



Analyse éco-énergétique de la gazéification des ordures ménagères résiduelles (OMR)

Jordy Charly Isidore Rabetanetiarimanana

► To cite this version:

Jordy Charly Isidore Rabetanetiarimanana. Analyse éco-énergétique de la gazéification des ordures ménagères résiduelles (OMR). Physique [physics]. Université de la Réunion, 2023. Français. NNT : . tel-04452892v1

HAL Id: tel-04452892

<https://hal.univ-reunion.fr/tel-04452892v1>

Submitted on 12 Feb 2024 (v1), last revised 17 Apr 2024 (v2)

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

École doctorale : « Sciences Technologies et Santé »

Laboratoire de Physique et ingénierie mathématique pour l'énergie,
l'environnement et le bâtiment (PIMENT)

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION

Spécialité: PHYSIQUE ÉNERGÉTIQUE

Présentée et soutenue publiquement par:

Jordy C. I. RABETANETIARIMANANA

14 Décembre 2023

ANALYSE ÉCO-ÉNERGÉTIQUE DE LA GAZÉIFICATION DES ORDURES MÉNAGÈRES RÉSIDUELLES (OMR)

Dominique Morau

Hery T. Rakotondramiarana

Mamy H. Radanielina

Maria Gonzalez Martinez

Michel Baudu

Bienvenue Rahelilarilalao

Jean P. Praene

Maître de Conférences, Université de la Réunion

Professeur, Université d'Antananarivo

Maître de Conférences, Université de la Réunion

Maître de Conférences, IMT Mînes Albi

Professeur, Université de Limoges

Professeure, Université d'Antananarivo

Professeur, Université de la Réunion

Directeur

Co-directeur

Co-encadrant

Examinatrice

Rapporteur

Rapporteure

Invité



Remerciements

Cette thèse a bénéficié d'un soutien financier de la Région Réunion et de l'Union Européenne (Fond Européen pour le Développement ou FEDER).

Avant tout, je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers l'équipe de direction:

- Dominique MORAU: Docteur, enseignant-chercheur au département Sciences du Bâtiment et de l'Environnement (SBE) de l'UFR Science de l'Homme et de l'Environnement (SHE), et vice-président du conseil d'administration de l'Université de la Réunion. En tant que directeur de thèse, Dominique a constamment veillé à ce que je puisse travailler dans des conditions optimales.
- Hery Tiana RAKOTONDRAMIANANA: Professeur, enseignant-chercheur au département de Physique et Applications de l'Université d'Antananarivo, qui m'a initié au monde de la recherche. Les conseils de Hery, que ce soit sur le plan scientifique ou dans d'autres domaines, m'ont grandement aidé à progresser.
- Mamy Harimisa RADANIELINA: Docteur, enseignant-chercheur au département SBE de l'UFR SHE, qui a contribué largement à la réalisation de cette thèse, ainsi qu'aux publications scientifiques qui en découlent. Les précieux conseils et aide de Harimisa m'ont permis de progresser rapidement. Il est également un ami et un soutien précieux.

Je tiens également à exprimer ma reconnaissance envers :

- Mathieu DAVID, Docteur H.D.R., enseignant-chercheur à l'École Supérieure d'Ingénieurs Réunion Océan Indien (ESIROI), et Directeur du laboratoire PIMENT de l'Université de la Réunion, pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire.
- Jean Philippe PRAENE, Professeur, enseignant-chercheur au département SBE, et doyen de l'UFR SHE de l'Université de la Réunion. C'est également grâce à Jean-Philippe que cette aventure a commencé.
- Jean Claude GATINA, Professeur émérite, pour sa contribution sur le plan administratif.

-
- Maria Gonzalez MARTINEZ, Docteure, enseignante-chercheure à l’IMT Mînes Albi, au laboratoire de Recherche d’Albi en génie des Procédés des Solides Divisés, de l’Énergie et de l’Environnement (RAPSODEE), qui m’a accompagné tout au long de ma thèse. Maria, merci pour ton soutien et ton aide précieux sur le plan expérimental. Je n’oublie pas Théodore GRAUL, doctorant au laboratoire RAPSODEE de l’IMT Mînes Albi pour sa contribution qui est également précieuse.
 - Les membre du jury qui ont bien voulu évaluer mes travaux:
 - Michel BAUDU: Professeur à l’Université de Limoges, Rapporteur
 - Maria Gonzalez MARTINEZ: Maître de Conférences, IMT Mînes Albi, Examinatrice
 - Bienvenue RAHELIARILALAO: Professeure à l’Université d’Antananarivo, Rapporteur
 - Les membres du Personnel Administratif et Technique du département SBE et du laboratoire PIMENT pour leur assistance. Je mentionne spécialement Steven, Jérôme, et Severine pour leurs aides.
 - Tous les enseignants du département SBE et mes collègues doctorant du laboratoire PIMENT.

Je tiens particulièrement à remercier ma femme pour m’avoir soutenu durant ces quatre années.

J’adresse mes sincères remerciements à tous les membres de ma famille et à mes proches qui m’ont soutenu matériellement et moralement pendant les périodes difficiles. Merci tonton Rindra pour tes conseils. À mon père, ma mère, mon frère, ma femme et mon fils, je dédie cette thèse pour vous.

Dédicaces à tous mes amis et mes compatriotes au Tampon, St-Pierre et St-Denis, pour votre amitié, et votre compagnie tout au long de ce voyage.

Enfin, mes reconnaissances vont à ceux qui ont, de près ou de loin, participé à la réalisation de cette thèse.

Table des matières

1	Contexte général	1
1.1	Contexte sur la gestion de déchets à la Réunion	2
1.1.1	Chiffres clés	2
1.1.2	Les filières de valorisation existantes à la Réunion	7
1.1.3	Cadre réglementaire	8
1.2	Les projets à l'étude ou en cours d'instruction	11
1.2.1	Le projet RUN'EVA de l'ILEVA	12
1.2.2	Le projet du SYDNE	12
1.3	Contexte énergétique	13
1.3.1	Le mix électrique de la Réunion	13
1.3.1.1	Composition du mix	13
1.3.1.2	Le système électrique	14
1.3.2	Les ambitions territoriales	14
1.4	Problématique de la thèse	17
1.5	Plan du manuscrit	18
2	État de l'art sur la gazéification des déchets solides	22
2.1	Introduction	23
2.2	Les procédés thermochimiques	25
2.2.1	L'incinération	25
2.2.2	La pyrolyse	26
2.2.3	La gazéification	29
2.2.3.1	Les réactions chimiques	30
2.2.3.2	Les réacteurs de pyro-gazéification	31
2.2.3.2.1	Le réacteur à lit fixe	31
2.2.3.2.1.1	Lit fixe co-courant	31
2.2.3.2.1.2	Lit fixe contre courant	32
2.2.3.2.2	Le réacteur à lit fluidisé	32
2.2.3.2.2.1	Lit fluidisé circulant	32
2.2.3.2.2.2	Lit fluidisé dense	33
2.2.3.2.3	Les autres types de réacteurs	33
2.2.3.2.4	Le réacteur à plasma:	33
2.3	La gazéification du CDD	34

2.3.1	La production de CDD	34
2.3.2	Les paramètres influents	36
2.3.3	Les produits de la gazéification des CDD	37
2.3.4	Les barrières scientifiques	39
2.3.5	Les solutions proposées	39
2.4	Conclusion	42
3	Caractérisations physico-chimiques et thermiques des échantillons d'OMR	53
3.1	Introduction	54
3.2	Analyse physico-chimique des échantillons d'OMR	54
3.2.1	Les typologies de mélange de déchets	54
3.2.2	État de l'art sur l'échantillonnage des déchets	55
3.2.3	La collecte et échantillonnage des OMR	57
3.2.4	Les propriétés physico-chimiques des mélanges	57
3.2.5	Résultat et interprétation	60
3.3	Analyse de la décomposition thermique des échantillons d'OMR	65
3.3.1	Analyse TG/DTG et DSC sous N ₂	65
3.3.2	Analyse TG/DTG et DSC sous Air	69
3.4	Conclusion du chapitre	72
4	Modélisation de la gazéification dans un réacteur à lit-fixe co-courant	78
4.1	Introduction	80
4.2	Methodology	82
4.2.1	Proximate and ultimate analysis of waste mixtures	82
4.2.2	Steady state equilibrium-based model	83
4.2.2.1	Flaming pyrolysis zone	83
4.2.2.2	Reduction zone	86
4.2.3	Kinetic model	87
4.2.4	Model modification	88
4.2.5	Calculation procedure	89
4.3	Results and discussion	90
4.3.1	Correction factors expressions	90
4.3.2	Steady state equilibrium-based model results	92
4.3.2.1	validation of the model	92
4.3.2.2	Gasification of RHW	94
4.3.2.3	Effect of ER	94
4.3.2.4	Effect of moisture content	94
4.3.3	Kinetic model results	95
4.3.3.1	validation of the model	95
4.3.3.2	Effect of solid residence time	96
4.3.3.3	Effect of reduction temperature	99
4.4	Conclusion	100
4.5	Declarations	101
5	Analyse environnementale de la gazéification des OMR	108
5.1	Introduction	110
5.2	Materials and Methods	112
5.2.1	RHW composition	113
5.2.2	Data sources	113

5.2.2.1	Gasification plant	113
5.2.2.2	Incineration plant	114
5.2.3	WtE model	114
5.2.4	Life cycle assessment modelling	115
5.2.4.1	Goal and scope	115
5.2.4.2	Life cycle inventory	115
5.2.5	Input-based contribution-to-emissions analysis through multivariate analysis methods	116
5.3	Results	118
5.3.1	Life cycle impact assessment	118
5.3.2	Principal components analysis	123
5.3.2.1	Correlations between variables	123
5.3.2.2	Interpretation of PCA results	124
5.4	Conclusion	129
6	Étude d'un modèle de scénario électrique pour la Réunion: application à la sécurité énergétique	133
6.1	Abstract	134
6.2	Introduction	134
6.2.1	Island context	134
6.2.2	Context in Reunion island	136
6.2.2.1	The electrical system in Reunion Island	138
6.3	Materials and Method	138
6.3.1	Overview of OSeMOSYS	138
6.3.2	LEAP System	140
6.3.3	Life Cycle Assessment	141
6.3.4	Building Scenarios	142
6.3.4.1	Assumptions	142
6.3.4.2	The scenarios	145
6.3.5	Description of the LEAP model for Reunion Island	146
6.4	Results and discussion	148
6.4.1	Projection of the electrical mix	148
6.4.2	Environmental analysis	151
6.4.3	Cost of production	151
6.5	Conclusion	152
7	Conclusion et perspectives	160
7.1	Conclusion	161
7.2	Perspectives	163
7.3	Annexe 1	164
7.3.1	Résultats du modèle MSSM	164
7.3.2	Résultats du modèle cinétique	164
7.4	Annexe 2	166
7.5	Publications scientifiques	168
7.6	Conférences internationales	168

Acronymes

ACV	: Analyse de Cycle de Vie
AIE	: Agence Internationale de l'Énergie
AL	: Ash and other solid residues landfill
AM	: Ash Management
APC	: Air Pollution Control
As	: Arsenic
ATG	: Analyse thermogravimétrique
BAU	: Business As Usual
Br	: Brome
C	: Carbone
CASud	: Communauté d'Agglomération du Sud de l'île de La Réunion
CC	: Capital Cost
CDD	: Combustible Dérivé de Déchets
CED	: Cumulative Energy Demand
Cd	: Cadmium
CHP	: Combined Heat and Power
Cl	: Chlore
Cr	: Chrome
CSR	: Combustible Solide de Récupération
CT	: Centre de tri
Cu	: Cuivre
DAE	: Déchet d'Activité Économique
DDS	: Déchet Diffus Spécifique
DEA	: Déchets d'Éléments d'Ameublement
DEEE	: Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques
DMA	: Déchets Ménagers et Assimilés = l'ensemble des déchets collectés par le SPGD (PAP + DTR)
DMS	: Déchets Ménagers Spéciaux
DND	: Déchets Non Dangereux
DSC	: Differential Scanning Calorimetry
DSM	: Déchets Solides Municipaux
DTR	: DéchèTeRie
DTG	: Derivative Thermogravimetry

DV	: Déchets Verts
ECT	: Extension des consignes de tri
EDF	: "Électricité de France"
EF	: Fossil CO ₂ emission factor in $kg_{CO_2, fos}/t_{RHW}$
EIA	: Energy Information Administration
ELA	: Emballage Liquide Alimentaire
ENC	: ENCombrants
EPCI	: Etablissement Public de Coopération Intercommunale
ER	: Equivalence Ratio
F	: Fluor
FC	: Fixed Carbon
FE	: Freshwater eutrophication
FEc	: Freshwater ecotoxicity
FOM	: Fixed Operation Cost
GES	: Gaz à Effet de Serre
GHG	: Greenhouse Gas
GWP	: Global Warming Potential
H	: Hydrogène
Hg	: Mercure
HT	: Human carcinogenic toxicity
HnT	: Human non-carcinogenic toxicity
I	: Iode
ILEVA	: Syndicat mixte ILE VAlorisation
ISDND	: Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux ISDND
LCA	: Life Cycle Assessment
LCI	: Life Cycle Inventory
LCIA	: Life Cycle Impact Assessment ou évaluation de l'impact du cycle de vie
LEAP	: Low Emissions Analysis Platform
LHV	: Lower Heating Value
LPEC	: Loi de Programmation sur l'énergie et le climat
LTECV	: Loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte
M	: Moisture
M(i)	: Molar mass of species i in g/mol
ME	: Marine eutrophication
MEc	: Marine ecotoxicity
MODECOM	: MéthODE DE Caractérisation des Ordures Ménagères
MSW	: Municipal Solid Waste
N	: Azote
NOTRe	: Nouvelle Organisation Territoriale de la République
Ni	: Nickel
O	: Oxygène
OM	: Operation Cost
OMR	: Ordures Ménagères Résiduelles
OSeMOSYS	: Open Source Energy Modeling SYStem
OTEC	: Ocean Thermal Energy Conversion
OZN_H	: Ozone formation, human health
OZN_T	: Ozone formation, terrestrial ecosystems

PAP	: Porte-A-Porte
Pb	: Plomb
PCA	: Principal Component Analysis
PCDD/Fs	: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans
PCI	: Pouvoir Calorifique Inférieur
PCS	: Pouvoir Calorifique Supérieur
PM	: Particulate Matter
PPE	: "Programmation Pluriannuelle de l'Énergie"
PPGDND	: Plan de Prévention et de Gestion des Déchets Non Dangereux
PRERURE	: Plan Régional de développement des Énergies Renouvelables et d'Utilisation Rationnelle des Energies
PRPGD	: Plan Régional de Prévention et de Gestion des Déchets
PT	: Pre-treatment
PV	: Photovoltaic
RE	: Recovered Electricity
RHW	: Residual Household Waste
RDF	: Refuse Derived Fuel
REP	: Responsabilité Elargie du Producteur RSHV
RSHV	: Recyclables Secs Hors Verre
RSOM	: Recyclables Secs des Ordures Ménagères = RSHV + Verre
S	: Soufre
SCR	: Selective Catalytic Reduction
SPGD	: Service Publique de Gestion des Déchets
SRF	: Solid Recovery Fuel
STARTER	: Stratégie d'Autonomie Energétique pour la Relance et la Transition de l'Economie Réunionnaise
SYDNE	: SYndicat intercommunal de traitement des Déchets du Nord et de l'Est
TA	: Terrestrial acidification
TE	: Terrestrial ecotoxicity
TECV	: "Transition Energétique pour la Croissance Verte"
TCO	: Territoire de la Côte Ouest
TLC	: Textiles, Linges et Chaussures
UE	: Union Européenne
UVE	: Unité de Valorisation Energétique
VHU	: Véhicule Hors d'Usage
VM	: Volatil Matter ou matière volatile
VOM	: Variable Operation Cost
WILCI	: Waste Incineration Life Cycle Inventory
WtE	: Waste to Energy
$X_{C, fos}$	: Fossil mass fraction of carbon
$X_{C, RHW, db}$	: Total carbon content of RHW on dry basis in kg/t_{RHW}
Zn	: Zinc

Modèle d'équilibre

A_j	: frequency factor for reaction j
C	: carbon
Cl	: chlorine
C_p	: specific heat at constant pressure, $kJ/kmolK$
C_{RF}	: char reactivity factor
c_x	: molar heat capacity of the species x in $J/mol/K$
CGE	: Cold Gas Efficiency
E_j	: activation energy for reaction j in kJ/mol
ER	: Equivalence ratio
FC	: fixed carbon
$\bar{g}_i^o$	: Gibbs function for gas species i
h_i	: Absolute enthalpy of chemical species i
$h_{f,i}^o$	: Standard enthalpy of formation of the species i
H	: hydrogen
HW	: household wastes
ΔH_j	: enthalpy of reaction j in J/mol
K_j	: equilibrium constants for reaction j
M_i	: Molar mass of species i
MC	: moisture
n	: molar concentration of all gaseous species in mol/m^3
n_x	: molar concentration of species x in mol/m^3
N	: nitrogen
O	: oxygen
P	: total pressure in Pa
P_i	: partial pressure for species i in Pa
r_j	: rate of reaction j in $mol/m^3/s$
R_x	: net rate of creation of species x in $mol/m^3/s$
R	: universal gas constant, $8.314 kJ/kmolK$
RDF	: refuse derived fuel
RHW	: residual household wastes

S	: sulfur
t	: kmol of oxygen per kmol of feedstock
T	: temperature in K
v	: superficial gas velocity in m/s
VM	: volatil matter
w	: kmol of moisture per kmol of feedstock
x_i	: numbers of mole of species i

Modèle cinétique

d_p	: char particle size in m
k_{ai}	: apparent rate constant for reaction i
K_i	: adsorption constant for species i
K_{pi}	: equilibrium constant for reaction i
p	: pressure in the gasifier
ρ	: char density in kg/m^3
t	: kmol of oxygen per kmol of feedstock
v_i	: net rate for reaction i
w	: kmol of moisture per kmol of feedstock
x_i	: numbers of mole of species i
$x_{i,0}$	: numbers of mole of species i at the entrance to reduction zone

Liste des figures

1.1	Évolution de la production de DMA en France métropolitaine et à la Réunion [3, 2, 4]	3
1.2	Composition des OMR [3, 2]	4
1.3	Répartition par gisement dans les OMR [3, 2]	4
1.4	Carte des EPCI de la Réunion	5
1.5	Valorisation des principaux DMA en 2019 pour le SYDNE [1]	6
1.6	Valorisation des principaux DMA en 2021 pour l'ILEVA [5]	6
1.7	Valorisation des principaux DMA en France métropolitaine en 2019 [6]	7
1.8	Carte des installations de traitement et valorisation des DMA à la Réunion	8
1.9	Localisation des nouvelles plateformes de traitement multi-filière des déchets	13
1.10	Historique de la production d'électricité entre 2015 et 2021 [20]	14
1.11	Puissance raccordée au réseau au 31 décembre 2022	16
1.12	Les différents plans d'action et leurs liens avec la valorisation des déchets	17
2.1	Diagramme schématique: Entrée et sortie du système de gazéification	42
3.1	Tri manuel des échantillons mères	59
3.2	a) Broyeur Retsch GM 200 b) Les échantillons broyés	60
3.3	Échantillons prêts pour l'analyse physico-chimique	61
3.4	Analyse proximale des échantillons	63
3.5	Analyse ultime des échantillons	63
3.6	Teneur en éléments inorganiques des échantillons	64
3.7	Diagramme de Van Krevelen	64
3.8	Procédure pour l'analyse thermique	65
3.9	Caractéristiques du TG-DSC sous N ₂ : (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5	67
3.10	Caractéristiques du DTG sous N ₂ : (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5	68
3.11	Caractéristiques du TG-DSC sous Air: (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5	71
4.1	The different composition of the mixtures	82
4.2	Modified pyro-oxidation model algorithm	89

4.3	Experiment results vs predicted results from SSM and MMSM	93
4.4	Predicted syngas composition with increasing MC (ER = 0.3, z=0.5m, feedstock: OMR1)	96
4.5	Effect of increasing MC on: (a) H ₂ S and tar content (b) CGE, CCE and LHV of syngas (feedstock: OMR1, ER=0.3 and z=0.5m)	97
4.6	Experiment results vs predicted results from KM and MSSM	97
4.7	Predicted syngas composition using kinetic model (ER = 0.3, reduction temperature = 750°C, char size = 5mm, char density = 600kg/m ³) (a): OMR2 (b): OMR1 (c): OMR3	98
4.8	variation of H ₂ /CO ratio with residence time	99
4.9	Effect of residence time on: (a) char yield, (b) OMR2: LHV, CGE and gas yield	99
4.10	Effect of reduction temperature on the concentration (vol%) of : (a) H ₂ , (b) CO, (c) CO ₂ and (d) CH ₄ for OMR1, ER=0.3, char particle size = 5 mm and char density = 600 kg/m ³	100
5.1	Graphical abstract	109
5.2	Study mind map	112
5.3	System boundary of the current study	116
5.4	Results from IPCC GWP100a: a) Gasification b) Incineration	119
5.5	Impact categories from ReCiPe midpoint	121
5.5	Impact categories from ReCiPe midpoint	122
5.6	Correlations between variables	124
5.7	Scree plot for PCA	125
5.8	Contribution of each variable and individual to the construction of each dimension	126
5.9	Correlation circle: (a) projection of individuals (b) projection of variables on principal components	127
6.1	Installed renewable capacities [MW]	139
6.2	Electricity production between 2020 and 2022	140
6.3	Cradle-to-gate life cycle stages of the electricity production system	142
6.4	The Reference Scenario electricity mix	148
6.5	Electricity mix: (a) Scenario 2 (b) Scneario 3	150
6.6	Electricity emission factor	151
6.7	Cost of electricity production	152
7.1	Composition du syngaz obtenue à partir du modèle cinétique (ER=0.3, dimension du char = 5 mm, et densité du char = 600 kg/m ³) : (a) OMR4 (b) OMR5	165
7.2	(a) Variation du rapport H ₂ /CO en fonction du temps de résidence (b) Rendement en char	166
7.3	Effet du temps de séjour sur le rendement en charbon, le PCI du syngaz et le CGE: (a) OMR4 (b) OMR5	166

Liste des tableaux

1.1	Classification des CSR selon la norme NF EN ISO 21640 [17]	11
1.2	Puissance raccordée au réseau électrique au 31 décembre 2022	15
1.3	Objectifs de la PPE Réunion 2019-2028 [23]	16
2.1	Les différents types de pyrolyse	28
2.2	Réactions chimiques dans un réacteur	31
2.3	Étapes de production de CDD	35
2.4	Analyse rapide du CDD	36
2.5	Résultats de la gazéification des CDD	38
3.1	La composition des mélanges	55
3.2	Les étapes d'échantillonnage	58
3.3	Analyse proximale et ultime des mélanges de déchets	61
3.4	Teneur en halogènes et en métaux lourds sur base sèche	62
3.5	Les caractéristiques du DSC sous N ₂ des échantillons	69
3.6	Les caractéristiques du DSC sous Air des échantillons	70
4.1	Proximate and ultimate analysis of waste mixtures	83
4.2	Chemical equation considered in the gasification zone [17, 1, 18, 31]	86
4.3	Net rate of production of the different gaseous species	86
4.4	Different types of models developed in this study	90
4.5	Ultimate and proximate analysis of feedstocks	91
4.6	All cases and operating conditions	91
4.7	Coefficients for the equations representing the correction factors	92
4.8	Experiments results from literature	92
4.9	The RMSE values of SSM vs MSSM	93
4.10	Model validation by using other experiments results from literature	93
4.11	Predicted results using MSSM	95
4.12	The RMSE values of KM and MSSM	96
5.1	The different composition of waste mixtures	113
5.2	Physico-chemical properties of RHW mix (unit: weight % on dry basis)	113
5.3	Emission factors for Kymijärvi II power plant (Unit:mg/Nm ³)	114
5.4	RHW gasification modeling results	114

5.5	Studied WtE models	114
5.6	Input from fuel and transfer coefficients	117
5.6	Environmental burdens and energy input/output for the WtE units related to the functional unit, one ton of RHW	117
6.1	Demand forecast for the EDF reference scenario	143
6.2	Renewable potentials of Reunion Island	145
6.3	Projection of fossil fuel prices [20]	145
6.4	Projection of technology costs	146
6.5	Summary of scenarios	147
6.6	Reserve margin	147
6.7	Daily time slices	147
7.1	Les résultats du modèle MSSM	165
7.2	Les indicateurs de performance de la gazéification	165
7.3	Résultats du ReCiPe 2016 endpoint (H) V1.07	167

CHAPITRE 1

Contexte général

Sommaire

1.1	Contexte sur la gestion de déchets à la Réunion	2
1.1.1	Chiffres clés	2
1.1.2	Les filières de valorisation existantes à la Réunion	7
1.1.3	Cadre réglementaire	8
1.2	Les projets à l'étude ou en cours d'instruction	11
1.2.1	Le projet RUN'EVA de l'ILEVA	12
1.2.2	Le projet du SYDNE	12
1.3	Contexte énergétique	13
1.3.1	Le mix électrique de la Réunion	13
1.3.1.1	Composition du mix	13
1.3.1.2	Le système électrique	14
1.3.2	Les ambitions territoriales	14
1.4	Problématique de la thèse	17
1.5	Plan du manuscrit	18

1.1 Contexte sur la gestion de déchets à la Réunion

1.1.1 Chiffres clés

À la Réunion, 65%, 13,7% et 21,4% des déchets ménagers sont respectivement mis en décharge, recyclés et compostés. La fin de l'exploitation des 2 installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) était prévue pour 2022 [1]. Cependant, l'activité dans ces installations continue à cause du retard de livraison des nouvelles installations multi-filières. Nombreuses sont les raisons qui poussent à mettre fin à l'enfouissement. Tout d'abord, la loi de Transition énergétique pour la croissance verte (TECV) [2] du 17 Août 2015 exige la fin de l'enfouissement. Ensuite, en raison de ces nouvelles réglementations instituées par l'État, la Taxe d'enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM) payée par chaque ménage va considérablement augmenter d'ici 2025 si aucune alternative n'est mise en place. En effet, la Taxe globale sur les activités polluantes (TGAP) passera de 17€/tonne à 65€/tonne en 2025 pour le Syndicat mixte de traitement des déchets des microrégions sud et ouest de la Réunion (ILEVA) et le Syndicat Mixte de traitement des Déchets du Nord et de l'Est (SYDNE) [1]. En plus, on pourra aussi envisager une augmentation du coût de l'enfouissement : passant de 15.6 M€ en 2019 à 26.3 M€ en 2024 et 29.7 M€ en 2025 pour SYDNE [1]. En outre, des charges environnementales importantes sont causées par le mode de gestion actuelle des déchets à la Réunion.

Fig.1.1 montre l'évolution de la production de déchets ménagers et assimilés (DMA) en France métropolitaine entre 2009 et 2019, et à la Réunion entre 2006 et 2018. En matière de déchets verts (DV), l'île de la Réunion a connu une légère diminution de la production de DV, contrairement à la France métropolitaine qui enregistre une augmentation de 163% soit 79 kg/hab./an en 2019. Néanmoins, l'île de la Réunion se situe largement en-dessus de la moyenne nationale (117.3 kg/hab./an). En ce qui concerne les déchets encombrants (ENC), une diminution de 53% de la production a été constatée pour la Réunion. Quant aux ordures ménagères résiduelles (OMR), la France métropolitaine et la Réunion ont connu respectivement une diminution de 16.44% et 15.8%. Pour la Réunion, les ratios de production d'OMR et de déchets encombrants sont légèrement au-dessus de la moyenne nationale. En terme de recyclable sec des ordures ménagères (RSOM), une augmentation de 53.8% du ratio de production a été enregistrée pour l'hexagone tandis qu'une diminution de 8.9% a été constatée pour la Réunion. Par rapport à la moyenne nationale, l'île se situe en-dessous avec un ratio de 32.4 kg/hab./an contre 117 kg/hab./an pour la métropole.

