-05	4E-05	2E-03	5E-08	1E-03	3E-05	2E-06	1E-05	4E-06	5E-05	7E-02
Verre	5E-04	7E-03	4E-06	1E-07	4E-04	7E-06	9E-04	9E-08	8E-03	1E-04	1E-06	1E-04	7E-05	3E-05	8E-01
Métal	3E-04	2E-01	3E-05	1E-06	1E-04	2E-03	4E-01	3E-07	3E-04	2E-03	2E-05	2E-04	5E-03	1E-03	2E-01
Plastiques	5E-04	1E-02	2E-07	8E-08	2E-05	8E-05	8E-04	3E-08	3E-04	3E-05	1E-06	3E-06	6E-05	1E-04	2E-02
Matières organiques	8E-04	2E-03	1E-06	8E-08	6E-06	1E-05	2E-03	4E-08	6E-04	8E-05	1E-06	4E-06	4E-06	3E-05	9E-02
Encombrants inertes	3E-04	7E-03	4E-05	5E-06	1E-04	6E-05	1E-03	3E-07	8E-03	1E-03	1E-04	1E-04	7E-03	4E-05	5E-01
Encombrants comb	2E-03	3E-03	2E-06	1E-07	1E-04	2E-04	8E-02	1E-07	5E-03	2E-04	5E-06	4E-05	2E-05	2E-04	1E-01
CRD comb	7E-04	4E-03	3E-07	3E-07	3E-05	3E-05	8E-04	2E-07	8E-04	2E-04	1E-07	4E-06	2E-05	4E-04	7E-02
CRD inertes	0E+00	1E-02	3E-06	1E-07	1E-05	1E-05	1E-02	0E+00	2E-03	5E-04	5E-07	8E-06	1E-05	4E-05	9E-01
RDD	3E-04	7E-03	4E-05	5E-06	1E-04	6E-05	1E-03	3E-07	8E-03	1E-03	1E-04	1E-04	7E-03	4E-05	5E-01
Textiles	4E-03	8E-04	2E-07	5E-07	4E-04	2E-05	3E-04	8E-08	4E-04	1E-05	1E-07	1E-06	1E-04	2E-04	2E-02
Matières diverses	2E-03	3E-03	2E-06	1E-07	1E-04	2E-04	8E-02	1E-07	5E-03	2E-04	5E-06	4E-05	2E-05	2E-04	1E-01

ANNEXE E CATÉGORIES D'IMPACT ET LEUR UNITÉ DE RÉFÉRENCE DANS LA MÉTHODE DE CARACTÉRISATION RECIPE

Tableau E.1 Catégories d'impact considérées dans la méthode de caractérisation ReCiPe hiérarchique, sans prise en compte des impacts à long-terme, ainsi que leur unité de référence (Goedkoop et al., 2013) (PDCB : paradichlorobenzène, COVNM : Composés organiques volatils non méthaniques, CFC-11 : Trichlorofluorométhane, PM₁₀ : Particules de diamètre inférieur à 10µm)

Catégorie d'impact	Unité	Catégorie d'impact	Unité
Écotoxicité des eaux douces	kg (PDCB vers les eaux douces)	Épuisement des ressources minérales	kg (Fe)
Écotoxicité marine	kg (PDCB ⁷ vers les eaux marines)	Épuisement des ressources fossiles	kg (pétrole)
Écotoxicité terrestre	kg (PDCB vers les sols industriels)	Acidification terrestre	kg (SO ₂ à l'air)
Formation d'oxydant photochimique	kg (COVNM vers l'air)	Changements climatiques	kg (CO ₂ à l'air)
Toxicité humaine	kg (PDCB vers l'air urbain)	Transformation des espaces naturels	m ² (espace naturels)
Eutrophisation marine	kg (N vers les eaux marines)	Épuisement de l'eau	m ³ (eau)
Occupation des terres agricoles	m ² × an (terres agricoles)	Destruction de l'ozone	kg (CFC-11 ⁵ à l'air)
Eutrophisation des eaux douces	kg (P vers les eaux douces)	Formation de particules	kg (PM ₁₀ vers l'air)
Occupation des terrains urbains	m ² × an (terrains urbains)		

ANNEXE F COEFFICIENTS DE TRANSFERT UTILISÉS DANS LE SOUS-PROCÉDÉ DE CONVERSION DES MODÈLES D'INCINÉRATION ET DE GAZÉIFICATION

Tableau F.1 Coefficients de transfert utilisés pour la matière combustible pour l'incinération à grille mobile et appliqués au modèle de gazéification (Hellweg et al., 2001a)

s	$R_{s,cendres\ de\ grille}$	$R_{s,cendres\ volantes}$
Ag	#N/A	#N/A
Al	0.8	0.2
As	0.55	0.41
B	#N/A	#N/A
Ba	0.88	0.11
Be	#N/A	#N/A
Br	0.01	0.82
C bio	0.01	0
C fossile	0.01	0
Ca	0.88	0.12
Cd	0.03	0.85
Cl	0.02	0.16
Co	0.85	0.13
Cr	0.46	0.48
Cu	0.8	0.17
F	0.43	0.5
Fe	0.9	0.1
H	0	0
Hg	0.01	0.26
K	0.75	0.24
Mg	0.78	0.21
Mn	0.86	0.13
Mo	0.87	0.13
N	0.01	0
Na	0.77	0.22
Ni	0.59	0.38
O	0.07	0.01
P	0.88	0.07
Pb	0.07	0.85
S	0.25	0.37
Sb	0.02	0.84
Se	0.08	0.84
Si	0.84	0.16
Sn	0.5	0.47
Sr	#N/A	#N/A
Ti	#N/A	#N/A
V	0.89	0.1
Zn	0.18	0.75
Autres éléments	1	0

ANNEXE G CO-PRODUITS DU MODÈLE D'INCINÉRATION DÉCRITS DANS LA BASE DE DONNÉES ECOINVENT

Tableau G.1 Procédés pris en compte pour la substitution des coproduits générés en incinération dans la base de données ecoinvent (CA-QC : représentation de la réalité du Québec, RoW : représentation moyenne de la réalité des pays différents de la Suisse)

Produit à substituer	Produit	Activité	Géographie
Chaleur	treatment of municipal solid waste, incineration	heat, for reuse in municipal waste incineration only	CA-QC
Électricité	treatment of municipal solid waste, incineration	electricity, for reuse in municipal waste incineration only	CA-QC
Fer	sorting and pressing of iron scrap	iron scrap, sorted, pressed	RoW
Aluminium	treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing	aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting	RoW