Fig.1.2 illustre la composition des OMR en France en 2017 [3] et à la Réunion en 2018 [2]. Ces données ont été obtenues grâce aux campagnes de caractérisation menées par l'ADEME. Les catégories principales présentes dans les OMR sont: les déchets putrescibles, les plastiques, les textiles sanitaires, les cartons et les papiers. Les OMR de la Réunion sont composées de moins de putrescibles et de plus de particules fines qu'en France métropolitaine. Par ailleurs, les répartitions par gisement de détournement dans les OMR à la Réunion et en France sont présentées dans Fig. 1.3. D'après ces données, le pourcentage de déchets qui pourrait être détourné des OMR s'élève respectivement à 85.5% et 78.6% pour la France et l'île de la Réunion. Pour la Réunion, la valorisation organique et le recyclage représentent une quantité importante du détournement soient 87 kg/hab./an et 65 kg/hab./an respectivement. Ensuite, les déchets résiduels représentent un gisement de 55 kg/hab./an. Cependant, 100% des quantités d'OMR collectées sur l'île sont mises en décharge, soit 256,7 kg/hab./an.

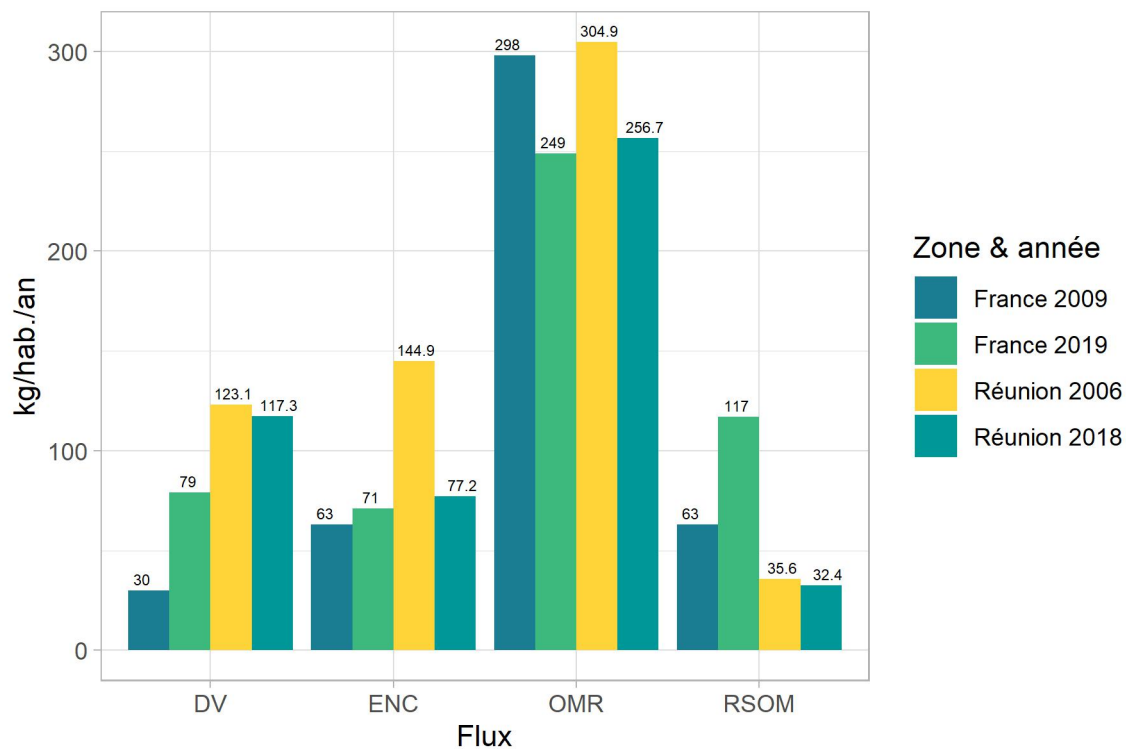


Figure 1.1: Évolution de la production de DMA en France métropolitaine et à la Réunion [3, 2, 4]

Le département de la Réunion compte 2 syndicats mixte de gestion de déchets. Le SYDNE est formé par 2 EPCI (Établissement Public de Coopération Intercommunale): CINOR (Communauté intercommunale du Nord de La Réunion) et CIREST (Communauté intercommunale Réunion Est). Ensuite, ILEVA est constitué de 3 EPCI: CASUD (Communauté d'agglomération du Sud), CIVIS (Communauté Intercommunale des Villes Solidaires) et TCO (Territoire de la Côte Ouest) (Fig.1.4). Ces 2 syndicats intercommunaux ont pour rôle de traiter et valoriser les DMA. A la Réunion, les principaux moyens de valorisation sont l'enfouissement, le compostage, le broyage et le recyclage. Pour SYDNE, la figure 1.5 montre les principaux exutoires des différents flux de DMA. Les quantités données sont en tonnes [1]:

- 98% des DV sont broyés et compostés
- 30.8% des ENC (Encombrant) sont recyclés
- 80.5% des collectes sélectives (CS) sont recyclées
- 100% des OMR soit 91704 tonnes ainsi que les refus du tri pour chaque flux de DMA sont enfouis.

De même pour ILEVA, le schéma de valorisation des DMA est représenté par la figure1.6 [5]:

- 86% des DV sont broyés et compostés
- 12.5% des ENC sont recyclés

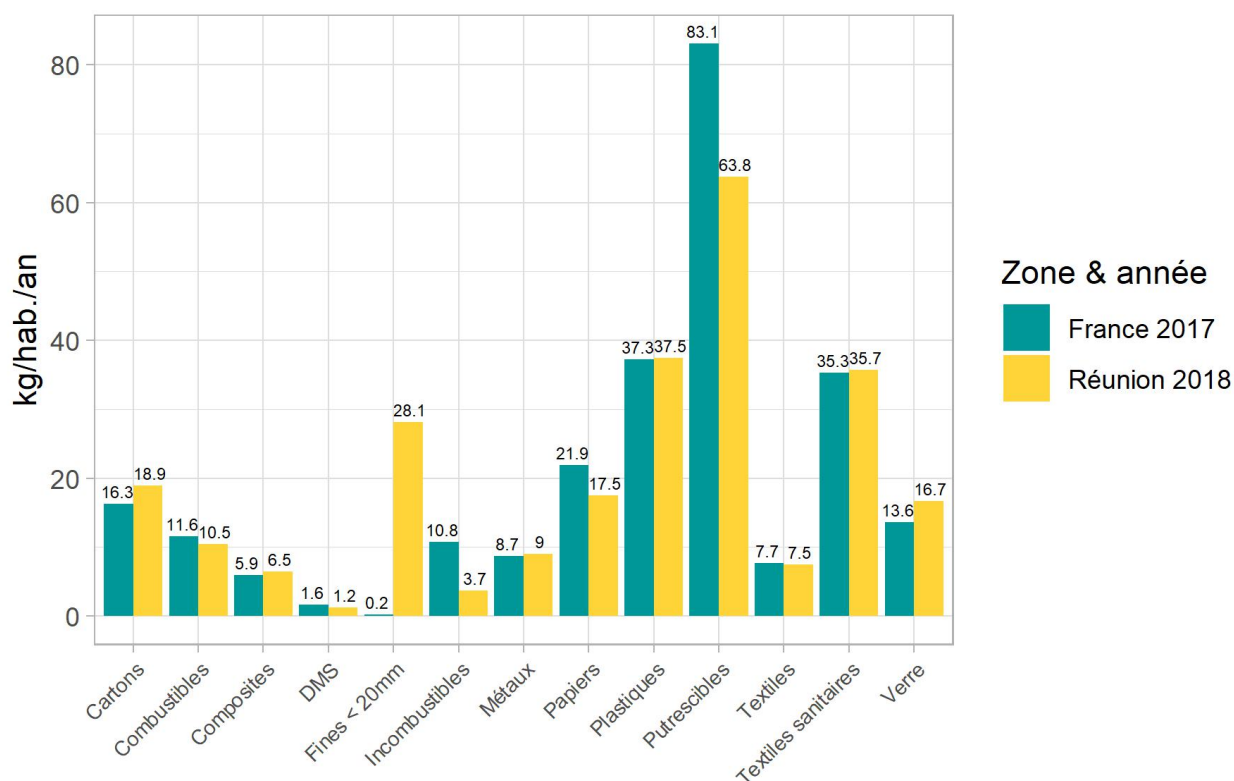


Figure 1.2: Composition des OMR [3, 2]

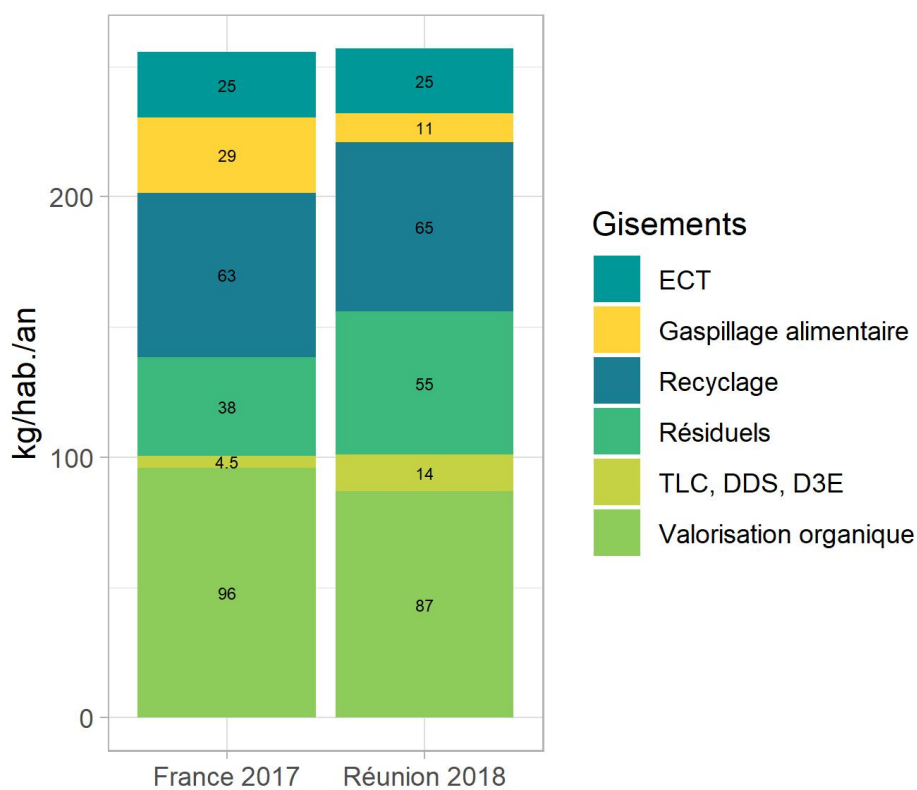


Figure 1.3: Répartition par gisement dans les OMR [3, 2]

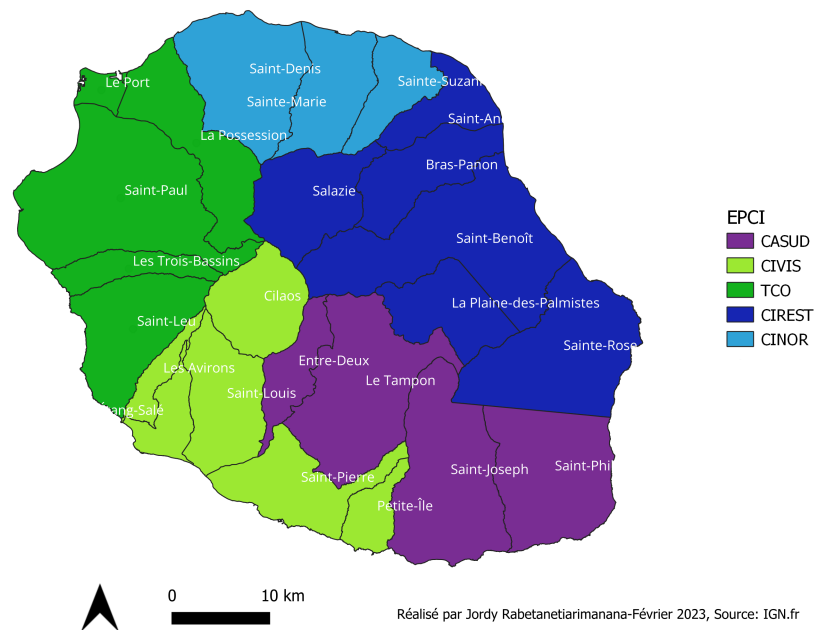


Figure 1.4: Carte des EPCI de la Réunion

- 61% des collectes sélectives (CS) sont recyclées
- 100% des OMR soit 138600 tonnes ainsi que les refus du tri pour chaque flux de DMA sont enfouis.

En France métropolitaine, les principaux moyens de valorisation des DMA sont l'incinération, le recyclage, le compostage, la méthanisation et l'enfouissement. Les différents types de valorisation ainsi que les valeurs correspondantes (en tonne) sont illustrés dans la figure 1.7. Tout d'abord, les OMR en France métropolitaine sont principalement incinérées pour produire de l'énergie (électrique ou thermique), 67% sont incinérées, 8% valorisées organiquement et 25% mises en décharge. Ensuite, 90% des DV sont compostés et méthanisés, 95% des CS et 40% des ENC sont recyclés [6].

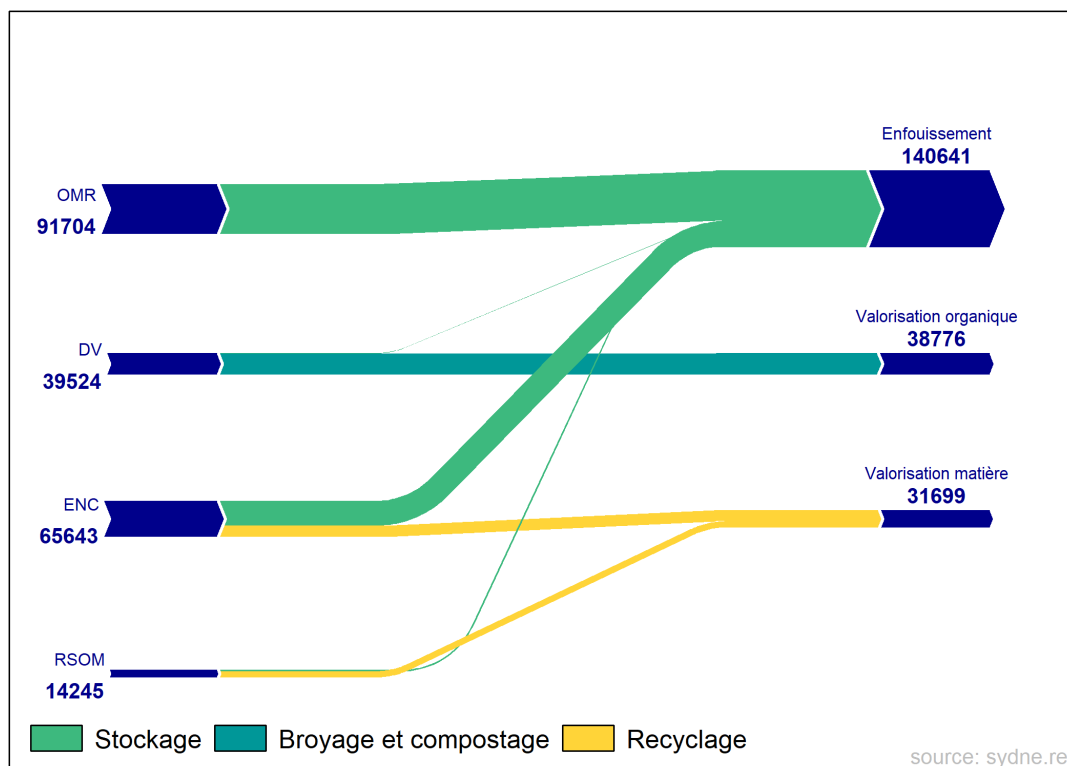


Figure 1.5: Valorisation des principaux DMA en 2019 pour le SYDNE [1]

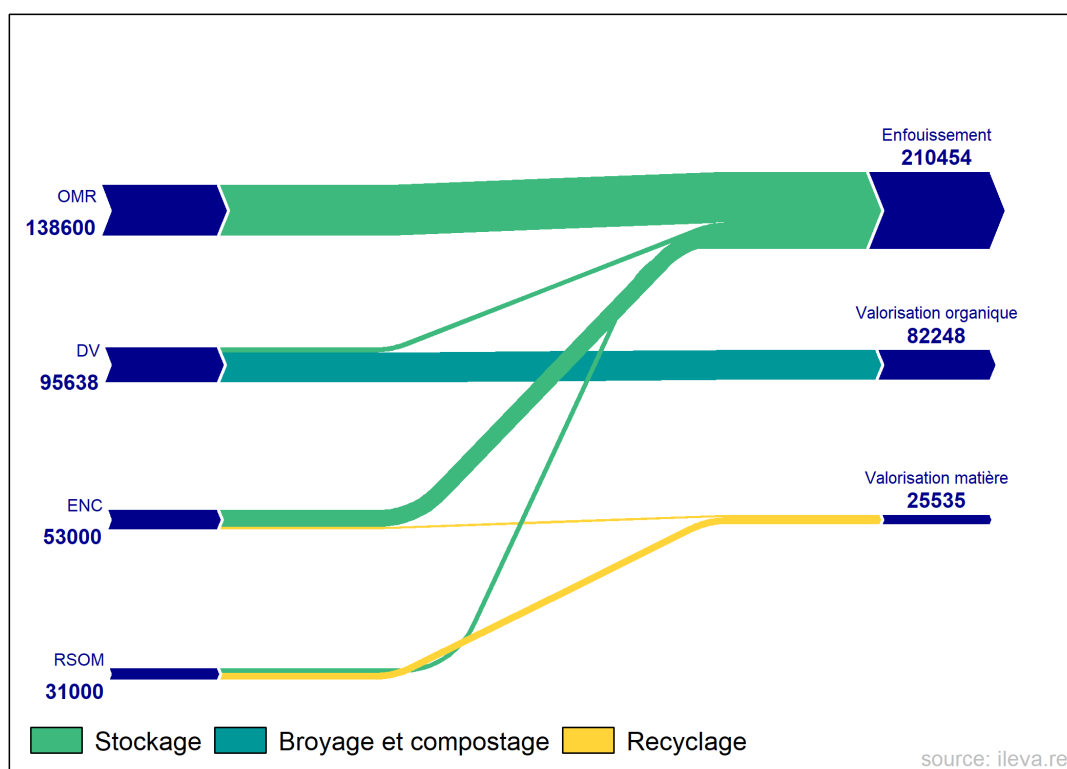


Figure 1.6: Valorisation des principaux DMA en 2021 pour l'ILEVA [5]

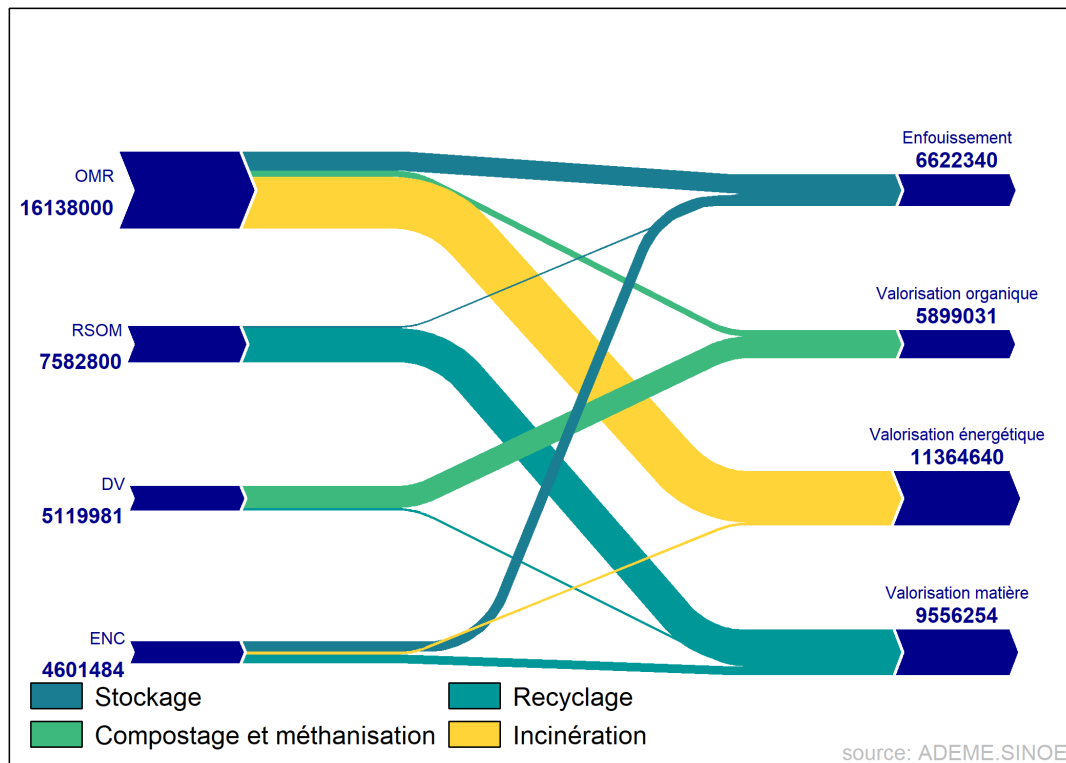


Figure 1.7: Valorisation des principaux DMA en France métropolitaine en 2019 [6]

1.1.2 Les filières de valorisation existantes à la Réunion

La Réunion possède des installations relatives à la valorisation matière et organique et au stockage des déchets non dangereux. La figure 1.8 présente les différents centres de traitement et valorisation existants et leurs emplacements respectifs sur l'île. D'après les rapports d'activités publiés par SYDNE en 2019 [1], ILEVA en 2021 [5] et l'Agorah [7], la Réunion dispose des installations de gestion des déchets suivantes:

- 2 installations de stockage de déchets non dangereux (ISDnD) situées respectivement à Ste-Suzanne dans l'Est et à la Rivière St-Etienne dans le sud
- 4 centres de tri de DMA
- 2 stations de transit pour le transfert et stockage temporaire de déchets non dangereux (Le port et la Jamaïque)
- 4 plateformes de compostage des DV
- 6 plateformes de broyage des DV
- Une installation de traitement de pneumatiques usagés (Le Port)
- Une plateforme de valorisation des verres et VHU (Le Port)
- 9 plateformes de traitement des VHU
- 43 déchèteries dont une mobile 0 Salazie
- 1 installation de traitement de D3E

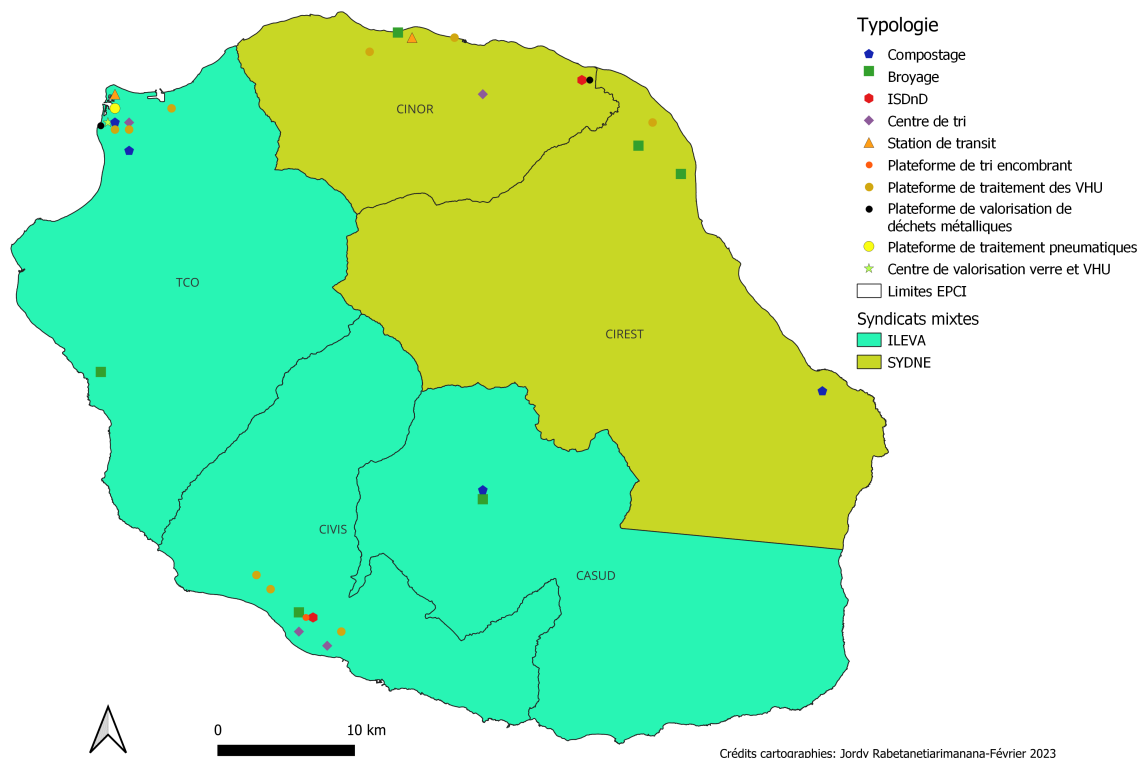


Figure 1.8: Carte des installations de traitement et valorisation des DMA à la Réunion

En résumé, les déchets de filières de valorisation matière existantes à la Réunion sont : RSOM, TLC, Pneus, D3E, VHU, Métaux et les déchets inertes (Gravats, plâtre). Ensuite, les moyens de valorisation des DV et déchets organiques à la Réunion sont le compostage et le broyage. L'île compte 88619 composteurs individuels, soit un taux de couverture de 39%. Cependant, la mise en place d'une collecte séparative des biodéchets est impérative, car la présence des produits fins des OMR tels que les produits synthétiques non biodégradables et d'autres produits chimiques ne permet pas la constitution d'un compost normé (Norme NF U 44-164) [8]. Par conséquent, la CINOR a mis en place en octobre 2020 le bac marron destiné à la collecte des déchets biodégradables. La distribution du nouveau dispositif a débuté en décembre 2022 et actuellement 33000 bacs marrons sont distribuées auprès des Dionysiens.

1.1.3 Cadre réglementaire

L'objectif principal de la loi TECV publiée et promulguée le 17 août 2015 est de lutter contre le changement climatique, préserver l'environnement et décarboner le secteur énergétique en réduisant l'exploitation des ressources fossiles. En matière de gestion des déchets, cette loi annonce des mesures qui sont en lien avec la prévention, le recyclage et la valorisation des déchets. Les articles 69 à 103 de la loi TECV concernent la lutte contre les gaspillages et l'économie circulaire. La loi anti-gaspillage pour l'économie circulaire (AGEC) a été publiée en 2020 et comprends 5 grands axes: sortir du plastique jetable, mieux informer les consommateurs, lutter contre le gaspillage et pour le réemploi solidaire, agir contre l'obsolescence programmée et mieux produire [9]. En matière de prévention, le premier décret « 3R » (réduction, réemploi et recyclage) a été publié en

2021. Ce décret prévoit de réduire de 50% le nombre de bouteilles en plastique à usage unique en 2030, et de mettre un terme à l'utilisation des emballages en plastique à usage unique d'ici 2040. En outre, les autres mesures phares de la loi TECV sont:

- Le recyclage de 65% des DND en 2025
- La réduction de 50% du stockage des DND en 2025
- L'extension des consignes de tri des emballages en plastique (Art. 70-V)
- Le déploiement de la Tarification Incitative dans la collecte des déchets (Art. 84)
- L'obligation de tri 5 flux assignée aux entreprises
- La couverture de l'ensemble de la population par une solution de valorisation des biodéchets
- L'amélioration de l'efficacité de la collecte séparée des déchets
- L'augmentation de la valorisation matière et énergétique

Ensuite, la loi NOTRe du 07 août 2015 confie aux conseils régionaux une nouvelle compétence pour créer un nouveau plan régional de gestion de déchets nommé Plan Régional de Prévention et de Gestion des déchets (PRPGD). Ce plan regroupe la gestion des DMA, déchets d'activités économiques (DAE) et les déchets du BTP. Pour l'île de la Réunion, le décret d'application du PRPGD a été publié le 17 Juin 2016 et les travaux relatifs au plan ont démarré en début de l'année 2017 [10]. La Région Réunion s'est engagé pour un scénario « zéro déchet », un scénario qui est intégré au PRPGD. Le scénario « zéro déchet » instauré par la Région vise à valoriser les déchets résiduels en s'appuyant sur d'autres procédés que celui de l'UVE (Unité de valorisation énergétique). En effet, le scénario « zéro déchet » veut adopter la pyro-gazéification comme étant le moyen de valorisation des combustibles solides de récupération (CSR) [11]. Les CSR seront utilisés pour produire de la chaleur et de l'électricité. A l'horizon 2024, le scénario « zéro déchet » a comme objectif de réduire à la source la production de déchets, de renforcer jusqu'à 60% la valorisation matière et organique des déchets non dangereux (DND) et d'optimiser la valorisation énergétique en traitant 754 à 828 kt de déchets dont 588 kt de déchets organiques dans les DND en 2024. Ensuite, à l'horizon 2030, on envisage 63% de valorisation matière et organique des déchets non dangereux (DND) et une valorisation énergétique de 692 à 858 kt de déchets dont 588 kt de déchets organiques dans les DND [5, 11].

Le PRPGD a été élaboré en tenant compte des autres planifications existantes telles que le plan de prévention et de gestion des déchets non dangereux (PPGDND). Ce dernier est un document ayant pour objet de “coordonner l'ensemble des actions qui sont entreprises tant par les pouvoirs publics que par les organismes privés en vue d'assurer des objectifs”, selon l'article R.541-13 [12]. Le PPGDND de la Réunion est approuvé par le conseil régional le 23 Juin 2016 et s'étend sur 2 périodes: 2016 à 2020 et 2020 à 2026. Le PPGDND adopte une approche multi-filière et hiérarchise les modes de traitement des déchets [5, 12]: 1) privilégier le réemploi et le recyclage des déchets 2) assurer une valorisation matière et énergétique des déchets valorisables et 3) éliminer les déchets ultimes

non valorisables par enfouissement. Les objectifs à atteindre définis dans le PPGDND à l'horizon 2026 sont quantifiés comme suit [12]:

- Prévention de la production: réduire de 2.5% le ratio de production de déchets (OMR, emballages recyclables, cartons, verre, ENC, bois et palettes) par habitant pour 2020-2026 et stabiliser les autres flux.
- Valorisation matière: recyclage des 5% d'OMR, 75% d'emballages et les cartons y compris les DAE, 15% d'ENC, 100% pour le verre, 100% de pneumatiques usagés et 13% de déchets industriels et industries agro-alimentaires (IAA).
- Valorisation organique: méthanisation et/ou compostage des fractions organiques (30%) des OMR, la totalité des biodéchets, 60% des DV, 50% des sous-produits d'assainissement, 87% des déchets industriels et IAA et la totalité des déchets agricoles organiques.
- Valorisation énergétique: 65% des OMR (sur un gisement de 247 000 t), 40% des DV (sur un gisement de 177 900 t), 10% des ENC et 50% des sous-produits d'assainissement (sur un gisement de 40 000 t)
- Les capacités de stockage: 310 000 t en ISDND et 300 000 t (180 000 t pour le bassin Sud-Ouest et 120 000 t pour le bassin Nord-Est) en UVE.

Afin d'assurer le bon fonctionnement du PPGDND, la création des différentes installations de traitement de déchets est impérative. Par conséquent, le plan prévoit la création de 2 à 3 sites de valorisation organique, 2 à 3 installations de tri mécanique pour la valorisation matière, 2 UVE pour la valorisation énergétique et 2 ISDND pour le stockage [12]. En matière de prévention de déchets, les EPCI disposent chacun d'un programme local de prévention (PLP). Les PLP sont définis dans les rapports des syndicats mixtes [13, 14, 15]. Les actions phares menées dans les EPCI dans le cadre du PLP sont:

- Les collectivités mettent à disposition des particuliers des bacs à compost individuels
- Action de sensibilisation vis à vis des DDS (produits phytosanitaires, nettoyage)
- Distribution d'autocollant Stop Pub
- Lancement de l'économie circulaire
- Implantation des filières REP
- Promotion des achats éco-responsables
- Autres sensibilisations

Table 1.1: Classification des **CSR** selon la norme NF EN ISO 21640 [17]

Critère	Unité	Mesure statistique	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
PCI minimal	MJ/kg (brut)	moyenne	25	20	15	10	3
Teneur en Chlore maximale	% (sec)	moyenne	0.2	0.6	1	1.5	3
Teneur en Mercure maximale	mg/MJ (brut)	valeur médiane	0.02	0.03	0.08	0.15	0.5

1.2 Les projets à l'étude ou en cours d'instruction

Les deux syndicats mixtes de l'île de la Réunion ont chacun développé un projet de valorisation des déchets ménagers afin de réduire la quantité envoyée en stockage. Chaque bassin prévoit d'implanter sur son territoire géographique une ISDND et une installation regroupant la valorisation matière, organique et énergétique. Les deux projets se sont tous basés sur une approche multi-filière tout en respectant la réglementation en vigueur. En effet, la hiérarchie du mode de traitement des déchets ménagers imposée par le PPGDND est appliquée dans les deux projets. Tout d'abord, le SYDNE comme l'ILEVA a mis en place un centre de tri optimisé pour les OMR afin d'extraire les fractions recyclables. Actuellement à la Réunion, les catégories de déchets dont les filières de valorisation sont encore inexistantes sont: l'extension des consignes de tri du recyclable sec hors verre (ECT RSHV), les emballages liquides alimentaires (ELA), l'extension des consignes de tri des textiles, linges et chaussures (ECT TLC), les déchets d'éléments d'ameublement (DEA), bois et déchets ménagers spéciaux (DMS).

Ensuite, les biodéchets et les déchets verts sont valorisés organiquement par broyage, compostage et méthanisation. Les matières méthanisables sont : les déchets organiques d'origine agricole, agro-industrielle ou toutes sortes de déchets organiques non dangereux hors ligneux (bois). La méthanisation produit du biogaz et du digestat qui est un déchet aux caractéristiques fertilisantes. Le digestat peut être épandu sur des terres agricoles quand il respecte la réglementation du code rural ou valoriser par compostage [16]. A partir de 2025, le programme pluriannuel de l'Energie (PPE) oblige les ménages à trier à la source les biodéchets pour leur valorisation (méthanisation) dans le cadre de la collecte des déchets ménagers. Selon le projet STARTER, avec une puissance installée de 11.34 MW, la méthanisation des déchets organiques à la Réunion produira 68 GWh d'électricité par an à l'horizon 2030 à partir de 853 000 tonnes de déchets dont 44% d'effluents d'élevage - 21% d'effluents agroindustriels - 21% de boues de STEP - 11% de biodéchets et 3% de déchets verts humides [16].

Quant à la valorisation énergétique, SYDNE et ILEVA ont opté pour la valorisation énergétique des **CSR** par incinération. Le **CSR** est un combustible préparé à partir des déchets solides non dangereux et non valorisables sous forme matière. Généralement, c'est un mélange de : résidus de tri des DAE, résidus de tri d'OMR et flux de déchets industriels homogènes. En effet, le **CSR** est constitué par des films plastiques, papiers, cartons souillés non récupérables, résidus impropres à la réutilisation, bois, caoutchouc et textiles. Le **CSR** est un combustible dérivé de déchets (**CDD**, en anglais refuse derived fuel ou RDF) qui répond à certaines exigences et critères de qualité. En France, la norme NF EN ISO 21640 publiée le 18 septembre 2021 définit un système de classification des **CSR** [17]. Dans ce document, le **CSR** est classifié en fonction de son pouvoir calorifique inférieur (**PCI**), sa teneur moyenne en chlore (Cl) et en mercure (Hg). D'autres critères peuvent apparaître en fonction des recommandations de l'utilisateur. Le tableau 1.1 montre le système de classification des **CSR** selon la norme en vigueur.

1.2.1 Le projet RUN'EVA de l'ILEVA

Le projet RUN'EVA est un projet multi-filière s'inscrivant dans le cadre de la PPE de 2016 à 2023 [18] qui est une application de la loi TECV [5]. L'ILEVA est un syndicat mixte responsable du traitement des déchets dans le bassin Sud/Ouest de la Réunion qui compte 550.000 habitants en 2021. Le projet a pour objectif la création d'une plateforme de traitement multi-filière localisée sur le site de Pierrefonds (Fig.1.9) et comprenant un centre de tri automatisé d'OMR, une unité de méthanisation équipée de 2 digesteurs, une UVE de CSR et l'extension de l'ISDND. Ce nouveau site de traitement de déchets a obtenu son permis de construire en mars 2021 et son autorisation environnementale le 11 juin 2021. Le chantier a débuté le 2 août 2021 et sera mis en service vers le dernier trimestre de l'année 2023 [5].

Le centre de tri est principalement dédié pour les OMR et consiste en la séparation des matières recyclables, des matières organiques et des fractions non recyclables. Les CSR seront ensuite produits à partir des fractions non-recyclables des déchets ménagers et seront valorisés dans l'UVE-incinérateur. Les CSR produits à partir des OMR seront de classe 3 et ceux issus des refus des centres de tri seront de classe 4. Selon l'ILEVA, l'incinérateur de 17 MW pourra brûler jusqu'à 130 000 tonnes de CSR par an et produire 112 GWh d'électricité qui sera injecté dans le réseau pour une disponibilité de 8000h par an. La convention de raccordement de l'UVE du site du Pôle Déchets Sud au réseau électrique HTB a été signée le 24 août 2021 entre ILEVA et EDF SEI. En outre, pour le stockage des déchets non dangereux et ultimes issus de l'UVE, un projet d'extension de l'ISDND (tranche 7) à Pierrefonds est en cours [19]. Une tranche contient 3 casiers et au rythme actuel, il faut 12 à 18 mois pour remplir un casier. Avec l'arrivée de l'UVE qui est censée réduire la quantité de déchets enfouis, ILEVA estime que la tranche 7 pourrait stocker les fractions non valorisables produites entre 2023 et 2058.

1.2.2 Le projet du SYDNE

De la même façon que l'ILEVA, le SYDNE s'est appuyé sur une démarche multi-filière pour réduire de 70% le tout enfouissement et exonérer le TGAP. En effet, SYDNE a pour objectif de créer un centre de valorisation multi-filière (CVMF), une unité de compostage, une unité de production d'électricité (UPE) alimentée par les CSR et une installation de stockage des déchets ultimes (ISDU). Le CVMF de l'entreprise INOVEST, localisé à Ste-Suzanne (Fig.1.9), est composé d'un centre de tri optimisé (CTO) pour les OMR et ENC et un centre de production de CSR. Le CVMF est opérationnel depuis 2021 et a déjà commencé à fabriquer des CSR. A ce titre, une production de 70 000 tonnes de CSR (composé d'OMR, ENC et déchets industriels banals) par an est envisagée par INOVEST.

En ce qui concerne l'UPE, les CSR produits par INOVEST seront valorisés à la centrale thermique d'Albioma Bois rouge. A l'horizon 2023, Albioma vise à substituer le charbon par les CSR dans la production électrique, selon le décret n°2017-530 du 12 avril 2017. Albioma a comme objectif de valoriser les CSR dans une chaudière de 41.7 MW dimensionnée pour brûler 70 000 tonnes de CSR et produire 292 GWh d'électricité pour une disponibilité de 7900 heures par an. Quant au stockage des refus du CVMF, une ISDU sera créée et mise en service en 2023.

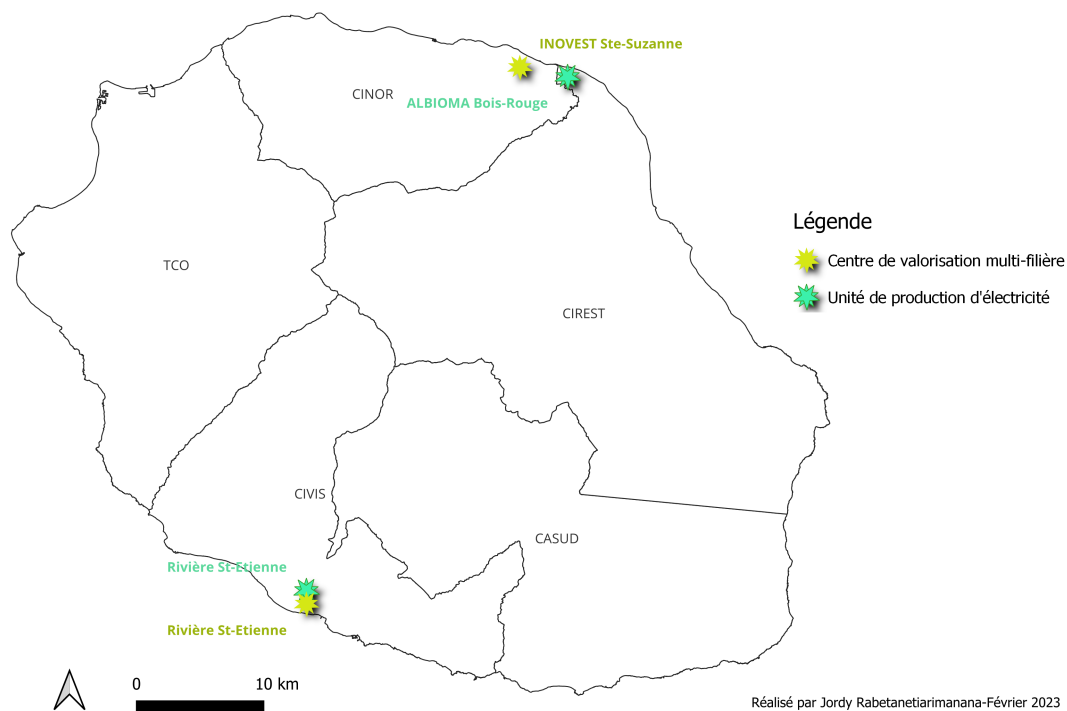


Figure 1.9: Localisation des nouvelles plateformes de traitement multi-filière des déchets

1.3 Contexte énergétique

Le réchauffement global est devenu un sérieux problème depuis quelques décennies. La production d'électricité ainsi que la consommation d'énergie est responsable de l'émission d'une importante quantité de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. L'utilisation des combustibles fossiles constitue une menace pour l'environnement. Cependant, la plupart de la production d'énergie reste pétro-dépendant comme le cas de la Réunion. Il est alors impératif pour l'île de décarboner le mix électrique c'est-à-dire trouver une solution durable grâce à la mise en place des énergies renouvelables. En 2021, cette zone insulaire demeure un importateur de charbon, de fioul et de gazole, les ressources renouvelables assurent 28.2% de la production d'électricité soit 869.8 GWh [20].

1.3.1 Le mix électrique de la Réunion

1.3.1.1 Composition du mix

Le mix électrique de l'île de la Réunion est composé généralement de fioul lourd, gazole, charbon, hydraulique, éolien, solaire, bagasse et biogaz [20]. Le charbon détient une place importante dans la production électrique à la Réunion. La figure 1.10 représente le mix électrique de l'île de la Réunion de 2015 à 2021. D'après la figure 1.10, on remarque que : la part du photovoltaïque et de la bagasse a stagné ces dernières années, la production hydraulique diminue significativement en 2021 par rapport à 2018 (-41%) et la part du charbon diminue de 15% en 2021 par rapport en 2020. Ensuite, la période post-covid marquée par une hausse de la demande électrique a entraîné une hausse (+35.5%) de la production à partir du fioul et du gazole en 2021 par rapport à 2020. En 2021, les

ressources fossiles assuraient 71.8% de la production d'électricité à la Réunion.

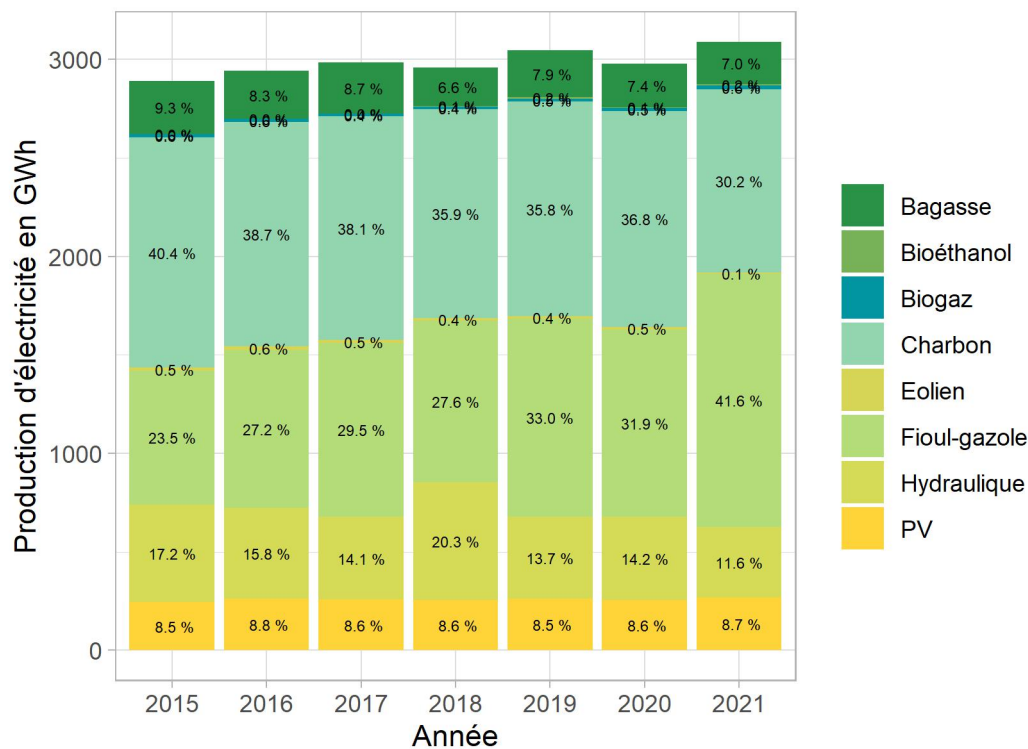


Figure 1.10: Historique de la production d'électricité entre 2015 et 2021 [20]

1.3.1.2 Le système électrique

La Réunion possède deux centrales thermiques (Albioma Bois Rouge et Albioma Le Gol) qui sont alimentés par le charbon et la bagasse pendant la saison sucrière [21]. Ensuite, l'huile lourde et le diesel importés sont transformés dans les deux centrales du Port Est (Turbine à Combustion et Moteur Diesel). La production hydroélectrique est maintenue grâce à 8 centrales hydrauliques. Pour les autres ressources renouvelables, il existe deux fermes éoliennes avec une puissance totale de 15.1 MW et quelques parcs solaires (puissance totale de 232.8 MW) dispersés dans toute l'île. La production de biogaz à partir de l'enfouissement des déchets est très faible, les trois centrales biogaz ont une puissance totale de 4.4 MW en 2021 [20]. Ensuite, en 2018, la compagnie d'électricité Albioma a installé une centrale équipée d'une turbine à combustion et alimentée principalement par du bioéthanol (80%) et du diesel (20%) [22]. En plus, une batterie de puissance 5 MW a été nouvellement installée à St Leu et à St-Benoit [22, 20]. Toutes les productions sont centralisées vers EDF pour être ensuite redistribuées dans le réseau [21]. Le tableau 1.2 et la figure 1.11 [22] ci-dessous récapitulent l'aspect du système électrique de La Réunion.

1.3.2 Les ambitions territoriales

A l'échelle nationale, la loi TECV fixe des mesures qui vont permettre à la France d'atteindre l'autonomie énergétique, de lutter contre le dérèglement climatique et de préserver son environnement. Les objectifs de la loi TECV sont:

- Réduction des émissions de GES de 40% entre 1990 et 2030 et 75% en 2050

Table 1.2: Puissance raccordée au réseau électrique au 31 décembre 2022

Typologie	Technologie utilisée	Puissance installée [MW]
Charbon-Bagasse	Centrale thermique	204,2
Fioul-Gazole	TAC-Moteur Diesel	291
Bioéthanol/Gazole	TAC	41
Biogaz	Centrale Biogaz	4,4
Hydro	Barrage Hydro	133,2
Éolien	Éolienne terrestre	15,1
PV	PV Utilitaire	232,8
Batteries	NaS	10

- Réduction de l'utilisation d'énergies fossiles de 30% en 2030 par rapport à 2012
- Réduction de la consommation d'énergie de 50% en 2050 par rapport à 2012
- Augmentation de la part des énergies renouvelables à 32% de la consommation finale brute d'énergie en 2030

Ensuite, la loi Énergie-Climat du 08 novembre 2019 a créée la loi de programmation sur l'énergie et le climat (LPEC) qui sera en vigueur avant juillet 2023. Cette nouvelle loi fixe les objectifs de la PPE et la stratégie nationale bas-carbone (SNBC). A l'échelle nationale, les objectifs de la LPEC sur 10 ans (2024-2033) sont:

- Réduction de la consommation énergétique finale et de l'utilisation de l'énergie fossile
- Développement de l'énergie renouvelable
- Diversification du mix électrique
- Autosuffisance énergétique des départements d'outre-mer

A l'échelle régionale, la loi TECV supprime le Plan Régional des Énergies Renouvelables et de l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (PRERURE). En effet, la PPE fixe les actions prioritaires et les démarches dans lesquelles on devrait s'engager pour atteindre les objectifs définis par la loi TECV [18]. Pour les zones non interconnectées (ZNI), la PPE remplace le volet "énergie" du Schéma Régional du Climat, de l'Air et de l'Énergie (SRCAE). Le SRCAE est un document qui fixe les objectifs à atteindre en matière de réduction des émissions de GES et de valorisation énergétique à l'horizon 2050 [22]. Ensuite, la PPE aborde la filière biomasse à travers le schéma régional biomasse (SRB), qui est alors intégré dans le SRCAE. A la Réunion, les objectifs du PPE sont [23]:

- La valorisation énergétique de la biomasse (biomasse locale, bois, biodéchets ménagers) par différentes filières: combustion, méthanisation et gazéification
- Développement de l'énergie renouvelable en substituant progressivement les énergies fossiles
- Avoir un mix 100% renouvelable en 2030

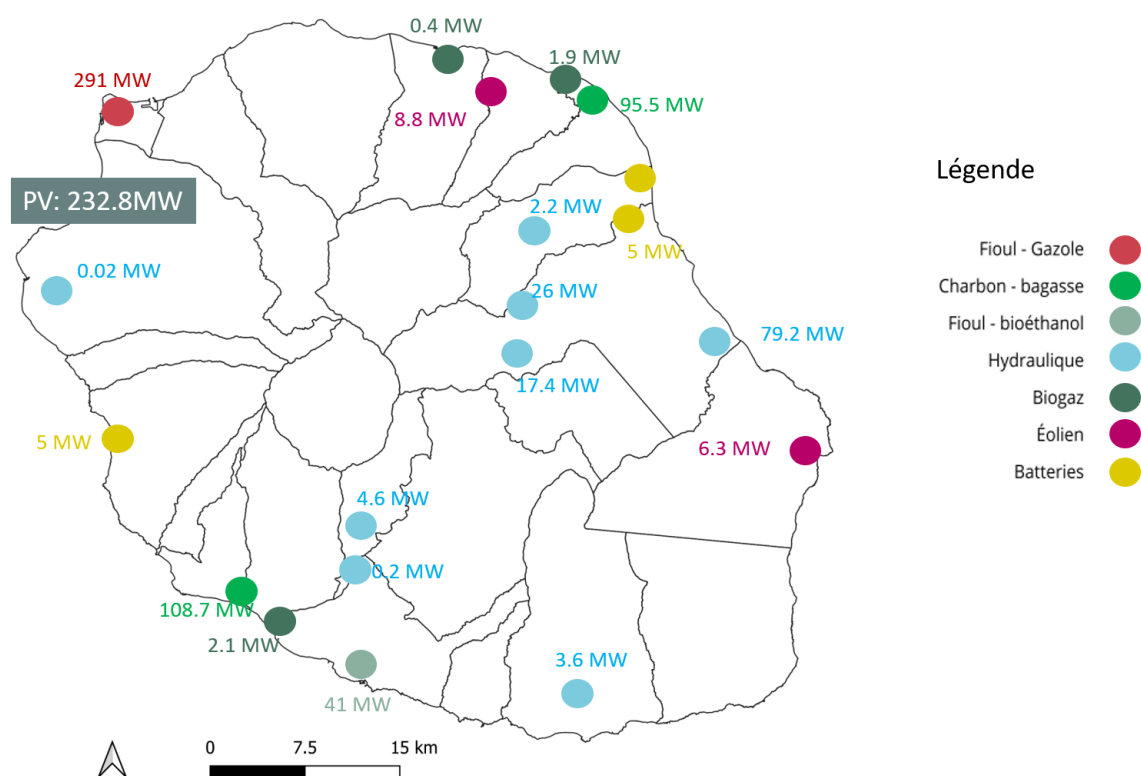


Figure 1.11: Puissance raccordée au réseau au 31 décembre 2022

- Obligation du tri à la source des biodéchets ménagers à partir de 2025

A ce jour, les objectifs fixés par la PPE pour l'année 2023 ne sont pas atteints : le procédé de gazéification n'existe pas encore à la Réunion, le CT d'Albioma fonctionne toujours avec du charbon (372.8 ktep utilisé en 2021) [20] et 4.4 MW (au lieu de 7.9 MW) sont raccordés au réseau pour le procédé de méthanisation [18]. Les objectifs quantitatifs, liés à la valorisation de la biomasse et des DND, du PPE de la Réunion pour l'année 2023 et 2028 sont résumés dans le tableau 1.3.

Table 1.3: Objectifs de la PPE Réunion 2019-2028 [23]

Filière	Objectifs 2023	Objectifs 2028
Bagasse et CSR	+210 MWe (CT Albioma) Substitution du charbon par la biomasse	
Cogénération-combustion	+1 MWe par rapport à 2018 (palettes,DV) +16 MWe (DND)	+0.4 MWe (boues de step) +4 MWe (canne fibre) +0.4 MWe (palettes)
Gazéification	+0.2 MWe (bois, effluents d'élevage)	
Méthanisation	+2.2 MWe par rapport à 2016	Méthanisation des biodéchets ménagers issus de la collecte sélective
Production de chaleur	+1MWth par rapport à 2018	

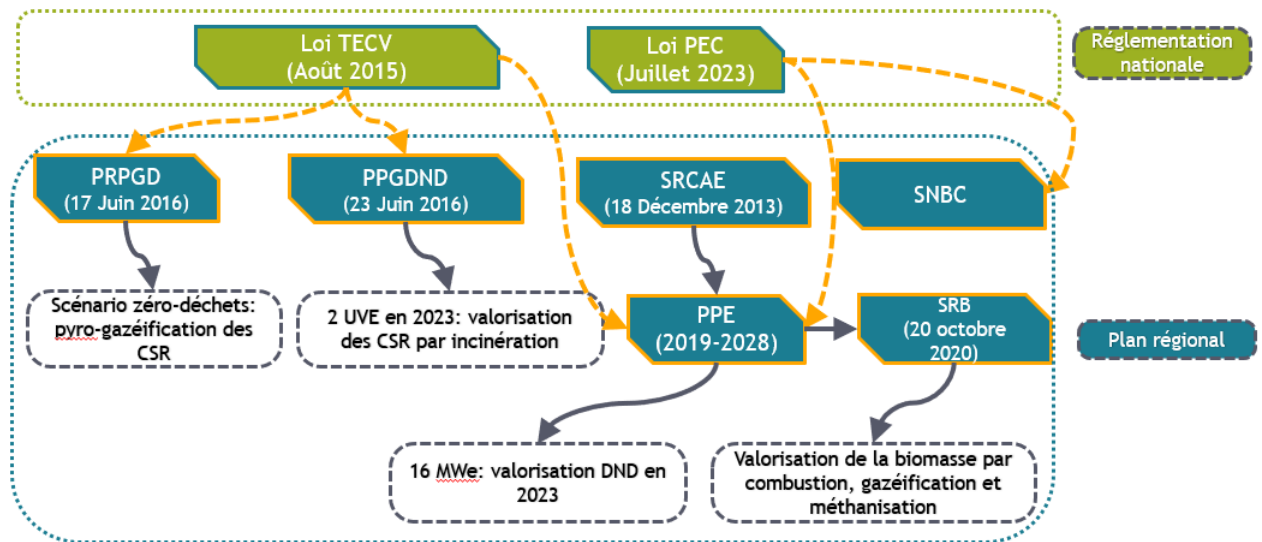


Figure 1.12: Les différents plans d'action et leurs liens avec la valorisation des déchets

1.4 Problématique de la thèse

Ce premier chapitre présente l'état des lieux de la gestion des déchets et la production d'électricité, les différents plans d'action territoriaux et leurs ambitions respectives. En faisant le lien entre l'état des lieux et les ambitions du territoire réunionnais, on peut dire que la valorisation énergétique des DND est nécessaire. Pour l'île de la Réunion, la valorisation des DND permet de supprimer les contraintes liées à l'enfouissement et aussi de réduire l'utilisation des ressources fossiles en produisant entre 130 et 200 GWh/an d'électricité [18]. La figure 1.12 montre les liens entre les réglementations nationales, les différents plans d'action local réunionnais et la valorisation énergétique des DND et de la biomasse. Pour rappel, SYDNE et ILEVA s'engagent dans une démarche visant à répondre aux objectifs du PPGDND et PPE, en montant respectivement un projet UVE-incinérateur. Cependant, le mode de traitement choisi pour la valorisation énergétique des DND (OMR et ENC), en l'occurrence l'incinération, ne fait pas l'unanimité au sein des parties prenantes du projet [24].

Pour traiter les DSM, il existe le traitement thermochimique et le traitement biologique. Le traitement thermochimique regroupe la combustion, la gazéification, la pyrolyse, la carbonisation hydrothermale et la torréfaction. Sur les 30 dernières années, la gazéification a été au cœur de la recherche et du développement. Actuellement, plusieurs pays européens tels que l'Autriche, la France, l'Allemagne, l'Italie, le Pays-bas, l'Espagne, la Suède, le Danemark et l'Angleterre ainsi que d'autres pays comme les Etats-unis et l'Inde mènent intensivement des activités de recherche sur la gazéification de la biomasse et des déchets selon l'IEA Bioenergy (International Energy Agency) [25]. En France, le "Club Pyrogazéification" qui fait partie de l'Association Technique Énergie Environnement (ATEE) regroupe plusieurs membres issus de différents secteurs tels que les gestionnaires de biomasse et de déchets, les industriels, bureaux d'études, laboratoires et centres de recherche, gestionnaires de réseaux de gaz et les entreprises dans le secteur de l'énergie, etc. En effet, selon le rapport de l'IEA Bioenergy en 2021 sur le développement de la gazéification en Europe et aux Etats-Unis, de nombreux pays développés tels que l'Autriche, l'Allemagne, l'Italie, le Pays-bas, la Suède, l'Angleterre, l'Espagne, et les

Etats-Unis possèdent des installations de gazéification produisant de l'énergie électrique et thermique [26].

A l'île de la Réunion, la piste "gazéification" a été évoquée par la Région dans le cadre du "scénario zéro déchets". Par la même occasion, l'Université de la Réunion a lancé en 2019 le projet "Synbiozer" dont l'objectif principal est d'étudier la gazéification des OMR de la Réunion à partir d'un réacteur à lit fixe co-courant à l'échelle pilote (11 kW) et un réacteur semi-industriel de 300 kW. Cette thèse a comme objectif principal d'étudier la gazéification des OMR selon le contexte local. Elle a été défini dans le cadre du projet "Synbiozer" et se focalise uniquement sur les OMR, étant donné que c'est le flux qui occupe majoritairement les ISDND (comme indiqué dans les figures 1.5 et 1.6). Dans le contexte réunionnais, la question de recherche qu'on se pose est:

"D'un point de vue énergétique, environnemental et économique, la gazéification est-elle la meilleure solution pour résoudre les problèmes liés à la gestion des OMR à la Réunion?"

Pour répondre à cette question, ce travail propose de projeter la question de recherche suivant les 3 axes suivants:

- Sur le plan énergétique: En ce qui concerne la gazéification, quel mélange de déchets issus des OMR permettra d'atteindre une efficacité énergétique optimale ? Pour répondre à cette question, il est nécessaire de développer un outil permettant d'estimer les produits de la gazéification des OMR.
- Sur le plan environnemental: Avec quelle technologie et quel type de mélange peut-on réduire au maximum l'impact environnemental de la gestion des déchets OMR ? Pour ce faire, une comparaison de la performance environnementale de deux technologies de valorisation des déchets, la gazéification et l'incinération, a été effectuée. Ensuite, l'impact de la variabilité des mélanges sur la performance environnementale de chaque technologie a été examiné.
- Sur le plan économique, environnemental et énergétique: Dans une perspective d'autonomie électrique à l'horizon 2030, quelle serait la part (en GWh) apportée par la gazéification des OMR sur le plan énergétique? Suite à l'intégration de la gazéification dans le système électrique réunionnais, à quelles hauteurs la quantité de GES générée par la production d'électricité et le coût par kWh sont-ils réduits?

1.5 Plan du manuscrit

Pour aborder ces problématiques de manière approfondie, la suite de ce manuscrit se structure en 5 chapitres.

Le chapitre 2 se consacre à une revue bibliographique des procédés thermochimiques, avec une emphase particulière sur la gazéification. Il explore les étapes de préparation des déchets avant le procédé, tout en examinant les paramètres qui influencent la gazéification. De plus, il passe en revue les barrières scientifiques et les solutions proposées dans la littérature concernant ce procédé.

Le chapitre 3 décrit en détail les études de caractérisation physico-chimique et thermique réalisées sur cinq mélanges de déchets dérivés des OMR. Dans un premier temps,

les étapes de collecte et d'échantillonnage sont abordées. Ensuite, les résultats de la caractérisation physico-chimique et de l'analyse de décomposition thermique sont présentés et discutés.

Le chapitre 4 est dédié au développement d'un modèle de gazéification dans un réacteur à lit-fixe co-courant. Un modèle basé sur l'état d'équilibre et un modèle cinétique sont optimisés dans le but de minimiser les erreurs lors des prédictions. Par la suite, une analyse de sensibilité est effectuée afin d'identifier les paramètres ayant une influence significative sur la qualité des produits.

Le chapitre 5 compare la performance environnementale de la gazéification et de l'incinération des différents mélanges issus des OMR. Un modèle d'analyse de cycle de vie (ACV) et une analyse des composantes principales (ACP) sont respectivement utilisés pour évaluer les performances environnementales de chaque technologie de valorisation énergétique des déchets, et pour mettre en évidence l'impact de la variabilité de la composition des OMR sur leurs performances environnementales.

Le chapitre 6 a pour objectif d'analyser l'intégration des ressources renouvelables, notamment la gazéification des OMR, dans le système de production électrique, ainsi que leur impact économique et environnemental en utilisant les outils de modélisation LEAP et OSeMOSYS.

Bibliography

- [1] SYDNE. Traitement des déchets Ménagers et assimilés Bassin Nord et Est, Ile de la Réunion, Rapport d'activités 2019.
- [2] ADEME, . Caractérisation des déchets sur l'île de la Réunion, MODECOM La REUNION Juillet 2018 - Mars 2019.
- [3] ADEME, . Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés, MODECOM 2017.
- [4] ADEME, Caractérisation des déchets sur l'île de la Réunion, MODECOM La RE-UNION 2006.
- [5] ILEVA, . Rapport annuelle d'activité- exercice 2021.
- [6] Insee. Objectifs du développement durable: regard sur l'île-de-France, Insee Dossier île-de-France Janvier 2022.
- [7] Agorah. Synthèse de la gestion des déchets à la Réunion, chiffres clés 2021.
- [8] ADEME, . Comment réussir son compost, Mars 2022.
- [9] Ministère de la transition écologique. La loi anti-gaspillage dans le quotidien des français: concrètement ca donne quoi?, Septembre 2021.
- [10] AGORAH. Atelier de veille réglementaire sur la loi NOTRe, Plan de prévention et de gestion des déchets non dangereux (PPGDND), 14 décembre 2016.
- [11] Région Réunion. La planification des déchets et un scénario « zéro déchet » créateur d'emploi.
- [12] Préfet de la Réunion. Avis de l'Autorité environnementale, projet de plan de prévention et de gestion des déchets non dangereux (PPGDND), 05 Mars 2015.
- [13] ILEVA, . Programme Local de Prévention des Déchets Ménagers et Assimilés (PLPDMA) 2022-2028.
- [14] CINOR. Programme Local de Prévention des Déchets Ménagers et Assimilés (PLPDMA).
- [15] CIREST. Programme Local de Prévention des Déchets Ménagers et Assimilés (PLPDMA) 2022-2027.
- [16] JL. Farinet. La méthanisation à la Réunion, perspectives et enjeux de recherche, Novembre 2010.
- [17] ADEME, . Caractérisation des combustibles solides de récupération, 19 août 2021.
- [18] Ministère de la transition écologique et Solidaire. Programmation Pluriannuelle de l'Energie (PPE) de la Réunion (2016-2018/2019-2023), Etude d'impact économique et social, 2019.

- [19] ILEVA, . Concertation organisée par ILEVA sur le projet RUN'EVA avec incinération de déchets-CSR, 2020.
- [20] Observatoire Energie Réunion (OER), . Bilan énergétique de la Réunion 2021, édition août 2022.
- [21] Fiona Bénard-Sora and Jean Philippe Praene. Sustainable urban planning for a successful energy transition on Reunion Island: From policy intentions to practical achievement. *Utilities Policy*, 55(February):1–13, 2018. ISSN 09571787. doi: 10.1016/j.jup.2018.08.007. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.08.007>.
- [22] Observatoire Energie Réunion (OER), . Bilan énergétique de la Réunion 2018, édition juillet 2019.
- [23] Région Réunion SPL Horizon Réunion. Schéma Régional Biomasse de la Réunion, Rapport d'état des lieux, 20 octobre 2020.
- [24] Laurent Bridier. Concertation organisée par l'ILEVA sur le projet RUN'EVA.
- [25] IEA Bioenergy. Status report on thermal gasification of biomass and waste 2021.
- [26] IEA Bioenergy Task 33 webinar. Gasification developments in Europe and USA, 24. February 2021.

CHAPITRE 2

État de l'art sur la gazéification des déchets solides

Sommaire

2.1	Introduction	23
2.2	Les procédés thermochimiques	25
2.2.1	L'incinération	25
2.2.2	La pyrolyse	26
2.2.3	La gazéification	29
2.2.3.1	Les réactions chimiques	30
2.2.3.2	Les réacteurs de pyro-gazéification	31
2.2.3.2.1	Le réacteur à lit fixe	31
2.2.3.2.1.1	Lit fixe co-courant	31
2.2.3.2.1.2	Lit fixe contre courant	32
2.2.3.2.2	Le réacteur à lit fluidisé	32
2.2.3.2.2.1	Lit fluidisé circulant	32
2.2.3.2.2.2	Lit fluidisé dense	33
2.2.3.2.3	Les autres types de réacteurs	33
2.2.3.2.4	Le réacteur à plasma:	33
2.3	La gazéification du CDD	34
2.3.1	La production de CDD	34
2.3.2	Les paramètres influents	36
2.3.3	Les produits de la gazéification des CDD	37
2.3.4	Les barrières scientifiques	39
2.3.5	Les solutions proposées	39
2.4	Conclusion	42

Article published in *Smart Grid and Renewable Energy* under the title:
 A SURVEY OF THE GASIFICATION OF RESIDUAL HOUSEHOLD WASTE
doi.org/10.4236/sgre.2022.1311017

Jordy C. I. Rabetanetiarimanana¹, Mamy H. Radanielina¹, Hery T.
 Rakotondramiarana², Dominique Morau¹

Résumé du chapitre

Les déchets solides sont un combustible renouvelable prometteur qui peut remplacer les combustibles conventionnels. Selon la littérature, la thermoconversion des déchets solides tels que les déchets solides municipaux ou les ordures ménagères résiduelles (OMR) est bénéfique pour la société. Cependant, en raison de son hétérogénéité, la gazéification des déchets solides est plus complexe. Ce chapitre aborde l'état de l'art sur la gazéification et les étapes de la transformation des déchets solides en combustibles. Tout d'abord, les différents types de conversion thermochimiques sont présentés avec un focus sur la gazéification. Ensuite, les étapes de production des CDD à partir des déchets solides et l'influence de la composition des CDD et les paramètres de fonctionnement sur le procédé de gazéification sont examinés. En outre, les produits de la gazéification du CDD, les obstacles scientifiques et les solutions proposées dans la littérature sont évalués. En conclusion, concernant les émissions, les coûts et les aspects techniques liés à chaque procédé thermochimique, on peut dire que la gazéification est une technique prometteuse pour la valorisation des déchets solides. Cependant, les études sur la co-gazéification des déchets et de la biomasse à une échelle pilote-industrielle sont encore rares et les effets synergiques de cette co-gazéification doivent être clarifiés.

2.1 Introduction

L'épuisement des ressources fossiles est un grand dilemme auquel nous devons apporter des solutions. En effet, la transition énergétique est impérative et une alternative durable est nécessaire pour les années à venir. De nos jours, des études sur l'utilisation efficace et efficiente des ressources renouvelables sont développées. Le développement des énergies renouvelables est crucial afin d'atténuer l'émission de gaz à effet de serre (GES) qui est reliée à l'utilisation abusive des combustibles fossiles [1]. L'exploitation des combustibles fossiles est responsable de l'émission de 10.65 milliards de tonnes de CO₂ par an [2]. En outre, la dépendance aux ressources conventionnelles génère des tensions géopolitiques liées à l'instabilité des prix et du marché de pétrole [2]. D'ailleurs, la COP21 de Paris en 2015 incitait les pays à contribuer à l'atténuation de l'émission du GES [3]. Pour l'année 2020, l'Union Européenne (UE) est obligée de réduire de 20% l'émission de GES [4].

D'après la littérature, la biomasse est une source prometteuse de carbone et de carburants liquides renouvelables [5, 6, 7] pour remplacer l'hydrocarbure conventionnel. La disponibilité de la ressource en biomasse par rapport aux combustibles fossiles et d'autres

¹Piment Laboratory, University of Reunion Island, 120 Avenue Raymond Barre, 97430 Le Tampon Réunion France

²Institute for the management of energy (IME), University of Antananarivo, PO Box 566, Madagascar

énergies renouvelables intermittentes est l'une des raisons pour laquelle la valorisation énergétique de la biomasse est très importante.

De plus, un moyen efficace de réduire les émissions de CO₂ et de promouvoir le développement durable consiste à valoriser les déchets. Cependant, la filière transformation des déchets (déchets solides municipaux, résidus agricoles, etc) est sous-exploitée. La gestion des déchets joue un rôle majeur dans la mise en place de l'économie circulaire qui demeure un objectif primordial de l'UE [8, 9]. La gestion des déchets, plus particulièrement les déchets solides municipaux (DSM), est un défi important à l'échelle mondiale [10]. Actuellement, la production annuelle mondiale de DSM est de 2 milliards de tonnes [2] et celle-ci sera de 2.5 milliards de tonnes en 2025 [11, 12]. Seulement 11% des DSM produits sont valorisés sous forme d'énergie [2]. Aux États-unis, 13% des DSM sont valorisés et 53% sont enfouis [13, 14]. En Europe, afin d'augmenter la part des énergies renouvelables dans la production d'énergie, un nouveau principe sur la gestion des DSM a été mis en place. Le principe est basé sur une hiérarchie de gestion des déchets telle que la réduction, ré-utilisation, recyclage (mécanique ou chimique), récupération de l'énergie et élimination [9, 15, 16]. En France, ce principe se traduit par la loi LTECV (Loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte) [17]. Cette loi hiérarchise les modes de traitement des déchets: 1) privilégier le réemploi et le recyclage des déchets 2) assurer une valorisation matière et énergétique des déchets valorisables et 3) éliminer les déchets ultimes non valorisables par enfouissement. Les principaux objectifs de la loi LTECV sont: l'utilisation des CSR pour produire de la chaleur et de l'électricité, c'est-à-dire la valorisation des refus de tri des déchets, tout en faisant en sorte que cela ne se fasse pas au détriment de la prévention de la production de déchets et de la valorisation sous forme de matière et la valorisation énergétique par pyro-gazéification des déchets qui ne peuvent être recyclés selon les filières disponibles.

Les moyens de traitement des déchets actuels ne sont pas efficaces du point de vue énergétique, économique et environnemental. La majeure partie des déchets solides est enfouie et cette technique reste la plus répandue [11, 18]. L'enfouissement est associé à des nombreux inconvénients tels que l'émission de méthane à cause de la digestion anaérobie des déchets solides, l'occupation d'un large espace, l'incapacité à gérer une grande quantité de déchets et la pollution des eaux souterraines [14, 19, 20]. À part l'enfouissement, l'incinération est le traitement des déchets le plus appliqué au niveau mondial [9, 12, 21]. Cependant, les émissions nocives, les produits dangereux et les autres inconvénients de ces deux techniques ne les permettent pas de gérer d'une manière efficace l'élimination des déchets [19]. En effet, le développement des méthodes thermochimiques est impératif afin d'éliminer et de valoriser sous forme d'énergie les déchets ménagers. La pyrolyse et la gazéification sont des alternatives prometteuses [19, 22]. Ces méthodes thermochimiques sont plus performantes en terme de production de gaz et des combustibles liquides [19]. Actuellement, la pyrolyse est au coeur de la recherche scientifique [13, 12] et possède un grand potentiel [2]. En outre, la gazéification est une technologie bien adaptée à la conversion des déchets solides en gaz de synthèse ou syngaz [23, 24, 25] et permet de valoriser en même temps des déchets de différentes natures [26].

Dans la littérature, on parle souvent de la valorisation des DSM et des CDD (Refuse Derived Fuel en anglais, RDF). Le CDD désigne tout type de combustible préparé à partir des DSM (déchets industriels, d'activité économique et ménagers). Par exemple, un SRF "Solid Recovered Fuel" ou CSR (France) est un CDD préparé à partir des déchets solides non dangereux non recyclables [27]. La différence entre le CDD et un CSR repose sur les

critères de production. Les critères de qualité fixés pour les CDD sont beaucoup moins exigeants que ceux des CSR et dépendent généralement aux exigences imposées par le client aux producteurs. Généralement, les CDD sont composés de: plastique, papier, carton, résidus alimentaires, textile, bois et autre type de biomasse. Avec un pouvoir calorifique inférieur (PCI) supérieur à 10 MJ/kg, les CDD préparés à partir des déchets ménagers ont le potentiel d'être utilisé comme matière première pour la gazéification [28] et pourront même substituer les combustibles fossiles [20]. En raison de son faible coût de production par rapport à la biomasse, l'utilisation des CDD peut lancer la filière gazéification [29, 30]. Comme la biomasse, les déchets solides peuvent être simultanément convertie en gaz de synthèse, en biocarburants et en ressources renouvelables de combustibles solides [31]. Cependant, en raison de son hétérogénéité, la gazéification des déchets solides est plus complexe. Le manque de compréhension au niveau de la contribution de chacun des composants du mélange sur l'aspect des produits obtenus empêche d'étendre la conclusion sur d'autres types de mélange ayant des composants différents. Afin d'avoir une vue d'ensemble de la gazéification des déchets solides, ce chapitre présente dans son deuxième paragraphe les différents types de conversion thermochimique ainsi que les avantages et les inconvénients de la gazéification par rapport aux autres procédés. En outre, le paragraphe suivant met en évidence la gazéification des CDD et la production de CDD à partir de déchets solides. Puis, dans ce même paragraphe, les paramètres influents, les produits et les barrières scientifiques de la gazéification des déchets solides sont présentés. En dernier lieu, les solutions proposés dans la littérature pour améliorer la qualité des produits de la gazéification des déchets solides sont mises en évidence.

2.2 Les procédés thermochimiques

Il existe deux voies pour la conversion de la biomasse, la voie thermochimique et la voie biochimique [7, 32]. Le traitement thermochimique de la biomasse utilise la chaleur et des catalyseurs pour transformer les matières premières en produits à valeur ajoutée tels que les biocarburants, bio-charbon, syngaz et d'autres produits chimiques utiles. Par ailleurs, le traitement biochimique utilise des enzymes et des micro-organismes pour le même objectif [32]. La conversion de la biomasse par voie biochimique est souvent considérée comme une technologie « mature » offrant peu de marge d'amélioration et prenant un certain temps (plusieurs jours) à compléter le processus de conversion, tandis que les processus thermochimiques se déroulent plus rapidement (de quelques secondes à quelques heures). [32].

Les principaux procédés thermochimiques sont : l'incinération, la pyrolyse, le procédé de conversion hydrothermale et la gazéification.

2.2.1 L'incinération

L'incinération est une technologie qui consiste à détruire les déchets par une combustion contrôlée à haute température. La quantité d'oxydant dans le système est supérieure ou égale à la valeur stoechiométrique [21]. Les principaux produits obtenus sont l'énergie thermique, CO₂, la vapeur d'eau et les cendres inertes [33]. Les principales étapes du processus d'incinération des déchets sont:

- La préparation des déchets: elle regroupe toutes les étapes avant l'incinération [34].

C'est à dire la collecte, le tri et le prétraitement tel que le séchage afin d'améliorer le pouvoir calorifique et l'efficacité énergétique.

- La combustion: cette étape consiste à soumettre les déchets prétraités dans un four ou chambre de combustion dont la température est supérieure à 850°C [33, 35]. Cette température est suffisante pour une combustion complète et limite la production de dioxines et de dioxydes de carbone. Actuellement, les incinérateurs modernes peuvent produire une température supérieur à 1650°C en utilisant des combustibles auxiliaires [33].
- Conversion et récupération de l'énergie: cette étape consiste à produire de la vapeur grâce à la chaleur des combustibles dans une chaudière, qui entraîne la turbine couplée à un générateur.
- Épuration des gaz: des systèmes anti-pollution avancés répondant aux normes environnementales seront utilisés pour nettoyer les gaz [35].
- Les dernières étapes consistent à contrôler autant que possible les émissions de combustion, à gérer les résidus de cendres et de mâchefers ainsi que les éléments solides et l'eau provenant du traitement [33]. En outre, l'incinération est une source d'émission de CO₂, SO₂, NO_x, HCl, SO_x [36], des composés organiques volatils tels que les hydrocarbures polyaromatiques, le dioxine (dibenzodioxines polychlorées PCDDs) et furane (dibenzofuranes polychlorés PCDFs) [20, 14, 37].

Avantages: L'incinération permet d'éliminer 90% du volume des DSM [2, 18] et 70-75% de sa masse [33]. En tant que technologie mature, l'incinération assure une production d'électricité avec une efficacité électrique de 20% [2, 38]. Aussi, une réduction d'énergie dépensée en raison d'un traitement minimal des déchets [18], une réduction du temps nécessaire, du coût du transport et de l'émission de CH₄ [39] sont les avantages de cette technologie [2, 40].

Inconvénients: Le coût d'investissement, les coûts de fonctionnement et d'entretien d'un incinérateur sont élevés à cause de l'élimination des cendres volantes produites [2, 18]. C'est une des raisons pour laquelle les pays en développement optent pour l'enfouissement. De plus, l'émission d'une quantité importante de gaz de combustion [18], la production de résidus nocifs tels que les cendres volants imposent des risques pour la santé humaine [2, 41, 20]. En effet, le traitement des gaz de combustion est obligatoire. Ensuite, les valeurs limites d'émissions de CO₂ empêche la mise en place d'un incinérateur à grande échelle [14]. L'incinération nécessite des personnels compétents et une main-d'œuvre hautement qualifiée. En outre, l'efficacité énergétique d'un incinérateur est faible (15%) [20] et des déchets à forte teneur en humidité diminueront davantage cette valeur [2].

2.2.2 La pyrolyse

La pyrolyse est une dégradation des matériaux organiques en l'absence d'oxygène, à une température comprise entre 200°C à 650°C et pour une longue durée de séjour [19, 42, 43]. L'environnement inerte est obtenu en purgeant le système avec l'azote gazeux [19, 44, 45]. Les principaux produits du processus sont le bio-charbon solide, l'huile pyrolytique et le syngaz [12, 46]. Il existe trois types de pyrolyse : la pyrolyse lente, la pyrolyse intermédiaire et la pyrolyse rapide (cf. tableau 2.1). Les paramètres qui caractérisent chaque type

sont : la température de combustion, le taux de chauffage et le temps de séjour.

La production de biocarburant rend le procédé de pyrolyse intéressant. La pyrolyse catalytique renforce la production des bio-huiles à partir de la biomasse. Les catalyseurs sont utilisés pour améliorer la qualité et le rendement des produits de pyrolyse et réduire les besoins énergétiques du procédé [13]. La valorisation catalytique de la bio-huile se fait soit en aval, à l'aide de catalyseurs métalliques ou bifonctionnels, soit in situ par pyrolyse catalytique intégrée, dans laquelle le catalyseur est ajouté au système de pyrolyse [32]. Plusieurs catalyseurs tels que AlMCM-41, HY, HZSM-5, la silicalite, la zéolithe Y, le ZSM-5 ont fait l'objet de recherches pour la pyrolyse catalytique intégrée. L'utilisation de catalyseurs ZSM-5 dopés au métal (ZnZSM-5, MnZSM-5 et GaZSM-5) a également été rapportée dans la littérature [32, 46, 50]. Cependant, les bio-huiles produits par pyrolyse sont incompatibles avec les turbines à gaz et aux structures des matériels existants en raison de sa viscosité dynamique élevée de l'ordre de 185 mPa.s. Les avancées récentes sur l'étude de la pyrolyse catalytique ont permis de dégager que le méthanol et l'éthanol ont un effet positif sur la réduction de la viscosité des bio-huiles, l'amélioration de son homogénéité, la réduction de sa teneur en eau et le ralentissement du processus de vieillissement [44]. En outre, il est recommandé également de mener une étude sur : l'amélioration de l'aspect physico-chimique de la biomasse (grandeur, taux d'humidité, taux d'oxygène, taux des matières inorganiques), le développement d'un réacteur plus efficient du point de vue énergétique et environnemental et une étude des paramètres influents lors de la réaction afin d'augmenter le rendement et rehausser la qualité des produits. **Avantages:**

- Des faibles et moins importantes émissions de NO_x et de SO_2 [2]
- Une faible production de métaux alcalins et lourds, le soufre et le chlore et la non-formation du PCDDs/PCDFs [20]
- Un faible coût de production
- Un rendement en bio-huile élevé par rapport à d'autre procédé
- Une réduction des coûts réservés pour l'épuration des gaz de combustion [2]
- Un pouvoir calorifique supérieur (PCS) élevé du bio-huiles et du gaz pyrolytique [44, 12, 51]
- Une qualité supérieure du charbon de pyrolyse
- Une meilleure efficacité énergétique [2]
- Le combustible liquide produit peut être facilement stocké et transport [2, 32]

Inconvénients:

- L'utilisation d'un catalyseur impose un coût de production élevé
- Inactivation du catalyseur par les composants des déchets solides
- Le charbon et syngaz produits sont contaminés respectivement par: 1. des métaux lourds et des polluants organiques et 2. des gaz indésirables tels que: HCl , H_2S , SO_2 et NH_3

Table 2.1: Les différents types de pyrolyse

Le type de pyrolyse	Lente	Intermédiaire	Rapide
Température de combustion	200°C-300°C [47, 46, 48]	300-500°C [32]	400-800°C [47, 32, 7]
vitesse de chauffage	0.1- 2°C/mm [47, 32]		200-1000°C/s [47]
Temps de résidence	10-100mm [47]		< 2s [32]
Produits	Charbon (35wt%) Syngaz (35wt%) Liquide de pyrolyse (30wt%) [47, 32, 2]	Charbon (15-20%) Syngaz (20-30%) Liquide de pyrolyse (40-60%) [49]	Charbon (12-20%) Syngaz (13-30%) Liquide de pyrolyse (50-75%) [47]
La taille des matières premières	5-50 mm [47]		< 3 mm [47]
Caractéristiques	- élimine l'humidité et l'hémicellulose [48] - tolère la teneur en humidité de la matière première [2, 32]	- un faible rendement en goudron - une faible viscosité du liquide de pyrolyse [32]	- rendements élevés en huile [32] - la production de biocarburant - utilisation des catalyseurs [13]

- Production d'HCl, total du carbone organique (TCO) et SO₂ dépassant la valeur limite d'émission par la combustion des gaz pyrolytiques [52]
- Le système exige l'épuration du gaz froid ou chaud issu du producteur de gaz [20, 52]
- Un processus difficile et sophistiqué à cause de la courte temps de séjour de la vapeur pyrolytique dans le réacteur [2]

2.2.3 La gazéification

La gazéification est une réaction de décomposition des matrices carbonées à haute température pour un court temps de séjour et avec une quantité d'oxygène inférieure à la valeur stoechiométrique [19, 53]. Généralement, les températures de gazéification sont supérieures à 800°C et peuvent atteindre plus de 1300°C en fonction du solide utilisé et du procédé employé [46]. Si la température de gazéification arrive jusqu'à 1400°C, le procédé ne nécessite plus de source de chaleur externe, la combustion d'une partie de la matière première apporte de la chaleur pour faciliter la gazéification [24]. Les produits obtenus sont: le syngaz composé de H₂, CO, CH₄ et CO₂, charbon, combustibles liquides et cendres. Les étapes du procédé de gazéification sont: le séchage, la pyrolyse, l'oxydation et la réduction [37, 54, 46]. Les réactions d'oxydation sont des réactions exothermiques tandis que la gazéification est une réaction globalement endothermique [37]. Les gaz produits sont utilisés pour produire de la chaleur ou d'électricité [50].

Avantages: La gazéification n'enregistre pas une émission de GES [2]. C'est une solution durable pour la gestion des déchets [15]. La faible présence d'oxygène ralentit la formation de dioxines, furanes et NO_x et empêche l'oxydation des métaux [13, 25, 37]. À part le mercure et le cadmium, les alcalis et les métaux lourds sont retenus dans les cendres volantes [37, 25]. La gazéification est un procédé qui produit 65% de résidus toxiques en moins que l'incinération [13]. Par conséquent, le coût relatif à l'élimination des résidus est réduit. Ce procédé est rentable [53] et a un rendement de conversion plus élevé [14]. Ensuite, un des avantages de la gazéification par rapport à la pyrolyse est que toutes sortes de déchets, que ce soit des déchets organiques, des plastiques de différente composition ou même des plastiques mélangés à d'autres matières premières peuvent être co-valorisés dans un gazogène [2, 54, 55]. Cette technologie a la capacité de se développer à grande échelle et peut éliminer jusqu'à 90% du volume des DSM [2]. Par ailleurs, par le biais du procédé Fischer-Tropsch, les syngaz propres peuvent être transformés en combustibles liquides pouvant être utilisés à la production d'énergie électrique ou mécanique [13, 26].

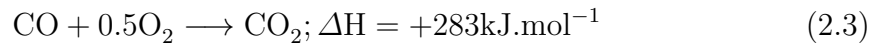
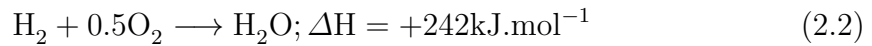
Inconvénients: La gazéification rencontre de nombreuses barrières techniques [13]. La présence du goudron, charbon et cendres dans le syngaz implique une longue série d'épuration du syngaz [13, 15, 2, 20, 55]. Ensuite, cette technologie requiert un prétraitement des déchets tel que le tri, le séchage et le broyage [2]. En effet, ce procédé consomme une quantité importante d'énergie [13, 2]. En plus, le traitement des déchets par gazéification demande un coût opérationnel et de gestion élevé qui varie entre 40 à 100 \$ par tonne de DSM [13]. En outre, les quantités élevées de charbon, de métaux et de polluants organiques dans les cendres et les charbons posent un problème surtout par rapport à la santé humaine [15]. Tous ces verrous sont relatifs aux phases d'expérimentations et d'essais, par conséquent, il manque de nombreuses informations pour la mise en place d'un projet de gazéification à grande échelle.

Sur le plan économique, il n'existe pas une grande différence entre les coûts d'investissements de la gazéification au plasma, la gazéification classique et la pyrolyse [13]. Toutefois, il est important de noter que le coût d'investissement le plus élevé est pour la gazéification au plasma suivi de la pyrolyse et enfin la gazéification [11]. Les différences majeures entre les trois types de procédés apparaissent dans les coûts d'exploitation et de maintenance [13]. Le coût d'exploitation et de maintenance de la pyrolyse est 7 fois plus élevé par rapport aux autres méthodes de traitement [19]. Le coût opérationnel du procédé de plasma thermique pourrait être réduit si le gaz de synthèse est utilisé comme source d'énergie [56].

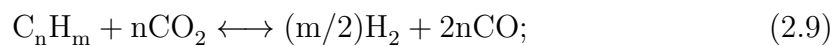
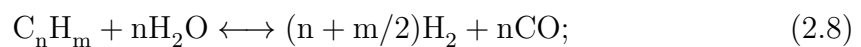
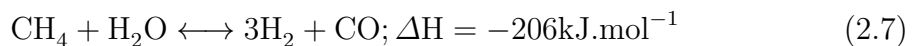
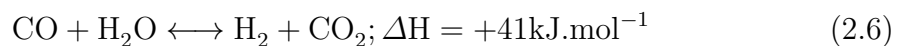
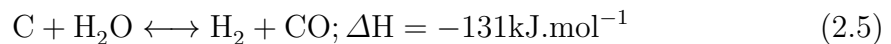
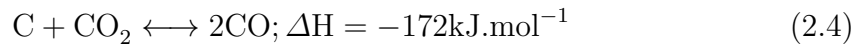
2.2.3.1 Les réactions chimiques

En général, les principales réactions de gazéification sont:

1. Le séchage: C'est à dire la réduction de la teneur en humidité à basse température.
2. La pyrolyse: C'est la production de gaz, de biochar et de goudron liquide à partir de la condensation de la vapeur de pyrolyse.
3. L'oxydation: c'est la combustion partielle du carbone (équ. 2.1), de l'hydrogène (équ. 2.2) et du monoxyde de carbone formé à partir de l'oxydation du carbone (équ. 2.3). Les produits obtenus sont: CO, H₂O et CO₂. Une réaction d'oxydation est une réaction exothermique qui se produit à une température supérieure à 500 °C [43]. La chaleur générée par ces réactions assure le chauffage rapide du réacteur [56, 57].



4. La réduction: c'est la réaction de gazéification du charbon avec les produits de la combustion, c'est à dire des réactions avec la vapeur, H₂ et CO₂ [11, 25, 53]. En effet, la réaction de réduction se produit en l'absence d'oxygène. La réaction de réduction comprend: la réaction de Boudouard (équ. 2.4), réaction eau-gaz (équ. 2.5), réaction de déplacement du gaz à l'eau (équ. 2.6) et réaction de reformage du méthane à la vapeur (équ. 2.7) [37]. En outre, le reformage à la vapeur des hydrocarbures et le reformage à sec des hydrocarbures sont décrits respectivement par équ. 2.8 et équ. 2.9.



Le tableau 2.2 montre la succession de ces différents types de réactions qui dépend de la configuration du réacteur utilisé.

Table 2.2: Réactions chimiques dans un réacteur

Type de réacteur	Réactions chimiques	Réf
Lit fixe co-courant	Séchage	[41, 10]
	Pyrolyse	
	Combustion and craquage du goudron	
	Réduction	
Lit fixe contre-courant	Séchage	[25]
	Pyrolyse	
	Gazéification or réduction	
	Combustion	
Réacteur à plasma	Réaction d'oxydation avec l'oxygène	[11]
	Réduction avec la vapeur, H ₂ S et CO ₂	
	Décomposition du goudron et des hydrocarbures	

2.2.3.2 Les réacteurs de pyro-gazéification

Le type de réacteur joue un rôle clé dans le processus de conversion, il affecte les rendements du produit [58] ainsi que la composition du gaz de synthèse [59]. Il existe différentes configurations de réacteur mais actuellement les réacteurs les plus utilisés pour les procédés de pyrolyse et gazéification sont les réacteurs à lit fixe: co-courant et contre courant et le réacteur à lit fluidisé: circulant, dense et entraîné [60].

2.2.3.2.1 Le réacteur à lit fixe

Le réacteur à lit fixe ou le réacteur traditionnel est un réacteur dans lequel l'ensemble "matière du lit et biomasse" n'est pas entraîné à une vitesse V . Ce réacteur est doté d'une structure simple adapté à une petite centrale de production décentralisée (puissance inférieure à 10 MW) et à la production thermique dans les industries [61]. On aperçoit dans un réacteur à lit fixe la présence d'un gradient de température suivant l'axe vertical. Par conséquent, différentes zones telles que la zone de combustion (1000-1700 °C), gazéification (pyrolyse et réduction, 300-1000°C) et séchage (300°C) sont observées [60, 50, 62, 41]. Le gaz de synthèse est composé généralement de N₂ (40-50%), CO (10-15%), H₂ (15-20%), CO₂ (10-15%) et CH₄ (3-5%) [61]. Cependant, les barrières rencontrées dans ce genre de réacteur sont: le faible pouvoir calorifique (4-6 MJ/Nm³) du gaz de synthèse [61], une faible transfert de chaleur et de masse entre la biomasse et la matière du lit et une teneur en goudron élevée [60, 50].

2.2.3.2.1 Lit fixe co-courant

Le réacteur à lit fixe co-courant est le meilleur gazogène largement utilisé. Dans ce genre de réacteur, le combustible solide et l'agent de gazéification (air, oxygène, air enrichi en oxygène et vapeur) circulent dans le même sens et par conséquent le gaz produit est évacué près de la zone plus chaude du réacteur (1100-1200 °C) [63]. Le réacteur à lit fixe co-courant est caractérisé par une conception simple, un temps de résidence court comparé au réacteur contre courant [58], une faible concentration du goudron (1 g/Nm³) [60, 50, 61], un taux de conversion du carbone élevé [24] et une forte concentration de particules dans le gaz de synthèse [59, 63]. Toutefois, pour atteindre les conditions de fonctionnement optimales, une matière première relativement sec (teneur en humidité

variant de 8% à 22%), une faible teneur en cendre et une granulométrie bien précise (10-50 mm) sont exigées [59, 61]. En général, ce type de réacteur a un rendement du gaz froid (Cold Gas Efficiency) de l'ordre de 46.7% à 88%, un PCI de 3 à 6.5 MJ/Nm³ et est favorable à la production d'électricité en raison de la propreté du gaz produit [59, 50].

2.2.3.2.1 Lit fixe contre courant

Contrairement au type de réacteur précédent, le réacteur à lit fixe contre courant est alimenté par un combustible solide et agent oxydant qui se déplace dans un sens contraire. Le gaz produit est évacué prêt de la zone d'entrée des solides. Par conséquent, la chaleur du gaz produit est récupérée par les combustibles solides. Ce système démontre alors une efficacité thermique élevée et une souplesse vis à vis de l'humidité des matériaux introduits [25, 62]. Du fait de sa conception, le gaz issu du réacteur à lit fixe contre courant est très chargé de goudron (100 g/Nm³) [63] et nécessite une purification avant d'être utilisé [60, 50, 57]. A cause de la qualité du gaz produit, ce type de réacteur est adapté à la cuisson directe [63].

2.2.3.2.2 Le réacteur à lit fluidisé

Un réacteur à lit fluidisé est un réacteur dans lequel la matière du lit et le combustible solide sont entraînées par un fluide. On observe alors une expansion rapide du lit fluidisé par rapport au lit fixe. Le lit est formé à partir d'une matière inerte telle que le sable de silice ou de l'olivine [62]. Contrairement au réacteur à lit fixe, la distribution de température à l'intérieur du zone de gazéification du réacteur à lit fluidisé est uniforme [61]. la matière du lit est faite d'une granulométrie assez faible qu'on l'appelle les particules de sable. Pour assurer un bon transfert de chaleur entre les particules, le combustible solide nécessite une granulométrie faible de l'ordre de 2 mm [58, 50]. Dans ce type de réacteur, l'air s'introduit en bas à l'aide d'une grille et assure le contact intensif de la matière du lit et la biomasse solide. En effet, le mélange intime donne un taux de réaction et de conversion élevés [58, 60]. La diminution de la vitesse de fluidisation, entraînant une concentration des particules sur le lit est le problème majeur qui peut être résolu en diminuant la température [61]. A l'aide d'un cyclone de récupération, les particules du lit, les cendres et les charbons sont réintroduits dans le cuve du réacteur afin d'augmenter le rendement en gaz. Cet réacteur a un rendement en gaz froid élevé par rapport au réacteur à lit fixe [60] et une teneur moyenne en goudron de 10 g/Nm³ [63].

2.2.3.2.2 Lit fluidisé circulant

Les particules du lit et les biomasses sont en mouvement avec une vitesse de fluidisation comprise entre 4 m/s et 6 m/s [50, 62]. La matière première est introduite en haut du lit et entraînée avec la matière du lit déjà préchauffé. La température du lit en mouvement est de l'ordre de 750 °C à 850 °C [60], cette température à l'intérieur du réacteur est contrôlée par le ratio air/biomasse. Le réacteur est équipé d'un cyclone de séparation qui filtre les charbons et les cendres volants qui seront ré-envoyés dans le réacteur pour fournir de la chaleur au lit et réagir de nouveau avec la vapeur pour augmenter le rendement en gaz. De la même manière, les particules de sable circulent entre le tube du réacteur, le cyclone de récupération puis retourne dans le tube du réacteur [58].

2.2.3.2.2 *Lit fluidisé dense*

Le réacteur à lit fluidisé dense ou bouillonnant fonctionne avec le même principe que le réacteur à lit fluidisé circulant. Sa vitesse de fluidisation est faible (1-2 m/s) et la température est inférieure à 900°C [50, 61]. Par conséquent, on constate la présence d'une zone de bouillonnement (composée par des cendres et charbons) au-dessus de laquelle se situent les biomasses et les particules du lit. Hormis les cendres volants qui circulent entre le tube du réacteur, le cyclone et la zone de bouillonnement, les autres solides ne sont pas entraînés.

2.2.3.2.3 Les autres types de réacteurs

- **Réacteur à courant transversal:** C'est un réacteur similaire au réacteur à lit fixe co-courant mais l'air entre par le côté du gazogène. Par conséquent, son efficacité thermique est faible [62, 63]. Cependant, en produisant un gaz à faible teneur en goudron (0.01-0.1 g/Nm³), le réacteur à flux croisé ne nécessite pas un système d'épuration de gaz complexe [63].
- **Réacteur à lit fluidisé entraîné:** Dans ce genre de réacteur, la vitesse d'entraînement est assez élevée par rapport aux autres réacteurs précédents [50]. Le réacteur exige un temps de séjour très court, une température élevée comprise entre 1200-1500 °C, une pression élevée de 25 bar. Le combustible solide est introduit dans le réacteur sous forme de boue (concentration des solides à 60%) produite à partir des particules fines (1 mm) et de l'eau. Généralement, le charbon, les résidus de raffinerie et les déchets plastiques sont transformés dans ce réacteur et produisent des gaz de synthèse à haute qualité [62].
- **Combinaison de deux réacteurs:** Afin de réduire la teneur en goudron du gaz produit et d'augmenter le rendement en gaz, une approche à deux étapes a été créée. Un système de réacteur à lit fluidisé secondé par un réacteur à plasma montre son efficacité par rapport au craquage de goudron [62]. En outre, Aigner et al. [64] ont démontré la performance d'un réacteur à lit fluidisé dense (zone de gazéification) combiné avec un réacteur de transport à lit fluidisé (zone de combustion) sur la co-gazéification du charbon et du bois.

Comparé au réacteur à lit fixe, le réacteur à lit fluidisé a une conception complexe et un coût de fonctionnement élevé. En terme de coût d'installation, le réacteur à lit fluidisé est économique pour une puissance installée de 5-10 MW. En Europe, la technologie de production de chaleur ou d'électricité à partir de la gazéification est basée sur des lits fluidisés. Ces derniers ont fait preuve d'efficacité à grande échelle [64]. Toutefois, le réacteur à lit fixe est plus adapté pour une production d'électricité à petite échelle [61].

2.2.3.2.4 Le réacteur à plasma:

Les gazéificateurs à plasma utilisent des torches à plasma [62] qui s'opèrent à une température très élevée et à une pression atmosphérique. La température du plasma se situe entre 2000 à 14000 °C [11, 23] tandis que la température à l'intérieur du four intégré est de l'ordre de 1400 °C [56]. La torche à plasma est localisée en bas du réacteur tandis que la biomasse est introduite en haut. L'agent de gazéification s'introduit en bas du réacteur et transporte avec lui une chaleur qui va sécher la biomasse à l'entrée du réacteur. On

observe différente zone telle que la zone de séchage, pyrolyse, gazéification/combustion et fusion de plasma dans un réacteur à plasma [25]. Pour mettre en oeuvre ce type de réacteur, une quantité importante d'électricité est requise et celle-ci constitue 15-20% de l'électricité produite par la centrale [62]. Les matières organiques sont transformées en gaz de synthèse de haute qualité tandis que les résidus inorganiques sont fusionnés et forment des scories vitrifiées [62, 25, 65]. Un réacteur à plasma accepte toutes sortes de déchets tels que: les DSM, les plastiques, les pneus usagés, les déchets biomédicaux dangereux et les déchets contenant des métaux. Les types de réacteurs utilisés dans ce procédé sont: le réacteur à lit fixe, à lit entraîné et à lit fluidisé [11].

Avantages: L'émission de la gazéification au plasma est inférieure à la gazéification classique [56, 25]. On n'observe aucune formation de NO_x , de SO_2 [11] et une réduction de la production des polluants oxygénés nocifs [65]. En effet, c'est une technologie efficace et plus propre pour la transformation des déchets hautement toxiques (les résidus d'incinération, les déchets radioactifs et les déchets médicaux) [13] [56]. Ensuite, ce procédé a un meilleur rendement du syngaz [13] et un débit important pour un petit réacteur [56].

Inconvénients: Malgré son potentiel, la gazéification au plasma est reconnue dans certaines industries métallurgiques et chimiques mais pas pour le traitement des DSM [13]. Pour le moment, l'application se fait à l'échelle pilote ou en laboratoire. En plus, la compréhension du processus est encore limitée [11]. En outre, la gazéification au plasma demande un coût d'investissement, de fonctionnement et de maintenance élevé comparé à la pyrolyse et la gazéification classique [11].

2.3 La gazéification du CDD

2.3.1 La production de CDD

Récemment, la production de CDD est préconisée par les planificateurs de la gestion des déchets et les gouvernements [28]. Selon la littérature, les avantages de la production de CDD sont: 1) l'augmentation du pouvoir calorifique du combustible garantissant un bon transfert de chaleur lors de la gazéification [28, 19, 15, 36], Milena et al. [66] ont trouvé une augmentation du PCI de 33% par rapport au PCI du DSM 2) l'homogénéité de la composition physico-chimique du produit [28, 29, 67, 66] 3) la facilité de stockage, de la manipulation, de transport et de convoyage de la biomasse vers le réacteur [28, 29, 67, 68] 4) la réduction des émissions polluantes lors de la gazéification [66].

En général, les étapes de traitement des déchets solides se résument à: la séparation des déchets, le criblage, le déchiquetage, la réduction de la taille, la classification, le séchage et la densification [69, 70, 66, 29, 28, 71]. Lors du tri des déchets collectés, les déchets recyclables et non-combustibles ne sont pas inclus dans l'échantillon [36, 12, 66] mais envoyés pourtant dans les industries manufacturières [19]. Ainsi, ces types de déchets, comme les verres et les métaux, ne sont pas favorables à la gazéification [14] et ont un impact énorme sur le processus de gazéification [19]. Les déchets non-recyclables sont composés de matériaux organiques tels que les plastiques, résidus alimentaires, textiles et bois, caoutchoucs et de matériaux inorganiques tels que les minéraux et les métaux. Puis, chaque sous-échantillons relatifs à chaque catégorie imposée sont broyés, tamisés, mélangés et mixés selon la composition voulue [19, 24]. Les déchets mixés sont ensuite densifiés sous forme de briquettes ou de pellets [24, 36, 12]. Le tableau 2.3 présente les

Table 2.3: Étapes de production de CDD

Type de production	Réf
classification, triage, séparation des métaux ferreux, non ferreux et des matériaux inertes lourds et confection du combustible	Lorber et al. [76]
le criblage, la séparation magnétique, le broyage grossier, l'affinage, la séparation et la granulation	Barba et al. [70]
tri, criblage, déchiquetage, réduction de taille, tamisage, séchage et densification	Milena et al. [66]
réduction de la taille, séchage, criblage, tri, séparation du métal et du verre, granulation	Aluri et al. [29]
crible à trommel, tri manuel, séparation magnétique, broyeur, crible à trommel, broyage, crible à trommel et densification	Caputo et al. [28]
séparation des déchets, déchiquetage, densification	Khosasaeng et al. [71]

différents types de production de CDD dans la littérature. Dans leurs travaux, Caputo et al. [28] ont étudié le concept d'une installation de production des CDD et ils ont trouvés que les étapes permettant d'avoir un pouvoir calorifique élevé sont: le criblage à tambour, le triage manuel, la séparation magnétique, le déchiquetage, le criblage à tambour, broyage, le criblage à tambour, densification/pelletisation. En effet, les opérations mécaniques seules sont insuffisantes car une intervention manuelle est toujours nécessaire lors de la production des CDD [72]. Sept différents types de CDD ont été classés par l'American Society for Testing and Materials (ASTM) [73], les différences se trouvent au niveau de la chaîne de production des CDD. Les types les plus utilisés dans les travaux de recherches sont le type 3 et le type 5. Le type 3 se définit par: le déchiquetage des DSM, l'extraction des métaux, verres et d'autres matières inorganiques tandis que le type 5 est un combustible densifié à plus de 600 kg/m³ sous forme de pellets ou de briquettes [28].

Le choix de la composition des CDD est très important car les propriétés physico-chimiques du combustible et la qualité du syngaz en dépendra. Le pouvoir calorifique du mélange dépend de leur composition chimique, un mélange à pouvoir calorifique élevé est indispensable [28]. Les déchets contenant plus de plastiques ont un pouvoir calorifique élevé en raison de la forte teneur en C (supérieure à 60%) et H et la faible teneur en O (entre 0-4%) [26, 13, 71]. À l'encontre des déchets en plastiques, les déchets formés par les résidus alimentaires, les déchets de jardin et les biomasses ont un pouvoir calorifique faible à cause de l'excès de teneur en oxygène et humidité [13, 12, 74]. Un mélange riche en plastique est un mélange qui a une teneur élevée en matière volatile. En effet, pour avoir un mélange équilibré, un apport de carbone fixe et de cendres sont nécessaires. Ces derniers s'obtiennent en augmentant la proportion du bois, papier, carton et résidus alimentaires dans le mélange [67, 75, 29]. En outre, la teneur en humidité du mélange varie surtout en fonction de la proportion de la biomasse telle que les résidus alimentaires, le bois, le papier et le carton. Toutefois, la composition peut varier en fonction de l'origine des déchets, de la saison, de la technique de production et du technique de tri et d'échantillonnage. Le tableau 3.4 illustre les résultats des analyses rapides des propriétés physico-chimiques des CDD.

Table 2.4: Analyse rapide du CDD

Composition	PCI [MJ/kg]	Cendre [wt%]	FC[wt%]	VM [wt%]	M [wt%]	Réf
Plastique 20.5%	19.6	1.59	15.47	78.04	4.9	[70]
Papier 16%						
Carton 22.5%						
Textiles 31 %						
CDD	15.2	6	26.3	67.6	12	[66]
CDD	11.9	19.1	6.4	59.6	14.9	[77]
CDD	16.03	22.92	9.35	58.57	9.16	[78]
Plastique papier et déchets alimentaires	24.8 (PCS)	3.44	-	-	4	[29]
Papier et fibre 50%	17.9	12.9	10.4	76.7	-	[75]
Bois 28%						
Plastique 9%						
Déchets alimentaires 7%						
Incombustibles 6%						
Papier 70%	24.6	7.9	5.4	86.7	-	[75]
Plastique 30%						
DSM 50%	21	12.1	11.6	64.8	11.5	[79]
Déchets commerciaux et industriels 50%						
CDD	18.6	1.1	16.3	82.6	25	[80]

FC: carbone fixe; VM: matière volatile; M: teneur en humidité

2.3.2 Les paramètres influents

Hormis les paramètres du gazogène, les caractéristiques physico-chimiques de la matière première influencent la qualité du syngaz. La composition de masse des déchets est importante, c'est pourquoi une analyse ultime est nécessaire avant de procéder à la gazéification [19]. Ensuite, le taux d'humidité de la matière première affecte le procédé de gazéification, un taux d'humidité élevé réduit la qualité du syngaz et l'efficacité du gaz froid [37, 59] qui est un facteur important afin de déterminer la performance du gazogène [57]. L'efficacité du gaz froid de la gazéification des déchets solides peut atteindre une valeur supérieure à 70% [14, 37, 81, 82]. En outre, le PCS qui est relatif à la composition de la biomasse est souvent employé comme paramètre indiquant le potentiel de la matière première [19].

Ensuite, le type de réacteur utilisé et les conditions de fonctionnement du gazogène telles que le débit massique [4, 19], l'oxydant utilisé, la température à l'intérieur du réacteur, le ratio d'équivalence (RE), le temps de séjour [60, 4] et le catalyseur [26] influencent la qualité des produits de gazéification. Dans un réacteur à lit fluidisé, le RE est un paramètre plus important que la hauteur du lit et la vitesse de fluidisation [37]. Un RE trop élevé (supérieur à 0.4) entraîne la dilution du syngaz tandis qu'un RE trop faible (inférieur à 0.2) signifie un processus de gazéification incomplet [55]. En effet, un RE approprié (0.2-0.4) devrait être utilisé pour améliorer le taux de production des gaz combustibles (CO, H₂ et CH₄) [57]. Une augmentation du RE est accompagnée d'une montée de la température dans la zone de gazéification [24]. D'après la réaction de Boudouard (équ. 2.4) et le principe de Le Chatelier, cette hausse de la température entraînera l'augmentation de la teneur en CO et la réduction de la teneur en CO₂ [24, 54, 37, 55]. Puis, si on augmente progressivement le RE, la quantité de H₂ et CH₄ produits diminuera. Ces phénomènes sont expliqués par la réaction d'oxydation du H₂ (équ. 2.2) et la réaction de reformage du méthane à la vapeur (équ. 2.7) [24]. Un RE optimal est défini par des teneurs en CO, H₂ et de CH₄ optimales [57] engendrant un PCI optimal du gaz [25, 24]. Par ailleurs, la température influence la composition du syngaz. L'augmentation de la température favorise la production de CO et H₂ et réduit la production de CO₂ et CH₄ [54]. Des teneurs élevées en CO et H₂ signifient des valeurs de PCI, l'efficacité du gaz froid et l'efficacité de

la conversion du carbone élevées [13, 37, 57]. Par conséquent, une température plus élevée est favorable à la production de gaz riche en H_2 [14] et CO [57, 56] et à l'augmentation de l'efficacité énergétique [24]. En outre, une température faible est sélective dans les types de matières premières [14].

2.3.3 Les produits de la gazéification des CDD

Généralement, les produits de la gazéification des CDD sont: le syngaz, les matières organiques condensables (goudrons et vapeur d'eau) [83, 22] et les produits solides (charbon et cendre) [53]. La gazéification des CDD démontre un effet positif sur la concentration du gaz H_2 , le rendement en syngaz et le PCI du gaz [54]. Un gaz de synthèse de haute qualité a une teneur élevée en H_2 et CO et une faible teneur en CH_4 , CO_2 et les hydrocarbures gazeux tels que C_2H_4 et C_2H_6 [56, 83, 19, 4]. La concentration du gaz H_2 et CO dans le syngaz dépend du RE et de la température de gazéification. L'aspect des résultats de la gazéification des CDD est une contribution de chacun des déchets composants les CDD [29]. Les résultats montrent que, la gazéification du plastique produit plus d'hydrocarbures C1-C4 à cause d'une teneur élevée en matière volatile, une faible teneur en carbone fixe et une teneur faible ou nulle en oxygène. En effet, la gazéification du plastique produit plus du goudron que du charbon. Le syngaz produit par la gazéification des CDD riche en plastique a un PCI élevé et est majoritairement composé par: CH_4 et C_2H_4 . En outre, la gazéification de la biomasse à haute teneur en oxygène telle que: les résidus alimentaires, le papier et le bois produit plus de CO et CO_2 et moins d'hydrocarbures. A une température de l'ordre de $900^\circ C$ ou avec un RE élevé, les cendres présents dans les biomasses agissent comme catalyseur lors de la gazéification des CDD et entraîne le craquage rapide des polymères du plastiques [75]. Par conséquent, la co-gazéification plastique-biomasse pourra produire un syngaz de bonne qualité, c'est à dire une faible teneur en goudron et un pouvoir calorifique élevé [75, 67, 29]. Le tableau 2.5 présente les résultats de la gazéification des CDD de composition différentes.

Pour la gazéification à l'air, la moitié du volume de syngaz produit est formée par de l'azote. À haute température (supérieure à $900^\circ C$), l'utilisation de l'air comme agent oxydant montre peu d'amélioration sur le pouvoir calorifique du syngaz [37]. Ensuite, la gazéification à la vapeur produit un syngaz de haute qualité exempt d'azote et de ses oxydes et avec une très forte concentration en H_2 [14, 37, 26]. Actuellement, la vapeur d'eau est l'agent de gazéification le plus utilisé [25]. L'injection de la vapeur dans le réacteur favorise la production de H_2 et CO_2 tandis que diminue le rendement en CO. À une température supérieure ou égale à $900^\circ C$, la production de H_2 et CO s'intensifie [26] et le PCI et le rendement en syngaz s'améliorent [25]. En outre, la composition du syngaz produit par la gazéification à plasma dépend de la source de gaz du plasma. Le plasma avec N_2 produit plus de gaz H_2 tandis que le plasma à partir de la vapeur produit du syngaz majoritairement formé par le CO et H_2 . La combinaison de la gazéification à plasma et à la vapeur a un effet positif sur le pouvoir calorifique du gaz, le rendement en syngaz et la conversion des charbons [11]. Avec la gazéification à plasma, les matériaux inorganiques tels que les minéraux et les métaux qui se trouvent dans les cendres sont transformés en scories inoffensives et vitrifiées composées de: SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , Na_2O et MgO [56, 23, 25]. À l'issu des tests "US EPA leech tests", les scories vitrifiées peuvent être utilisées à des fins de construction [65].

Table 2.5: Résultats de la gazéification des CDD

Composition	Analyse rapide [wt%]	PCI du syngaz [MJ/Nm3]	CGE [%]	RE	Température [°C]	H2/CO [%]	Réf
DSM (Plastique)	FC: 9.73						
	VM: 81.47						
	Ash: 4.8	5.87	73.04	0.35	-	CO: 14.72 for ER=0.35 H2: 8.82 for ER= 0.25	[71]
	Moisture: 4 base sèche						
PET: 75% Papier: 25%	FC: 2.18						
	VM: 94.01						
	Ash: 2.33	4.39	-	-	-	CO: 22.02 H2: 10.43	[67]
	Moisture: 1.48 base sèche						
DSM	FC: 26.3						
	VM: 67.6						
	Ash: 6	5.8	57-60	0.25-0.3	680-700	CO: 15-25 H2: 12-20	[66]
	Moisture: 12 base sèche						
DSM	FC: 6.4						
	VM: 59.6						
	Ash: 19.1	11.9 MJ/kg	78.2	0.37	770	H2/CO: 1.62	[77]
	Moisture: 14.9						
Papier 70% Plastique 30%	FC: 5.4						
	VM: 86.7						
	Ash: 7.9	17.9	-	0.2-0.4	-	-	[75]
	Moisture: - base sèche						
Papier and fibre 50% Bois 28% Plastique 9% Résidus alimentaires 7% Incombustibles 6%	FC: 10.4						
	VM: 76.7						
	Ash: 12.9	14.1	-	0.2-0.4	900	-	[75]
	Moisture: 4 base sèche						
DSM 50% Déchets industriels et commerciaux 50%	FC: 11.6						
	VM: 64.8						
	Ash: 12.1	8	55	-	750	CO: 24 H2: 35	[79]
	Moisture: 11.5 base sèche						
DSM	FC: 16.3						
	VM: 82.6						
	Ash: 1.1	-	-	-	700-1000	CO: 28.5 H2: 19	[80]
	Moisture: 25 base sèche						

2.3.4 Les barrières scientifiques

La gazéification des déchets solides est plus difficile en raison de sa nature hétérogène. Effectivement, toutes les technologies disponibles ont été développées pour fonctionner sur de la biomasse pure [77]. Les barrières de la gazéification des DSM sont: la présence des goudrons, charbons, particules, NH_3 , H_2S , HCl , Cl_2 et des produits organiques chlorés dans le syngaz [13, 30, 84]. La teneur élevée en chlore (NaCl et PVC) dans les déchets est à l'origine de la formation des certains produits chlorés et une source d'émission des dioxines toxiques [13]. De plus, le chlore, le cadmium et le plomb sont souvent concentrés dans les combustibles produits [72]. Pourtant, le chlorure de polyvinyle (PVC), source de Cl , constitue la majorité des polymères produits et distribués partout dans le monde. Pour le cas de l'Europe, après le polypropylène (PP) et le polyéthylène (PE), le PVC constitue 10% de la production des polymères en 2017 [54]. Selon Rotter et al. [72], la présence de ces éléments dans la plupart des flux de déchets limite la capacité de réduire les pollutions associées à la gazéification des combustibles produits. Ensuite, l'azote de la biomasse utilisé dans le CDD, par exemple le bois, est à l'origine de la formation de NH_3 dans le syngaz [84]. A cause d'un pourcentage élevé des plastiques dans le CDD, la quantité élevée de la matière volatile des CDD entraîne la formation des goudrons [77]. Les obstacles à la valorisation des plastiques par gazéification sont: la présence des matières inorganiques dans le plastique, les caractéristiques chimiques des plastiques, la teneur élevée en matière volatile [54]. Par conséquent, une épuration efficace des gaz est recommandée afin de réduire la quantité des ces impuretés dans le syngaz [83, 30, 84, 54]. Le goudron entraîne le blocage de la cuve de réaction [45, 85] et la réduction du pouvoir calorifique et du rendement en syngaz [60]. Ensuite, les cendres produits par la gazéification des CDD, composés par des métaux alcalins et alcalino-terreux, des métaux lourds et des composés organiques non toxiques, contaminent l'eau et le sol. À des concentrations élevées, les cendres résiduelles de la gazéification des CDD ont des effets toxiques sur les cellules humaines HepG2 et MRC-5 [53, 77]. Par ailleurs, la gazéification du plastique reste un défi malgré son pouvoir calorifique élevé. Cependant, à l'échelle régionale ou nationale, le mélange introduit dans le gazogène contient au moins 10% de plastiques [2]. Cependant, une teneur élevée en plastique dans les CDD peut générer une température élevée et endommager le gazéificateur [67].

2.3.5 Les solutions proposées

La co-gazéification du CDD et de la biomasse est une filière prometteuse permettant de produire du syngaz de haute qualité à partir des déchets solides [78, 86]. L'ajout de biomasse ou de charbon entraîne l'augmentation de la fraction de carbone fixe du mélange et favorise le maintien de la réaction de gazéification (réaction 2.4 et 2.5). La formation du charbon à partir de la réaction de pyrolyse est très importante afin d'accélérer la réaction eau-gaz (2.5) qui produit de l'hydrogène et du monoxyde de carbone [75, 27]. Par conséquent, l'ajout de biomasse améliore la qualité du gaz produit et optimise la distribution de température à l'intérieur du réacteur [27, 67]. De plus, les cendres de la biomasse sont riches en métaux alcalins et alcalino-terreux (sodium, potassium, magnésium et calcium) et ont effectivement des effets catalytiques lors de la co-gazéification avec d'autres combustibles [87]. En effet, la co-gazéification avec le CDD est aussi bénéfique pour la biomasse parce que cette technologie a le potentiel de réduire la fusion des cendres à haute température de gazéification [78]. Cependant, l'incompréhension des phénomènes tel que les effets synergiques de la co-gazéification de la biomasse-CDD et la manque des

données publiées concernant la co-gazéification de la biomasse-CDD restent des verrous auxquels il faudra porter une attention particulière [78, 88].

Par ailleurs, la gazéification du mélange charbon et biomasse est un nouveau défi. La maîtrise d'une technologie propre des combustibles fossiles est très prometteuse et avantageuse à cause de l'abondance et la stabilité du prix du charbon [4]. À l'échelle du laboratoire, la co-gazéification des mélanges charbon/biomasse est prometteur par rapport à la gazéification individuelle du charbon et de la biomasse [64, 89]. L'existence de l'effet synergique obtenu en alimentant conjointement les biomasses et le charbon dans un gazogène pourra améliorer le procédé de conversion et la qualité des produits obtenus. Généralement, le syngaz obtenu par la co-gazéification du mélange charbon/biomasse est composé de H_2 , CO , CO_2 et CH_4 [90, 55, 89]. La distribution des produits et la composition du syngaz dépendent des paramètres suivants: la température du gazogène, le ratio d'équivalence, la composition des matières premières, le taux de chauffage et l'agent de gazéification utilisé [55, 89]. Il existe différents types de mélanges charbon/biomasse dans la littérature, tels que le mélange charbon/plastique, le mélange plastique/bois/charbon et le mélange bois/charbon. Selon la littérature:

- l'augmentation du ratio de la biomasse dans le mélange biomasse/ charbon entraîne l'augmentation de la teneur en CO , H_2 , hydrocarbures et goudron du syngaz [89]. Ensuite, l'augmentation du ratio bois dans le mélange bois/charbon emmène à la production d'un syngaz plus propre ayant un faible pouvoir calorifique due à la production de charbon, à la réduction de la présence d'hydrocarbures et à l'absence de goudron [90].
- La gazéification du charbon est associé à la production de goudron qui constitue 15 à 20% de la production totale d'énergie [83] et à la formation de NH_3 et H_2S à cause de la présence du S et N dans le charbon. Puis, la présence de SiO_2 dans le charbon participe à la réduction du goudron, la SiO_2 agit comme un catalyseur in-situ [89].
- Un mélange à forte teneur en plastique produit un syngaz ayant un PCI élevé. Le rendement en syngaz est faible. Cependant, un mélange à forte teneur en charbon a un rendement en syngaz élevé et produit un syngaz ayant un PCI faible [55].

En outre, le prétraitement des CDD par carbonisation entre 300-400°C pendant 15-60 mn a été prouvé efficace. Les avantages de la carbonisation des CDD avant gazéification sont: la réduction de l'émission des polluants dangereux grâce à l'élimination de certains composants inorganiques comme le calcium ou le chlore, l'augmentation de la densité, du pouvoir calorifique, de la teneur en carbone, cendre et carbone fixe du CDD [91]. D'après Goncalves et al. [91], le PCS du CDD après carbonisation est entre 20.1-26.2 MJ/kg.

Ensuite, la modification de la conception du réacteur afin d'augmenter la température à l'intérieur ou encore la gazéification en deux ou plusieurs étapes permettent de réduire et d'augmenter respectivement la teneur en goudron et en H_2 du syngaz. Comme dans le cas de la gazéification, une température et une RE plus élevées favorisent le rendement en gaz de synthèse pendant la co-gazéification [78]. Saleh et al. [24] ont montré que la création d'une entrée d'air dans une zone entre la pyrolyse et l'oxydation entraîne l'augmentation de la température et par conséquent, une réduction de 30% à 50% de la teneur en goudron et une augmentation de 20% de la production de H_2 . Ensuite, la gazéification en deux étapes c'est à dire l'utilisation de deux réacteurs différents est un moyen efficace de production de H_2 et de syngaz sans goudron. La combinaison

d'un réacteur de gazéification classique avec un réacteur à plasma permet d'obtenir un bon résultat. Dans ce cas, le craquage des goudrons et la vitrification de la fraction inorganique des cendres se produisent dans le réacteur à plasma. Selon Mukherjee et al. [13], la gazéification des déchets solides par plasma en lit fluidisé est une technologie prometteuse. En combinant un gazogène à lit fluidisé avec un gazogène à plasma, Ray et al. [15] ont constaté une conversion énergétique (74-90%) et une conversion du carbone (95+-1,6%) élevée. Puis, l'utilisation de 2 réacteurs, l'un pour la pyrolyse et l'autre pour le reformage catalytique des substances volatiles produites par la pyrolyse, permet de renforcer la production de H_2 et d'obtenir un syngaz sans goudron [54].

En plus, l'utilisation d'un catalyseur est important afin d'augmenter l'efficacité de la gazéification, améliorer le rendement en gaz en diminuant la production de liquide et charbon, réduire le taux de goudron [26] et d'éviter la restriction thermodynamique de la réaction du déplacement de gaz à l'eau (éq. 2.6) dû à une température élevée [54]. En effet, le catalyseur renforce la production de H_2 et CO et diminue la production de goudron, charbon, CO_2 , C_2H_4 et C_2H_6 [26]. Le Nickel est le catalyseur généralement utilisé [92, 75]. Le catalyseur à base de Nickel assure l'élimination du goudron, accélère la réaction de reformage du méthane et la réaction de conversion du gaz à l'eau [60].

La réduction de la teneur en goudron du syngaz est primordiale. Hormis le catalyseur à base de Nickel, d'autres types de catalyseurs tels que les zéolites, les dolomites [13, 60], les chars produits par gazéification et pyrolyse [45] et les minéraux alcalins dans les cendres résiduelles de la gazéification [18] pourraient être utilisés comme adsorbant ou catalyseur pour la décomposition des goudrons. L'utilisation des cendres résiduelles et cendres volantes comme catalyseur permet à la fois d'améliorer la qualité du syngaz et de traiter les résidus hautement toxiques [56]. Les cendres issues de la gazéification de la biomasse contiennent du C, O, Si, métaux alcalins, métaux alcalino-terreux, non métaux, métalloïdes et une quantité importante de Ca (supérieure à 40%). Un bon catalyseur tel que l'oxyde de calcium (CaO) peut être obtenu par calcination thermique à l'air libre du Ca présent dans ces résidus pour la production de biodiesel à partir de l'huile végétale [85]. En outre, l'augmentation de l'apport de chaleur favorise le craquage du goudron [25], d'où l'avantage de la gazéification par plasma. Ensuite, l'utilisation de l'olivine en tant que matériel du lit est efficace dans l'élimination du goudron [4, 64, 60]. Ce dernier agit à la fois comme porteur de chaleur, catalyseur, et augmente la production de gaz [4]. Afin de produire un syngaz sans impuretés: il est nécessaire de séparer la gazéification et la combustion dans deux réacteurs différents [64] et il est important d'avoir un ratio biomasses/charbon optimale. Les avantages de la gazéification du mélange charbon et biomasse par rapport à la gazéification du charbon sont: augmentation de l'efficacité de la conversion du carbone, augmentation de l'efficacité du gaz froid et diminution de la quantité de NH_3 et H_2S émise, le tout avec un ratio de la biomasse supérieur à celui du charbon. Le diagramme (Fig. 2.1) résume l'état de l'art de la gazéification des déchets solides et met en évidence la variation des produits de gazéification en fonction de la composition des déchets, des catalyseurs et du type de réacteur utilisés et des conditions d'exploitation telles que la température, l'agent de gazéification et le rapport d'équivalence.

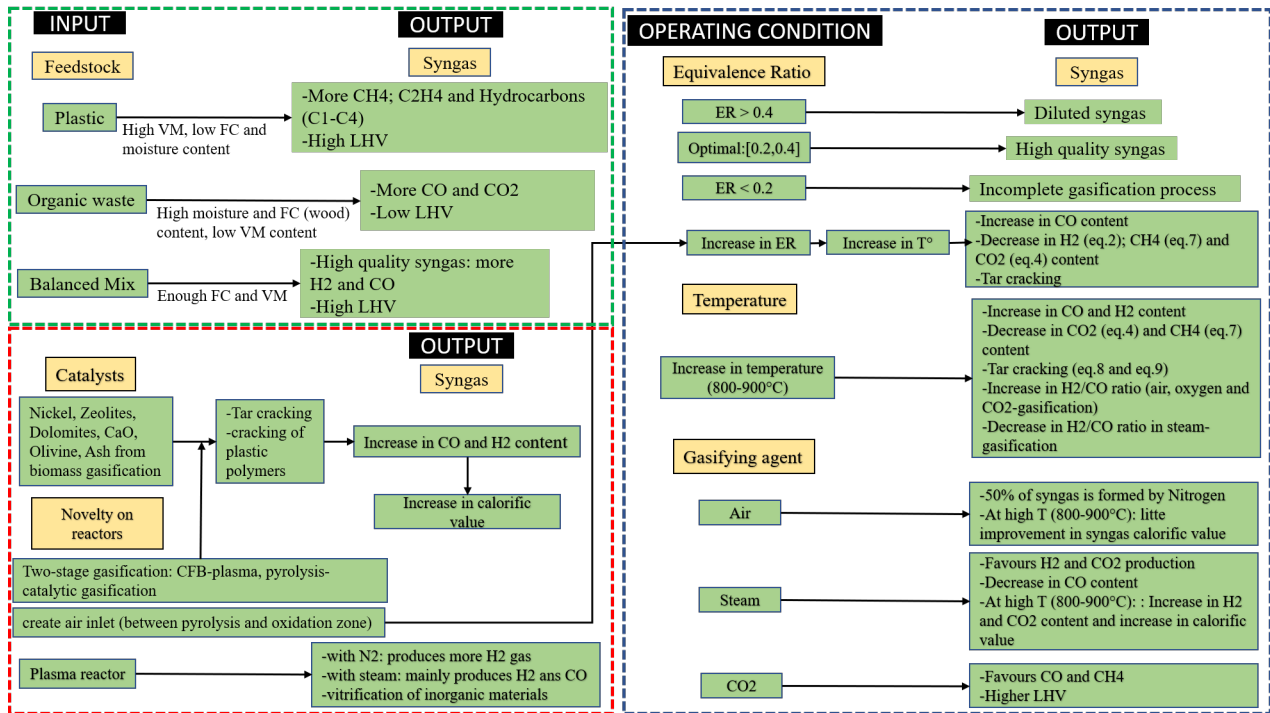


Figure 2.1: Diagramme schématique: Entrée et sortie du système de gazéification

2.4 Conclusion

La gazéification est idéale pour la production de gaz de synthèse à partir du déchets solides car tous les types de déchets peuvent être récupérés par ce processus. L'aspect du résultat de la gazéification d'un mélange de déchets solides est une contribution de chacun ses composants. La gazéification du plastique produit davantage d'hydrocarbures en C1-C4 en raison d'une teneur élevée en matières volatiles, d'une faible teneur en carbone fixe et d'une teneur faible ou nulle en oxygène. Les plastiques se décomposent facilement en goudron plutôt qu'en charbon. En outre, la gazéification de la biomasse à forte teneur en oxygène, comme les déchets alimentaires, le papier et le bois, produit plus de CO et de CO₂ et moins d'hydrocarbures. En effet, le rapport plastique:biomasse est un paramètre important dans la gazéification d'un mélange de déchets solides. Un CDD riche en plastique a un faible rendement en gaz de synthèse, tandis qu'un CDD riche en biomasse produit un gaz de synthèse à faible pouvoir calorifique. La co-gazéification plastique-biomasse produit un gaz de synthèse de bonne qualité, c'est-à-dire à faible teneur en goudron et à haut pouvoir calorifique. En résumé, pour que le gaz produit soit de meilleure qualité, le mélange doit avoir un pouvoir calorifique élevé et une quantité suffisante de carbone fixe et de cendres. Ces dernières ont un effet catalytique sur la décomposition de la matière. Le plastique et la biomasse fournissent respectivement le pouvoir calorifique et la teneur en carbone fixe et en cendres. Cependant, la qualité du gaz de synthèse produit dépend non seulement de la composition du mélange mais aussi des conditions de fonctionnement du réacteur, du type de réacteur et du type d'agent de gazéification utilisé.

En outre, la gazéification des déchets solides présente un rendement de gaz froid supérieur à 70% et un rendement de conversion plus élevé. La gazéification à la vapeur et au plasma produit un gaz de synthèse à haut pouvoir calorifique et à faible teneur en goudron. En

éliminant les goudrons, les charbons et les cendres du gaz de synthèse, celui-ci peut être utilisé pour la production d'électricité dans les petites centrales électriques de moins de 10 MW. Cependant, les quantités élevées de charbon, de métaux et de polluants organiques dans les cendres et le charbon sont préoccupantes, notamment pour la santé humaine. En tenant compte des émissions, des coûts et des aspects techniques de chaque procédé, on peut dire que la gazéification est une technique prometteuse pour la valorisation des déchets solides. Cependant, les études sur la co-gazéification des déchets et de la biomasse et la gazéification à l'échelle pilote-industrielle sont encore rares dans la littérature. Jusqu'à présent, l'effet synergique de la co-gazéification de la biomasse et des RDF n'est pas tout à fait clair.

Bibliography

- [1] Anis Atikah Ahmad, Norfadhila Abdullah Zawawi, Farizul Hafiz Kasim, Abrar Inayat, and Azduwin Khasri. Assessing the gasification performance of biomass: A review on biomass gasification process conditions, optimization and economic evaluation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53:1333–1347, 2016. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2015.09.030.
- [2] Ayesha Tariq Sipra, Ningbo Gao, and Haris Sarwar. Municipal solid waste (MSW) pyrolysis for bio-fuel production: A review of effects of MSW components and catalysts. *Fuel Processing Technology*, 175(November 2017):131–147, 2018. ISSN 03783820. doi: 10.1016/j.fuproc.2018.02.012.
- [3] Dean Marcus Gioutsos, Kornelis Blok, Leonore van Velzen, and Sjoerd Moorman. Cost-optimal electricity systems with increasing renewable energy penetration for islands across the globe. *Applied Energy*, 226(May):437–449, 2018. ISSN 03062619. doi: 10.1016/j.apenergy.2018.05.108. URL <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.108>.
- [4] Stefano Stendardo, Pier Ugo Foscolo, Mirko Nobili, and Silvera Scaccia. High quality syngas production via steam-oxygen blown bubbling fluidised bed gasifier. *Energy*, 103:697–708, 2016. ISSN 03605442. doi: 10.1016/j.energy.2016.03.011.
- [5] Deepak K Ojha and Ravikrishnan Vinu. Copyrolysis of Lignocellulosic Biomass With Waste Plastics for Resource Recovery. *Waste Biorefinery*, pages 349–391, 2018. doi: 10.1016/B978-0-444-63992-9.00012-4. URL <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-63992-9.00012-4>.
- [6] T S Nguyen, Songbo He, G Raman, and K Seshan. Catalytic hydro-pyrolysis of lignocellulosic biomass over dual Na₂CO₃ / Al₂O₃ and Pt / Al₂O₃ catalysts using n-butane at ambient pressure. *CHEMICAL ENGINEERING JOURNAL*, 299: 415–419, 2016. ISSN 1385-8947. doi: 10.1016/j.cej.2016.04.104. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.104>.
- [7] Rakesh Agrawal Vinod Kumar Venkatakrishnan, John C. Degenstein, Andrew D. Smeltz, W. Nicholas Delgass and Fabio H. Ribeiro. High-pressure fast-pyrolysis, fast-hydropyrolysis and catalytic hydrodeoxygenation of cellulose: Production of liquid fuel from biomass. *Green Chemistry*, (207890), 2013. doi: 10.1039/C3GC41558A.
- [8] Jiesper Tristan, Strandsbjerg Pedersen, and Halaze Manhice. The hidden dynamics of household waste separation : An anthropological analysis of user commitment , barriers , and the gaps between a waste system and its users *. *Journal of Cleaner Production*, 242:116285, 2020. ISSN 0959-6526. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.03.281. URL <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.281>.
- [9] Camilla Andersson and Jesper Stage. Direct and indirect effects of waste management policies on household waste behaviour : The case of Sweden. *Waste Management*, 76:19–27, 2018. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2018.03.038. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.038>.

-
- [10] Atul Kumar and S R Samadder. An empirical model for prediction of household solid waste generation rate – A case study of Dhanbad , India. *Waste Management*, 68:3–15, 2017. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2017.07.034. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.034>.
 - [11] M. T. Munir, I. Mardon, S. Al-Zuhair, A. Shawabkeh, and N. U. Saqib. Plasma gasification of municipal solid waste for waste-to-value processing. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 116(April):109461, 2019. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2019.109461. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109461>.
 - [12] Jia Shun Lu, Yingju Chang, Chi Sun Poon, and Duu Jong Lee. Slow pyrolysis of municipal solid waste (MSW): A review. *Bioresource Technology*, 312(June): 123615, 2020. ISSN 18732976. doi: 10.1016/j.biortech.2020.123615. URL <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123615>.
 - [13] C. Mukherjee, J. Denney, E. G. Mbonimpa, J. Slagley, and R. Bhowmik. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(November 2019):109512, 2020. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2019.109512. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>.
 - [14] Uisung Lee, J. N. Chung, and Herbert A. Ingley. High-temperature steam gasification of municipal solid waste, rubber, plastic and wood. *Energy and Fuels*, 28(7):4573–4587, 2014. ISSN 15205029. doi: 10.1021/ef500713j.
 - [15] Ruby Ray, Richard Taylor, and Chris Chapman. The deployment of an advanced gasification technology in the treatment of household and other waste streams. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(3):213–220, 2012. ISSN 09575820. doi: 10.1016/j.psep.2011.06.013. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2011.06.013>.
 - [16] Julie Élize, Maxime Charles, Sylvain Lavoie, and Nancy Bourgeois. The importance of characterizing residual household waste at the local level : A case study of Saguenay , Quebec (Canada). 77:341–349, 2018. doi: 10.1016/j.wasman.2018.04.019.
 - [17] <http://www.vie-publique.fr>. Accessed on January 2021.
 - [18] Miloud Ouadi, Antzela Fivga, Hessam Jahangiri, Muhammad Saghir, and Andreas Hornung. A Review of the Valorization of Paper Industry Wastes by Thermochemical Conversion. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 58(35):15914–15929, 2019. ISSN 15205045. doi: 10.1021/acs.iecr.9b00635.
 - [19] Hossam A. Gabbar, Mohamed Aboughaly, and Nasser Ayoub. Comparative study of MSW heat treatment processes and electricity generation. *Journal of the Energy Institute*, 91(4):481–488, 2018. ISSN 17460220. doi: 10.1016/j.joei.2017.04.009. URL <https://doi.org/10.1016/j.joei.2017.04.009>.
 - [20] Thomas Malkow. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. *Waste Management*, 24(1):53–79, 2004. ISSN 0956053X. doi: 10.1016/S0956-053X(03)00038-2.

-
- [21] Jozef Vlček, Marek Velička, Dalibor Jančar, Jiří Burda, and Veronika Blahůšková. Environmental Effects Modelling of thermal processes at waste incineration. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 38(23):3527–3533, 2016. ISSN 1556-7036. doi: 10.1080/15567036.2016.1161680. URL <http://dx.doi.org/10.1080/15567036.2016.1161680><https://doi.org/10.1080/15567036.2016.1161680>.
 - [22] Sebastian Werle and Ryszard K. Wilk. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. *Renewable Energy*, 35(9):1914–1919, 2010. ISSN 09601481. doi: 10.1016/j.renene.2010.01.019. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2010.01.019>.
 - [23] Qinglin Zhang, Liran Dor, Weihong Yang, and Wlodzimierz Blasiak. Eulerian model for municipal solid waste gasification in a fixed-bed plasma gasification melting reactor. *Energy and Fuels*, 25(9):4129–4137, 2011. ISSN 08870624. doi: 10.1021/ef200383j.
 - [24] Arif Rahman Saleh, Bambang Sudarmanta, Hamzah Fansuri, and Oki Muraza. Improved Municipal Solid Waste Gasification Efficiency Using a Modified Downdraft Gasifier with Variations of Air Input and Preheated Air Temperature. *Energy and Fuels*, 33(11):11049–11056, 2019. ISSN 15205029. doi: 10.1021/acs.energyfuels.9b02486.
 - [25] Qinglin Zhang, Liran Dor, Lan Zhang, Weihong Yang, and Wlodzimierz Blasiak. Performance analysis of municipal solid waste gasification with steam in a Plasma Gasification Melting reactor. *Applied Energy*, 98:219–229, 2012. ISSN 03062619. doi: 10.1016/j.apenergy.2012.03.028. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.03.028>.
 - [26] Maoyun He, Bo Xiao, Zhiquan Hu, Shiming Liu, Xianjun Guo, and Siyi Luo. Syngas production from catalytic gasification of waste polyethylene: Influence of temperature on gas yield and composition. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(3):1342–1348, 2009. ISSN 03603199. doi: 10.1016/j.ijhydene.2008.12.023. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2008.12.023>.
 - [27] D T Pio, L A C Tarelho, A M A Tavares, M A A Matos, and V Silva. Co-gasification of refused derived fuel and biomass in a pilot-scale bubbling fluidized bed reactor. 206(October 2019), 2020. doi: 10.1016/j.enconman.2020.112476.
 - [28] Antonio C Caputo and Pacifico M Pelagagge. RDF production plants : I Design and costs. 22:423–437, 2002.
 - [29] Sireesha Aluri, Akil Syed, Derrick W Flick, John D Muzzy, and Carsten Sievers. Pyrolysis and gasification studies of model refuse derived fuel (RDF) using thermogravimetric analysis. *Fuel Processing Technology*, 179(May):154–166, 2018. ISSN 0378-3820. doi: 10.1016/j.fuproc.2018.06.010. URL <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.06.010>.
 - [30] D Barba, M Prisciandaro, A Salladini, and G Mazziotti. The Gibbs Free Energy Gradient Method for RDF gasification modelling. *Fuel*, 90(4):1402–1407, 2011. ISSN 0016-2361. doi: 10.1016/j.fuel.2010.12.022. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2010.12.022>.

-
- [31] Elita R Widjaya, Guangnan Chen, Les Bowtell, and Catherine Hills. Gasification of non-woody biomass: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89:184–193, 2018.
 - [32] Vaibhav Dhyan and Thallada Bhaskar. A comprehensive review on the pyrolysis of lignocellulosic biomass. *Renewable Energy*, 2017. ISSN 0960-1481. doi: 10.1016/j.renene.2017.04.035. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.04.035>.
 - [33] Avinash A Patil, Amol A Kulkarni, and Balasaheb B Patil. Waste to energy by incineration. (June 2015):4–8, 2014.
 - [34] T Sabbas, A Polettini, R Pomi, T Astrup, and O Hjelmar. Management of municipal solid waste incineration residues. 23:61–88, 2003. doi: 10.1016/S0956-053X(02)00161-7.
 - [35] Pooja G Nidoni. INCINERATION PROCESS FOR SOLID WASTE MANAGEMENT AND EFFECTIVE UTILIZATION OF BY PRODUCTS. 2017.
 - [36] Nuno Couto, Valter Silva, Eliseu Monteiro, Sandra Teixeira, Ricardo Chacartegui, K. Bouziane, P. S.D. Brito, and Abel Rouboa. Numerical and experimental analysis of municipal solid wastes gasification process. *Applied Thermal Engineering*, 78: 185–195, 2015. ISSN 13594311. doi: 10.1016/j.applthermaleng.2014.12.036. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2014.12.036>.
 - [37] Miaomiao Niu, Yaji Huang, Baosheng Jin, and Xinye Wang. Simulation of syngas production from municipal solid waste gasification in a bubbling fluidized bed using aspen plus. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 52(42):14768–14775, 2013. ISSN 08885885. doi: 10.1021/ie400026b.
 - [38] L K Brogaard, C Riber, and T H Christensen. Quantifying capital goods for waste incineration. *Waste Management*, 33(6):1390–1396, 2013. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2013.03.007. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.007>.
 - [39] Claire Déchaux, Laure Nitschelm, Lucas Giard, Thierry Bioteau, Philippe Sessieq, and Lynda Aissani. Development of the regionalised municipal solid waste incineration (RMWI) model and its application to France. pages 1514–1542, 2017. doi: 10.1007/s11367-017-1268-0.
 - [40] Paul H Brunner and Helmut Rechberger. Waste to energy – key element for sustainable waste management. *Waste Management*, 37:3–12, 2015. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2014.02.003. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.003>.
 - [41] Le Rong, Thawatchai Maneerung, Jingwen Charmaine Ng, Koon Gee Neoh, Boon Huat Bay, Yen Wah Tong, Yanjun Dai, and Chi Hwa Wang. Co-gasification of sewage sludge and woody biomass in a fixed-bed downdraft gasifier: Toxicity assessment of solid residues. *Waste Management*, 36:241–255, 2015. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2014.11.026. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.026>.

- [42] Ann-christine Johansson, Linda Sandström, Olov G W Öhrman, and Henrik Jilvero. Co-pyrolysis of woody biomass and plastic waste in both analytical and pilot scale. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 2018. ISSN 0165-2370. doi: 10.1016/j.jaap.2018.05.015. URL <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.05.015>.
- [43] Aneta Magdziarz and Sebastian Werle. Analysis of the combustion and pyrolysis of dried sewage sludge by TGA and MS. *Waste Management*, 34(1):174–179, 2014. ISSN 0956053X. doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.033. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.033>.
- [44] F Richard Yu and Paul Chen. Physical and Chemical Properties of Bio-Oils From Microwave Pyrolysis of Corn Stover Physical and Chemical Properties of Bio-Oils From Microwave Pyrolysis of Corn Stover. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 136(May):136 – 140, 2014. doi: 10.1007/s12010-007-9111-x.
- [45] Shuxiao Wang, Rui Shan, Jing Gu, Jun Zhang, and Haoran Yuan. Pyrolysis municipal sludge char supported Fe / Ni catalysts for catalytic reforming of tar model compound. *Fuel*, 279(2):118494, 2020. ISSN 0016-2361. doi: 10.1016/j.fuel.2020.118494. URL <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118494>.
- [46] Zhiwen Chen, Mingfeng Wang, Enchen Jiang, Donghai Wang, Ke Zhang, and Yongzhi Ren. Pyrolysis of Torrefied Biomass. pages 1–12, 2018. doi: 10.1016/j.tibtech.2018.07.005.
- [47] Yaning Zhang, Yunlei Cui, Paul Chen, Shiyu Liu, Nan Zhou, Kuan Ding, Liangliang Fan, Peng Peng, Min Min, Yanling Cheng, et al. Gasification technologies and their energy potentials. In *Sustainable resource recovery and zero waste approaches*, pages 193–206. Elsevier, 2019.
- [48] Krystian Butlewski, Wojciech Golimowski, Weronika Gracz, Damian Marcinkowski, Maciej Waliński, and Jacek Podleski. Torrefaction of the black lilac (*sambucus nigra* l.) as an example of biocoal production from garden maintenance waste. In *Renewable Energy Sources: Engineering, Technology, Innovation*, pages 345–356. Springer, 2018.
- [49] Andreas Hornung, Andreas Apfelbacher, and Sudhakar Sagi. Intermediate pyrolysis: a sustainable biomass-to-energy concept—biothermal valorisation of biomass btvb process. 2011.
- [50] ADEME. Pyrolyse et gazéification de la biomasse pour la production d’électricité. page 155, 2001.
- [51] R Miandad, MA Barakat, Asad S Aburiazaiza, M Rehan, and AS Nizami. Catalytic pyrolysis of plastic waste: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 102:822–838, 2016.
- [52] Dina Czajczyńska, Renata Krzyżyńska, Hussam Jouhara, and Nik Spencer. Use of pyrolytic gas from waste tire as a fuel: A review. *Energy*, 134:1121–1131, 2017.
- [53] Le Rong, Thawatchai Maneerung, Jingwen Charmaine Ng, Koon Gee Neoh, Boon Huat Bay, Yen Wah Tong, Yanjun Dai, and Chi Hwa Wang. Co-gasification

- of sewage sludge and woody biomass in a fixed-bed downdraft gasifier: Toxicity assessment of solid residues. *Waste Management*, 36:241–255, 2015. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2014.11.026. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.026>.
- [54] Gartzen Lopez, Maite Artetxe, Maider Amutio, Jon Alvarez, Javier Bilbao, and Martin Olazar. Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82(September 2017):576–596, 2018. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2017.09.032. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.032>.
- [55] María P Aznar, Miguel A Caballero, Jesús A Sancho, and E Francés. Plastic waste elimination by co-gasification with coal and biomass in fluidized bed with air in pilot plant. *Fuel processing technology*, 87(5):409–420, 2006.
- [56] Youngchul Byun, Won Namkung, Moohyun Cho, Jae Woo Chung, Young Suk Kim, Jin Ho Lee, Carg Ro Lee, and Soon Mo Hwang. Demonstration of thermal plasma gasification/vitrification for municipal solid waste treatment. *Environmental Science and Technology*, 44(17):6680–6684, 2010. ISSN 0013936X. doi: 10.1021/es101244u.
- [57] Reem Ahmed, Chandra M. Sinnathambi, and Usama Eldmerdash. Gasification of refinery sludge in an updraft reactor for syngas production. 1621:684–690, 2014. doi: 10.1063/1.4898542.
- [58] R Suntivarakorn, W Treedet, P Singbua, and N Teeramaetawat. Fast pyrolysis from Napier grass for pyrolysis oil production by using circulating Fluidized Bed Reactor : Improvement of pyrolysis system and production cost. *Energy Reports*, 4:565–575, 2018. ISSN 2352-4847. doi: 10.1016/j.egyr.2018.08.004. URL <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2018.08.004>.
- [59] J. V. Littlejohns, J. Butler, L. Luque, M. Kannangara, and S. Totolo. Analysis of the performance of an integrated small-scale biomass gasification system in a Canadian context. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2019. ISSN 21906823. doi: 10.1007/s13399-019-00442-0.
- [60] Steffen Heidenreich and Pier Ugo Foscolo. New concepts in biomass gasification. *Progress in Energy and Combustion Science*, 46:72–95, 2015. ISSN 03601285. doi: 10.1016/j.pecs.2014.06.002. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2014.06.002>.
- [61] Tapas Kumar Patra and Pratik N. Sheth. Biomass gasification models for downdraft gasifier: A state-of-the-art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50: 583–593, 2015. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2015.05.012.
- [62] Umberto Arena. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4):625–639, 2012. ISSN 0956053X. doi: 10.1016/j.wasman.2011.09.025. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>.
- [63] E. Bocci, M. Sisinni, M. Moneti, L. Vecchione, A. Di Carlo, and M. Villarini. State of art of small scale biomass gasification power systems: A review of the different

- typologies. *Energy Procedia*, 45:247–256, 2014. ISSN 18766102. doi: 10.1016/j.egypro.2014.01.027. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2014.01.027>.
- [64] Isabella Aigner, Christoph Pfeifer, and Hermann Hofbauer. Co-gasification of coal and wood in a dual fluidized bed gasifier. *Fuel*, 90(7):2404–2412, 2011. ISSN 00162361. doi: 10.1016/j.fuel.2011.03.024. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2011.03.024>.
- [65] Scott R. Horton, Yu Zhang, Rebecca Mohr, Francis Petrocelli, and Michael T. Klein. Implementation of a Molecular-Level Kinetic Model for Plasma-Arc Municipal Solid Waste Gasification. *Energy and Fuels*, 30(10):7904–7915, 2016. ISSN 15205029. doi: 10.1021/acs.energyfuels.6b00899.
- [66] Albany Milena, Lozano Násner, Electo Eduardo, Silva Lora, José Carlos, Escobar Palacio, Mateus Henrique, Julian Camilo, Osvaldo José, and Albert Ratner. Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus TM modelling : Thermodynamic and economic viability Intergovernmental Panel on Climate Change Internal Rate of Return Minimum Rat. 69:187–201, 2017. doi: 10.1016/j.wasman.2017.08.006.
- [67] Somboon Chalermcharoenrat, Krongkaew Laohalidanond, and Somrat Kerdsuwan. *Optimization of Combustion Behavior and Producer Gas Quality from Reclaimed Landfill Through Highly Densify*, volume 79. Elsevier B.V., 2015. doi: 10.1016/j.egypro.2015.11.496. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2015.11.496>.
- [68] Emmanuel C Efika, Jude A Onwudili, and Paul T Williams. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis Products from the high temperature pyrolysis of RDF at slow and rapid heating rates. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 112:14–22, 2015. ISSN 0165-2370. doi: 10.1016/j.jaap.2015.01.004. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.004>.
- [69] R Sarc and K E Lorber. Production , quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). *Waste Management*, 33(9):1825–1834, 2013. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2013.05.004. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.004>.
- [70] Diego Barba, Mauro Capocelli, Giacinto Cornacchia, and Domenico A Matera. Theoretical and experimental procedure for scaling-up RDF gasifiers : The Gibbs Gradient Method. *FUEL*, 179:60–70, 2016. ISSN 0016-2361. doi: 10.1016/j.fuel.2016.03.014. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2016.03.014>.
- [71] Trirat Khosasaeng. ScienceDirect ScienceDirect ScienceDirect Effect of Equivalence Ratio on an Efficiency of Single Throat Downdraft Gasifier Using RDF from Municipal solid waste Assessing the feasibility of using the heat demand-outdoor temperature function for a long-term. *Energy Procedia*, 138:784–788, 2017. ISSN 1876-6102. doi: 10.1016/j.egypro.2017.10.066. URL <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.066>.
- [72] Vera Susanne Rotter. Material flow analysis of RDF-production processes. 24(2004): 1005–1021, 2005. doi: 10.1016/j.wasman.2004.07.015.

-
- [73] AGR Manser and Alan Keeling. *Practical handbook of processing and recycling municipal waste*. CRC Press, 1996.
 - [74] Bernhard Steubing, Rainer Zah, and Christian Ludwig. Heat, electricity, or transportation? the optimal use of residual and waste biomass in Europe from an environmental perspective. *Environmental Science and Technology*, 46(1):164–171, 2012. ISSN 0013936X. doi: 10.1021/es202154k.
 - [75] In-hee Hwang, Jun Kobayashi, and Katsuya Kawamoto. Characterization of products obtained from pyrolysis and steam gasification of wood waste , RDF , and RPF. *Waste Management*, 34(2):402–410, 2014. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.009. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.009>.
 - [76] KE Lorber, R Sarc, and M Nelles. Waste to energy by preparation of quality controlled solid recovered fuels (srf). In *Proceedings of 4th ICET conference*, 2012.
 - [77] M Materazzi, P Lettieri, R Taylor, and C Chapman. Performance analysis of RDF gasification in a two stage fluidized bed – plasma process. *Waste Management*, 47: 256–266, 2016. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2015.06.016. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.016>.
 - [78] Jianjun Cai, Ronghua Zeng, Wenheng Zheng, Shubin Wang, Jie Han, Kaiqiang Li, Ming Luo, and Xingying Tang. Synergistic effects of co-gasification of municipal solid waste and biomass in fixed-bed gasifier. *Process Safety and Environmental Protection*, 148:1–12, 2021. ISSN 0957-5820. doi: 10.1016/j.psep.2020.09.063. URL <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.09.063>.
 - [79] Massimiliano Materazzi, Paola Lettieri, Luca Mazzei, Richard Taylor, and Chris Chapman. Thermodynamic modelling and evaluation of a two-stage thermal process for waste gasification. *Fuel*, 108:356–369, 2013.
 - [80] Sharmina Begum, Mohammad G Rasul, Delwar Akbar, and David Cork. An experimental and numerical investigation of fluidized bed gasification of solid waste. *Energies*, 7(1):43–61, 2014.
 - [81] Pantea Hadi Jafari, Anders Wingren, J Gunnar I Hellström, and B Rikard Gebart. Effect of process parameters on the performance of an air-blown entrained flow cyclone gasifier. *International Journal of Sustainable Energy*, 39(1):21–40, 2020.
 - [82] Takahiro MURAKAMI, Minoru ASAI, and Yoshizo SUZUKI. Optimized approach of high cold gas efficiency of woody biomass in a fluidized bed gasifier with triple-beds. *Journal of the Japanese Society for Experimental Mechanics*, 13(Special_Issue):s30–s34, 2013.
 - [83] J M Bosch and J D Hewlett. Aerosol problems in coal gasification research. 55(May 2008):2008, 1982.
 - [84] Tobias Pröll, Ingmar G Siefert, Anton Friedl, and Hermann Hofbauer. Removal of nh3 from biomass gasification producer gas by water condensing in an organic solvent scrubber. *Industrial & engineering chemistry research*, 44(5):1576–1584, 2005.

-
- [85] Rafael Luque, Antonio Pineda, Juan C. Colmenares, Juan M. Campelo, Antonio A. Romero, Juan Carlos Serrano-Riz, Luisa F. Cabeza, and Jaime Cot-Gores. Carbonaceous residues from biomass gasification as catalysts for biodiesel production. *Journal of Natural Gas Chemistry*, 21(3):246–250, 2012. ISSN 10039953. doi: 10.1016/S1003-9953(11)60360-5.
- [86] BJ Vreugdenhil. *Alkali distribution for low temperature gasification*. ECN, 2010.
- [87] Rozita Habibi, Jan Kopyscinski, Mohammad S Masnadi, Jill Lam, John R Grace, Charles A Mims, and Josephine M Hill. Co-gasification of biomass and non-biomass feedstocks: synergistic and inhibition effects of switchgrass mixed with sub-bituminous coal and fluid coke during co₂ gasification. *Energy & fuels*, 27(1): 494–500, 2013.
- [88] Travis Robinson, Benjamin Bronson, Peter Gogolek, and Poupak Mehrani. Air-blown bubbling fluidized bed co-gasification of woody biomass and refuse derived fuel. *The Canadian journal of chemical engineering*, 95(1):55–61, 2017.
- [89] Debarshi Mallick, Pinakeswar Mahanta, and Vijayanand Suryakant Moholkar. Co-gasification of coal and biomass blends: chemistry and engineering. *Fuel*, 204:106–128, 2017.
- [90] Maria Laura Mastellone, Lucio Zaccariello, and Umberto Arena. Co-gasification of coal, plastic waste and wood in a bubbling fluidized bed reactor. *Fuel*, 89(10): 2991–3000, 2010.
- [91] Margarida Gonçalves. Upgrading of refuse derived fuel through torrefaction and carbonization : Evaluation of RDF char fuel properties. 181:66–76, 2019. doi: 10.1016/j.energy.2019.05.105.
- [92] Jun Kobayashi, Katsuya Kawamoto, Ryutaro Fukushima, and Shingo Tanaka. Woody biomass and rpf gasification using reforming catalyst and calcium oxide. *Chemosphere*, 83(9):1273–1278, 2011.

CHAPITRE 3

Caractérisations physico-chimiques et thermiques des échantillons d'OMR

Sommaire

3.1	Introduction	54
3.2	Analyse physico-chimique des échantillons d'OMR	54
3.2.1	Les typologies de mélange de déchets	54
3.2.2	État de l'art sur l'échantillonnage des déchets	55
3.2.3	La collecte et échantillonnage des OMR	57
3.2.4	Les propriétés physico-chimiques des mélanges	57
3.2.5	Résultat et interprétation	60
3.3	Analyse de la décomposition thermique des échantillons d'OMR	65
3.3.1	Analyse TG/DTG et DSC sous N ₂	65
3.3.2	Analyse TG/DTG et DSC sous Air	69
3.4	Conclusion du chapitre	72

3.1 Introduction

À l'échelle mondiale, il existe très peu de données sur la composition chimique des fractions de matière présentes dans les déchets ménagers. Cela est probablement dû à la difficulté et au coût des procédures de caractérisation des déchets qui font face à de nombreuses barrières [1]. La caractérisation des déchets est une action primordiale pour leur traitement, car elle permet de les gérer de manière efficace et durable [2, 3]. De plus, la caractérisation permet de reconnaître les sources des composants chimiques présents dans les déchets, et ainsi d'améliorer les conditions de traitement thermique ou de valorisation énergétique de ces derniers [4, 5]. L'identification des propriétés physico-chimiques d'une fraction de matière fournit des informations utiles en ce qui concerne le traitement, le recyclage des déchets et la conception de l'équipement nécessaire au traitement [2]. Ensuite, elle est essentielle pour la modélisation des impacts environnementaux [6] et l'évaluation des qualités des déchets [7, 8]. En effet, il est d'une grande importance de réaliser l'analyse proximale et ultime, de déterminer les valeurs calorifiques des déchets afin d'évaluer la faisabilité de la récupération d'énergie [9, 10]. L'objectif de ce chapitre est de réaliser une caractérisation physico-chimique des échantillons de divers mélanges de déchets issus des OMR, ainsi que d'analyser la dégradation thermique de ces échantillons.

3.2 Analyse physico-chimique des échantillons d'OMR

3.2.1 Les typologies de mélange de déchets

Nous avons vu dans le chapitre précédent (figure 1.2) la composition des OMR à la Réunion en 2018. En se servant de ces données de caractérisation publiées par l'ADEME en 2019 [11], cinq types de mélanges de déchets issus des OMR ont été examinés. Ces typologies de mélange sont définies comme suit:

1. OMR1: il représente la composition moyenne d'une poubelle verte (OMR) type à la Réunion sans les particules fines (taille $< 2\text{cm}$) et sans les refus de tri (les incombustibles).
2. OMR2: c'est un mélange obtenu à partir de la poubelle verte type sans les refus de tri.
3. OMR3: c'est un mélange constitué par 50% de plastique (essentiellement du PET), 30% de bois et 20% de textile sanitaire. Ce mélange a été choisi parce que les plastiques et les textiles sanitaires représentent respectivement 15% et 14% des OMR à la Réunion. Ce pourcentage de plastique a été choisi pour que le mélange contienne plus de matière volatile. La présence de bois est également justifiée car le mélange nécessite du carbone fixe pour la gazéification.
4. OMR4: il s'agit de la poubelle verte type sans les fractions putrescibles, les particules fines et les refus de tri. Ce mélange a été choisi dans le cas où les déchets putrescibles seraient valorisés par méthanisation dans le nouveau système de gestion des déchets. En l'absence de putrescibles, ce mélange a une faible teneur en humidité par rapport à d'autres mélanges, ce qui est un avantage pour la conversion thermique, en particulier la gazéification.

Table 3.1: La composition des mélanges

Catégorie	Sous catégorie	OMR1	OMR2	OMR3	OMR4	OMR5
		% massique	% massique	% massique	% massique	% massique
1.Bois		0	0	30	0	0
2.Putrescibles	2.01. Déchets alimentaires	32.4	28.4	0	0	39.9
	Produits alimentaires non consommés					
	2.02. Autres Putrescibles					
3.Papiers	2.03. Déchets de jardin / Déchets verts					
	3.01. Emballages papiers	8.8	7.7	0	13	10.9
	3.02. Journaux/magazines/papiers bureautiques					
4.Cartons	3.03. Autres papiers.					
	4.01. Emballages cartons plats	9.5	8.3	0	14	11.7
	4.02. Cartons ondulés					
5.Composites	4.03. Autres cartons					
	5.01. ELA	3.2	2.8	0	4.8	4
	5.02. Autres emballages composites					
6.Textiles		3.8	3.3		5.6	4.6
7.Textiles sanitaires	7.01. Fraction hygiénique	18.1	15.9	20	26.8	22.4
	7.02. Fraction papiers souillés					
8.Plastiques	8.01. Sacs plastiques	18.9	16.6	50	28	0
	8.02. Films et emballages					
	8.03. Flacons et bouteilles					
	Code 1(PET), 2(HDPE), 4(LDPE) et 5(PP)					
9.Combustibles	8.04. Autres plastiques					
	9.01. Emballage en bois	5.3	4.7	0	7.8	6.5
	9.02. Chaussures et maroquinerie					
10.Incombustibles	9.03. Autres combustibles					
	10.01. Verre	0	0	0	0	0
	10.02. Métaux					
	10.03. Incombustibles					
	10.04. Déchets dangereux					
11.Éléments fins		0	12.3	0	0	0

5. OMR5: il représente la poubelle type sans les plastiques, les particules fines et les refus de tri. Ce mélange a été choisi dans le cas où les plastiques dans les OMR sont triés et recyclés avant la valorisation énergétique. De plus, pour la gazéification, la présence de plastique dans les matières premières favorise la production de goudron.

Le tableau 3.1 représente le résumé de la composition des mélanges.

3.2.2 État de l'art sur l'échantillonnage des déchets

Dans l'approche classique, si des échantillons sont prélevés sur des sites de stockage de déchets, il est préférable d'utiliser plus de 50 kg d'échantillons provenant d'un seul véhicule de transport [5]. De plus, Bary et al. [12] s'accordent à dire que la quantité de chargement d'un camion de transport de déchets est idéale pour constituer un échantillon mère, ce qui est recommandé dans de nombreuses méthodes d'analyse des composants des déchets. Dans le cas où l'échantillonnage est effectué directement au niveau des ménages, il est recommandé de collecter auprès des ménages qui représentent le mieux la zone d'étude [2]. Selon Kumar et al. [7], le nombre de ménages requis pour représenter une zone varie de 40 à 857. Selon la Commission européenne, un minimum de six échantillons de chaque strate considérée est nécessaire [13] ou un total de 45 m³ d'échantillons de déchets [14]. De plus, selon l'examen de l'Agence internationale de l'énergie (IEA), la taille de l'échantillon mère varie de 0,5 à 12 tonnes [14]. Par conséquent, Al-Jarallah et al. [10] ont utilisé 454 kg d'échantillons mères et 91 à 136 kg d'échantillons secondaires pour chaque strate dans leur étude sur la caractérisation des déchets au Koweït.

Deuxièmement, chaque échantillon devrait représenter au moins une semaine entière, car les types de déchets générés le week-end diffèrent de ceux générés en semaine [13, 14]. L'erreur d'échantillonnage minimale est obtenue si les déchets sont collectés et analysés

au cours d'une semaine, ce qui est également recommandé par l'outil Solid Waste Analysis (SWA) [14, 15]. Par conséquent, dans l'étude de la caractérisation des déchets au Groenland, Eisted et al. [16] ont effectué l'échantillonnage sur 2 semaines. Dans son travail, Anders [14] recommande, pour chaque strate, d'utiliser un échantillon mère qui couvre une semaine de déchets provenant de 100 à 200 ménages. En adoptant la méthode d'échantillonnage direct sans utiliser de véhicules de transport, Bary et al. [12] ont considéré le type d'habitat comme une strate, et ont collecté 40 kg de déchets chaque semaine auprès de 50 appartements urbains et 170 kg toutes les 2 semaines auprès de 70 ménages unifamiliaux.

Selon la théorie de l'échantillonnage [14, 17] de Pierre Gy [15], les échantillons doivent être triés le jour de la collecte, ou dans les deux jours qui suivent, afin de prévenir les variations physiques (taux d'humidité et masse) et les changements chimiques dus à la dégradation et à la décomposition des échantillons [13, 5, 2, 14]. Selon la recommandation de l'Union européenne en 2004, le tri de tous les échantillons ne devrait pas dépasser une semaine afin d'éviter que l'effet de contamination croisée ne modifie les résultats de la caractérisation [17]. Il est donc recommandé d'avoir une équipe de 10 personnes pour effectuer le tri dans le temps imparti [16]. Selon la littérature, une petite équipe de tri de 3 à 6 personnes peut trier 500 à 1000 kg d'échantillons en 2 jours [5, 14, 2]. Mais pour minimiser les erreurs de tri, il est préférable d'employer du personnel formé et compétent en gestion des déchets.

Dans l'étude de la composition des déchets, la classification est basée sur les objectifs de l'étude [13, 5]. L'approche classique propose de diviser les échantillons en 6 catégories: les résidus alimentaires, les déchets de bois, le papier, les textiles, les plastiques et le caoutchouc provenant de sources physiques [8]. D'un autre côté, l'IEA suggère 9 catégories : déchets de cuisine et de jardin, papier et carton, plastiques, métaux, textiles, combustibles, non combustibles, fractions fines et verre [14]. Cependant, selon l'IEA elle-même, un tri avec des catégories allant de 9 à 19 inclut souvent des catégories secondaires. Dans les méthodes existantes, de nombreuses personnes divisent la catégorie en 3 niveaux : primaire, secondaire et tertiaire [13]. Par exemple, Eisted et al. [16] ont opté pour 10 catégories et 2 niveaux de catégories lors de la caractérisation des déchets au Groenland. Ensuite, Essonanawe et al. [17] ont développé 56 catégories avec 3 niveaux dans leur étude sur la caractérisation des déchets au Danemark.

La règle générale du tri des déchets est d'exclure les fractions de déchets non ménagers [13]. Cependant, des ambiguïtés persistent concernant les déchets volumineux et les fractions fines souvent appelées "fines", "saletés" ou "autres non combustibles" [1]. Lors du tri, le tamisage ou le tri magnétique est appliqué pour faciliter la tâche, et les éléments restants sont classés comme fractions fines [18]. La gestion des fractions fines varie d'une étude à l'autre. Cependant, ces matériaux doivent être pris en compte car ils induisent des erreurs dans le résultat [5]. En général, les déchets sont tamisés avec une ouverture de tamis de 10 à 20 mm, et la fraction fine est considérée comme une catégorie de déchets [1]. En ce qui concerne les déchets volumineux, de nombreuses études européennes ne mentionnent pas comment ces types de déchets sont traités lors de l'étude de la composition des déchets. La méthode la plus courante était de ne pas inclure les objets volumineux dans les échantillons à analyser, mais de noter leur présence dans le document d'échantillonnage [13].

En général, le tri est effectué manuellement [13, 10, 16, 2, 14, 19] et la taille des sous-échantillons proposée dans la littérature varie considérablement [13]. Selon Sahimaa et al. [13], la masse minimale des sous-échantillons représentant chaque catégorie devrait être

de l'ordre de 100 kg. Ensuite, pour préparer des échantillons pour l'analyse en laboratoire, l'échantillonnage doit se poursuivre jusqu'à ce qu'un échantillon représentatif de 2 à 4 kg de chaque catégorie de déchets soit obtenu [16]. Les deux techniques de réduction de masse les plus couramment utilisées dans la littérature sont le conage et le quartage [3, 10, 14] et la méthode de l'empilement plat [3, 16, 17]. La technique de réduction par empilement plat consiste à placer les sous-échantillons représentant une catégorie en une pile unidimensionnelle sur une feuille de plastique, puis à diviser la quantité existante en transects et à jeter chaque autre transect [16, 17]. Ensuite, mélangez les échantillons restants et répétez la même procédure jusqu'à ce que la masse souhaitée soit obtenue [16].

Une fois au laboratoire, les sous-échantillons sont séchés pendant 1 ou 2 jours en fonction de la typologie [16]. Le séchage des déchets biologiques est difficile, c'est pourquoi les sous-échantillons sont séchés dans un four de laboratoire à 105°C pendant 24 heures [8, 1, 16, 19]. En revanche, pour les autres catégories, les sous-échantillons sont séchés deux fois à 80°C pendant 24 heures jusqu'à obtention d'un poids constant [16]. Ensuite, avant le broyage, les échantillons séchés sont congelés à -12°C pour augmenter leur fragilité afin de faciliter le broyage. Il existe une variété d'équipements disponibles pour broyer les fractions de matériaux. Pour le papier, le carton, les plastiques et les déchets combustibles, l'utilisation d'un broyeur Retsch SM300, SM400 ou SM2000 [16] ou du broyeur ARP CS 2000 est recommandée [3]. En général, la taille des fractions après broyage est inférieure à 4 cm [16]. Après broyage, la réduction de masse est effectuée à l'aide du diviseur Riffle, de sorte que la masse des sous-échantillons se situe entre 5 et 10 g [3, 16]. Pour une analyse proximale et la mesure de la valeur calorifique, 1 g d'échantillon est requis, tandis que pour une analyse ultime, 1 g à 5 g de la fraction sont nécessaires [9, 17]. Le tableau 3.2 présente les différentes étapes de l'échantillonnage des déchets.

3.2.3 La collecte et échantillonnage des OMR

Après cette revue bibliographique, la prochaine étape a été d'entreprendre la collecte des OMR et de prélever les échantillons en veillant à respecter les quantités spécifiées dans le tableau 3.1. Ensuite, les analyses physico-chimiques des échantillons ont été effectuées. Dans ce travail, la méthode d'analyse directe a été utilisée. Les étapes d'échantillonnage des déchets ont commencé par la collecte d'échantillons mères. Ils représentent des OMR produits en une semaine et proviennent du site de stockage des déchets sur le campus de l'Université de la Réunion. Le campus du Tampon se compose d'environ 100 logements de type studio et appartement. Les échantillons mères ont été triés le jour même de la collecte, ce procédé étant essentiel pour prévenir tout phénomène de contamination croisée. Le tri a été effectué manuellement, conduisant à la classification des échantillons mères en 10 catégories (Ø bois) (figure 3.1) principales et 24 sous-catégories, conformément à la présentation du tableau 3.1. Par la suite, un sous-échantillon de 1 kg a été prélevé pour chaque type de mélange en vue de l'analyse des propriétés physico-chimiques.

3.2.4 Les propriétés physico-chimiques des mélanges

Le nombre de paramètres physico-chimiques à étudier est relatif à l'objectif de l'étude. Les paramètres de l'analyse proximale et de l'analyse ultime, ainsi que la mesure de la valeur calorifique (pouvoir calorifique supérieur (PCS), pouvoir calorifique inférieur (PCI)), sont les paramètres fondamentaux pour l'étude de la conversion thermique [8]. Pour effectuer l'analyse physico-chimique, les sous-échantillons de 1 kg ont d'abord subi un processus de

Table 3.2: Les étapes d'échantillonnage

Étapes	Description
Collecte de l'échantillon mère	A partir du site de stockage des déchets : - utiliser la quantité de chargement d'un camion transporteur de déchets [12] - Il devrait représenter au moins une semaine entière [13, 14] Au niveau des ménages : - collecter les déchets de 40 à 857 ménages [7] - AIE : le poids varie de 0,5 à 12 tonnes [14] - UE : collecter un minimum de six échantillons dans chaque strate [13] ou 45 m³ d'échantillon de déchets au total [14]
Sous-échantillonnage	- Tri à la main de l'échantillon mère en plusieurs catégories [13, 10, 16, 2, 14, 19] - poids : 100 kg [13] - AIE : 9 à 19 catégories (déchets de cuisine et de jardin, papier et carton, plastiques, métaux, textiles, combustibles, non-combustibles, fractions fines et verre) avec 2 ou 3 niveaux de catégories [14, 13]
Préparation de l'échantillon pour le laboratoire	réduction de la masse par : conage et quartage [3, 10, 14] et par la formation d'une pile plate [3, 16, 17] - masse de l'échantillon : 2 à 4 kg pour chaque catégorie [16]
Séchage et broyage	- Séchage pendant 1 ou 2 jours (biodechets : dans un four de laboratoire à 105°C pendant 24 heures [8, 1, 16, 19], autres catégories : deux fois à 80°C pendant 24 heures jusqu'à masse constante [16]) - Broyage des échantillons secs avec un déchiqueur Retsch SM300 ou SM400 ou SM2000 [16] ou le broyeur ARP CS 2000 [3] - broyage des déchets non combustibles et du verre avec un concasseur à mâchoires et un broyeur à disque vibrant, respectivement - réduction de la masse par l'échantillonneur à creuse : 5 à 10 g d'échantillon pour chaque catégorie [3, 16]
Analyse de la composition proximale et ultime	- analyse proximale : 1 g d'échantillon - analyse ultime : 1 à 5 g d'échantillon [9, 17]



Figure 3.1: Tri manuel des échantillons mères

broyage à l'aide d'un broyeur Retsch GM 200 (figure 3.2a), suivi d'un séchage. Le broyage a pour objectif de réduire la taille jusqu'à atteindre une granulométrie fine, comme le montre la figure 3.2b. Ensuite, les échantillons ont été séchés dans une étuve à 105°C pendant 24 heures. Pendant ce processus de séchage, l'humidité (M) des échantillons a été déterminée en suivant le protocole ISO 18134-3:2023 [20]. Après cette étape de séchage, environ 10g ont été prélevés sur chaque sous-échantillon, en vue de réaliser l'analyse physico-chimique, comme le montre la figure 3.3. Les paramètres physico-chimiques ont été déterminés ultérieurement dans un laboratoire externe (SOCOR).

Les différents paramètres physico-chimiques étudiés comprennent:

- ❖ analyse proximale: le pouvoir calorifique (PCI et PCS), la teneur en matière volatile (VM), cendres (Ash), et carbone fixe (FC).
 - VM: La matière volatile est la phase gazeuse qui résulte de la dégradation thermique du matériau [21]. En sortie d'une zone de pyrolyse, la VM est principalement constituée de goudron, d'huile et de gaz non condensables, tels que CO , CO_2 , H_2 et CH_4 . Le plastique affiche une teneur en VM la plus élevée (100%) [22], tandis que le charbon présente une teneur en matière volatile considérablement plus faible (14%) [23]. Plus la teneur en VM est élevée, plus le combustible est facile à brûler. Cependant, pour la gazéification, une teneur en VM élevée est défavorable, car il produit davantage de goudron [24], engendrant des problèmes de colmatage des canalisations. La méthode de mesure de la teneur en VM est définie dans la norme ISO 562:2010 [25].
 - Ash: la teneur en cendres représente la fraction de matériaux inorganiques non combustibles [26]. La méthode de mesure de la teneur en cendres est définie dans la norme ISO 1171:2010 [27].
 - FC: le carbone fixe représente le carbone solide qui subsiste dans le charbon après la dévolatilisation [21]. En ce qui concerne la gazéification, une teneur élevée en carbone fixe revêt de l'importance car il contribue au maintien des réactions de gazéification, telles que la réaction de Boudouard (eq.(2.4)) et la réaction eau-gaz (eq.(2.5)). La teneur en FC est déterminée à partir de l'équation suivante:

$$FC = 100 - (VM - Ash - M) \quad (3.1)$$

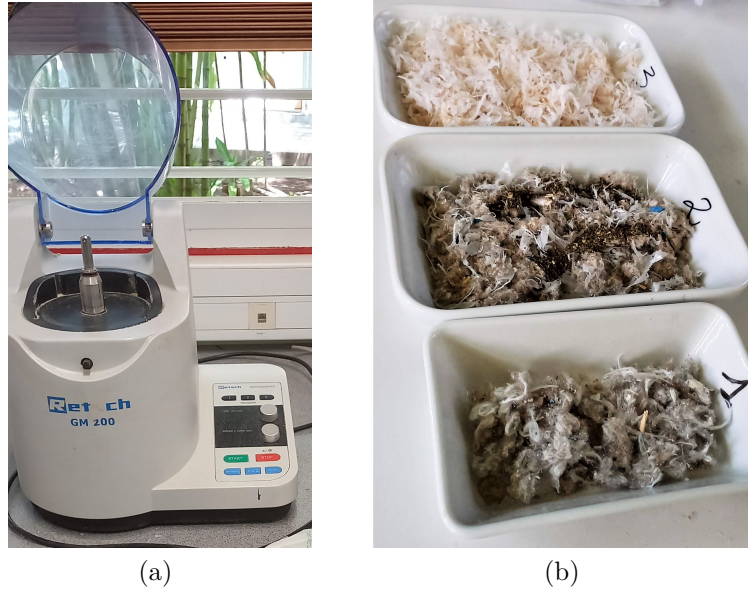


Figure 3.2: a) Broyeur Retsch GM 200 b) Les échantillons broyés

- PCS & PCI: Le pouvoir calorifique est la quantité de chaleur libérée lors de la combustion complète d'une unité de masse du combustible, à pression atmosphérique. Le PCI représente la chaleur totale produite par la combustion, sans tenir compte de la condensation de la vapeur d'eau présente dans les gaz de combustion. Le PCS est mesuré selon la norme NF EN ISO 21654 [28]. Ensuite, le PCI (MJ/kg) s'obtient par la formule [29]:

$$PCI = PCS - 2.51 \times (M + 9H) \quad (3.2)$$

où, M et H représentent respectivement la teneur en humidité et en hydrogène du combustible.

- ❖ analyse ultime: la teneur en carbone (C), hydrogène (H), azote (N), oxygène (O), soufre (S), halogènes et métaux lourds.
 - Analyse élémentaire (CHNOS): En plus de l'analyse proximale, l'analyse élémentaire est très importante, car ces paramètres nous serviront de données d'entrée essentielles pour le modèle de gazéification (chapitre 4. La teneur en C, H, N et S est mesurée selon la norme NF EN ISO 21663 [30]. La teneur en O se calcule en soustrayant la somme des pourcentages de C, H, N et S à 100.
 - Pour respecter les réglementations en vigueur et évaluer l'impact environnemental de la gazéification des mélanges de déchets, il est crucial de déterminer la concentration en halogènes (Cl, F, I, et Br) et en métaux lourds (Hg, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Ni, et Zn). La méthode de mesure de la teneur en halogènes est définie dans la norme NF EN 14582 [31].

3.2.5 Résultat et interprétation

Le tableau 3.3 et 3.4 présentent respectivement les résultats des analyses proximale et élémentaire, et la teneur en halogènes et métaux lourds des mélanges. Conformément à



Figure 3.3: Échantillons prêts pour l'analyse physico-chimique

la classification définie par la norme NF EN ISO 21640 [32], les codes de classe des cinq mélanges établis sont les suivants :

- **OMR1**: PCI 4, Cl 3, Hg 1
- **OMR2**: PCI 4, Cl 1, Hg 1
- **OMR3**: PCI 3, Cl 5, Hg 1
- **OMR4**: PCI 4, Cl 4, Hg 1
- **OMR5**: PCI 5, Cl 1, Hg 1

Table 3.3: Analyse proximale et ultime des mélanges de déchets

Mélanges de déchets	Analyse proximale ¹					Analyse ultime ¹				
	FC	VM	M	Ash	PCI ³	C	H	O	N	S
OMR1	12.8	76.7	34.2	10.5	11.9	48.4	6.79	32.7	0.83	0.130
OMR2	13.3	76.5	36.1	10.2	10.5	44.5	5.50	39.2	0.42	0.044
OMR3	14.4	79.3	26.7	6.3	16.7	58.2	7.54	25.5	0.55	0.030
OMR4	13.8	78.8	18.3	7.4	13.4	45.5	5.61	41.0	0.35	0.035
OMR5	16.0	74.4	38.4	6.9	9.35	44.1	5.29	40.3	0.44	0.066
Bois ²	18.2	78.0	12.7	1.0	16.2	51.6	5.12	42.0	0.19	0.004

¹masse (%) sur base sèche

²Cryptomeria japonica

³MJ/kg

D'un point de vue énergétique, **OMR5** ne suscite que peu d'intérêt par rapport aux autres mélanges, étant donné la valeur de son PCI (9.35 MJ/kg) qui est la plus faible. Le PCI de **OMR1** et **OMR2** est en deçà des plages de valeurs typiquement associées aux combustibles solides telles que définies dans la littérature scientifique (12,1-22,5 MJ/kg) [33], ainsi que des seuils établis par l'ADEME (PCI>12 MJ/kg) pour qu'un combustible puisse être considéré comme de bonne qualité. De plus, il est à noter que **OMR3** (16,77 MJ/kg) et **OMR4** (13,4 MJ/kg) affichent un PCI acceptable par rapport aux plages de valeurs indiquées [33]. **OMR3** et **OMR4** présentent le PCI le plus élevé en raison de la forte proportion de plastique dans le mélange, ce qui se traduit par une teneur élevée en VM. En outre, la proportion considérable (>50%) de déchets putrescibles, de papier et de

Table 3.4: Teneur en halogènes et en métaux lourds sur base sèche

	OMR1	OMR2	OMR3	OMR4	OMR5
Cd (mg/kg)	1.6	8.4	4.8	<1,0	2.4
Cr (mg/kg)	22.0	7.0	17.0	7.0	9.0
Cu (mg/kg)	29.0	34.0	27.0	14.0	30.0
Ni (mg/kg)	11.0	4.0	8.0	4.0	4.0
Pb (mg/kg)	20.0	1.0	5.0	3.0	6.0
Zn (mg/kg)	187.0	38.0	753.0	30.0	26.0
S (mg/kg)	1300.0	439.0	303.0	350.0	659.0
Hg (mg/kg)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
As (mg/ kg)	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Cl (g/kg)	7.28	1.77	18.5	10.8	1.9
Cl (% massique)	0.73	0.18	1.85	1.08	0.19
F (mg/kg)	76	<20	25	41	68
I (mg/kg)	<20	<20	<20	<20	<20
Br (mg/kg)	<20	<20	<20	<20	<20

carton dans OMR1 et OMR2 explique leur faible pouvoir calorifique. De plus, la présence de fines particules dans OMR2 entraîne une augmentation de la teneur en oxygène (figure 3.5) et en humidité (figure 3.4), ce qui se traduit par une diminution du PCI.

La figure 3.6 montre la teneur en *Cl*, *N* et *S* des échantillons analysés. Dans le processus de gazéification, la forte teneur en *Cl*, *N* et *S* dans les déchets est la cause de la formation de : NH_3 , H_2S , certains produits chlorés (HCl et Cl_2), et dioxines [34]. Comme illustré dans la figure 3.6, les cinq échantillons présentent une faible teneur en *S*. Ensuite, il convient de noter que les déchets riches en *N* comprennent les restes alimentaires, les épluchures de légumes et les déchets verts. Plus la quantité de déchets putrescibles est importante, plus la teneur en *N* est élevée. Par ailleurs, les codes de classe établis précédemment montrent que OMR1, OMR3 et OMR4 ont une teneur élevée en *Cl* en raison de leur teneur élevée en PVC.

Sur la figure 3.7, les cinq combustibles solides sont présentés dans un diagramme de Van Krevelen. Ce diagramme nous fournit des informations sur le niveau de carbonisation des combustibles et permet de comparer nos combustibles à des références telles que la biomasse et le charbon. À mesure que les rapports H/C et O/C augmentent, le degré de carbonisation du combustible diminue. Un combustible fortement carboné possède une valeur calorifique plus élevée [35]. Selon le diagramme de Van Krevelen (figure 3.7), on observe que OMR1 est classé dans la catégorie des biomasses, tandis que OMR3 se situe dans la zone correspondant aux tourbes. Ensuite, les autres combustibles se positionnent plus près de la biomasse et du bois.

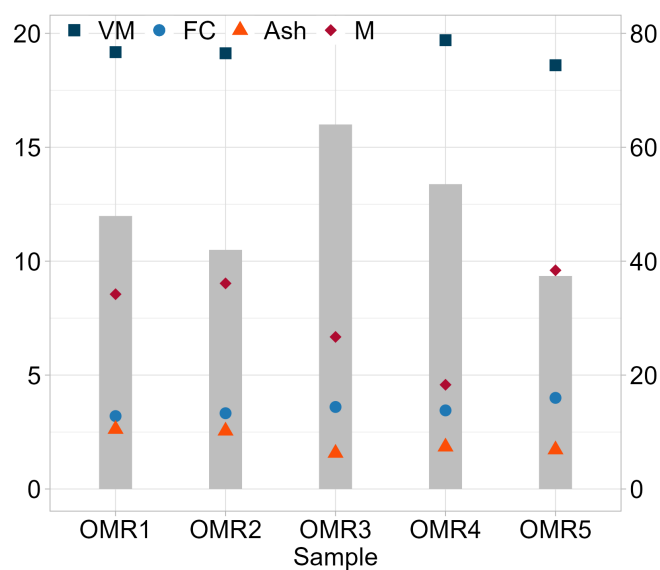


Figure 3.4: Analyse proximale des échantillons

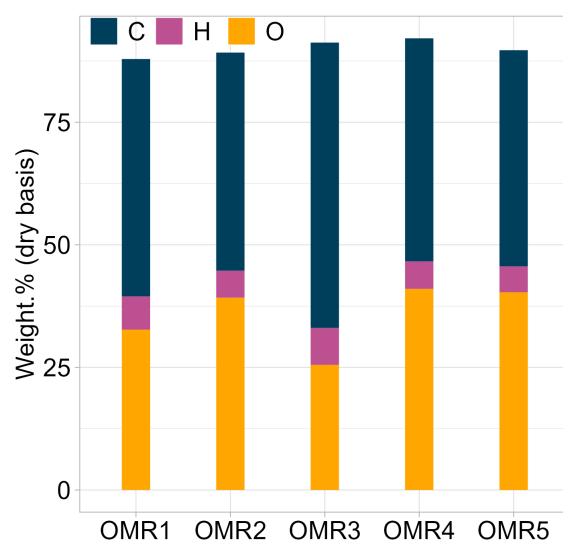


Figure 3.5: Analyse ultime des échantillons

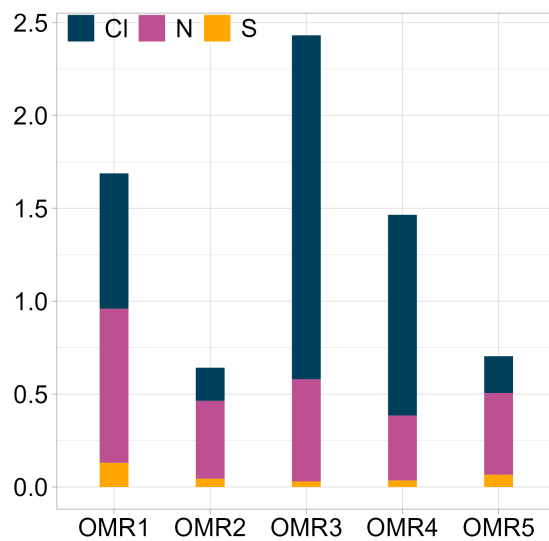


Figure 3.6: Teneur en éléments inorganiques des échantillons

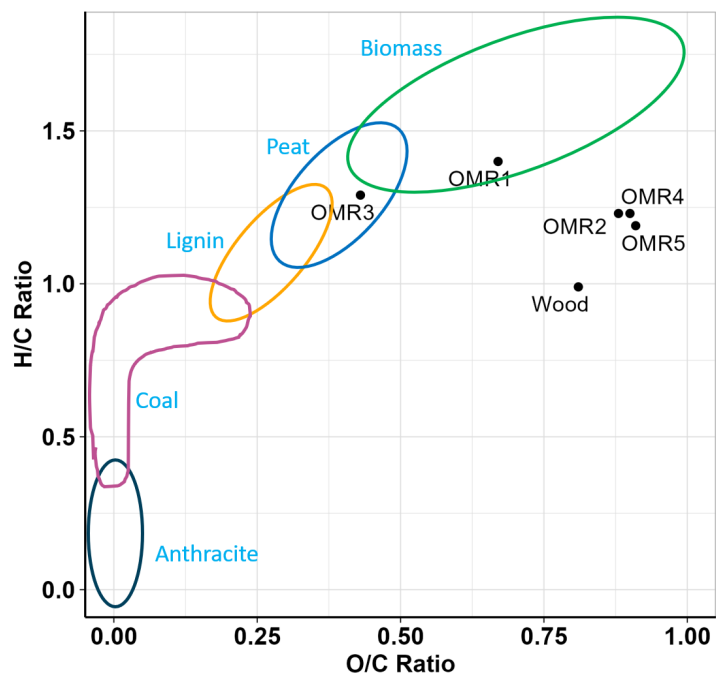


Figure 3.7: Diagramme de Van Krevelen

3.3 Analyse de la décomposition thermique des échantillons d'OMR

L'analyse thermogravimétrique (ATG ou TGA) est une technique utilisée pour avoir des informations sur le comportement thermique et les caractéristiques de décomposition d'un échantillon. En d'autre terme, c'est une technique qui mesure la variation de masse d'un échantillon pendant le chauffage. Pour la présente étude, notre objectif est d'observer et caractériser le comportement thermogravimétrique et calorimétrique de nos cinq échantillons de déchets, en se basant sur la méthode TG-DSC. Cette méthode s'appuie sur l'ATG couplée à la calorimétrie à balayage différentiel (DSC). La courbe DSC est une représentation graphique du flux de chaleur en fonction de la température dans un échantillon au cours d'un processus de chauffage ou de refroidissement contrôlé. En plus, la DSC mesure l'énergie thermique absorbée ou libérée par un échantillon au cours du processus. Le programme de chauffage (figure 3.8) pour l'analyse sous air et N_2 est le suivant : une isotherme de 20 min à 30°C , une rampe de 30°C à 900°C à $10^\circ\text{C}/\text{min}$, une isotherme de 30 min à 900°C et un refroidissement. Les analyses ont été réalisées avec une circulation d'air ou de N_2 à 3L/h.

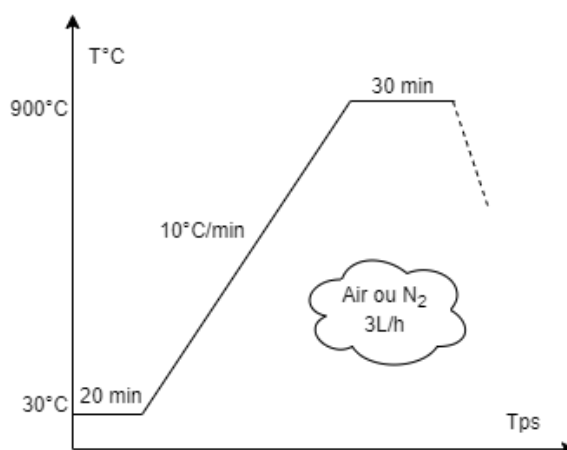


Figure 3.8: Procédure pour l'analyse thermique

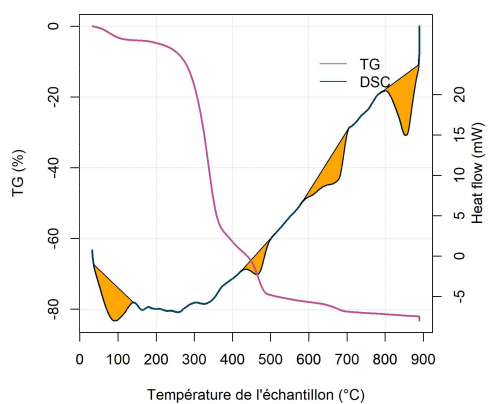
3.3.1 Analyse TG/DTG et DSC sous N_2

Les résultats de l'ATG sous N_2 nous montrent les comportements des échantillons dans la zone de pyrolyse. Selon la littérature, un CDD est généralement décomposé entre 150°C et 850°C [36]. La dégradation thermique complète des composants majeurs se produit au voisinage de 550°C [37]. Cette dégradation thermique est le résultat de la décomposition thermique des polymères biorganiques et des plastiques [37]. Cependant, l'effet de chevauchement rend l'étude de la dégradation thermique des CDD difficile [38]. En plus, les biopolymères ont une large plage de température de décomposition [37].

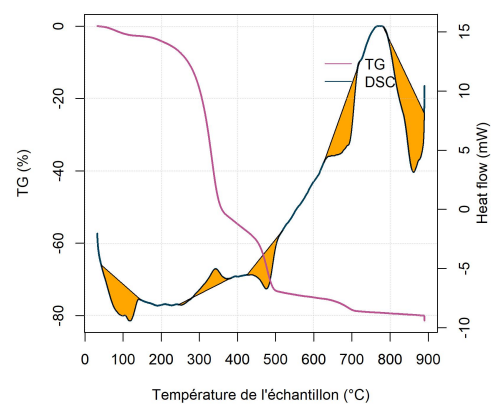
Les résultats du TG-DSC des différents échantillons, représentées par la figure 3.9, montrent que les cinq échantillons auront environ 20% de résidu carboné restant après la décomposition thermique des composants organiques. Quatre transformations endothermiques ont été notées pour OMR1 (figure 3.9a). D'après le tableau 3.5, le bilan énergétique global est négatif (-369.58 J/g), c'est à dire que les transformations nécessitent un

apport d'énergie. Ces transformations correspondent à l'évaporation, à la dégradation de la matière organique et à d'autres transformations comme la fusion [36]. Ensuite, pour OMR2 (figure 3.9b), cinq transformations se sont produites. La deuxième transformation est exothermique (12.57 J/g) et les autres sont des transformations endothermiques (tableau 3.5). Le bilan énergétique global est aussi négatif (-392.44 J/g). Quant à OMR3 et OMR4 (figure 3.9c et figure 3.9d), trois transformations endothermiques ont été remarquées. La figure 3.9e montre que 2 transformations endothermiques (-143.31 J/g) ont été notées pour OMR5. Au terme de cette analyse, l'échantillon d'OMR sans plastique (OMR5, 143.31 J/g) et sans putrescible (OMR4, 161.64 J/g) sont ceux qui demandent le moins d'énergie en terme de pyrolyse. En ce qui concerne l'échantillon OMR1 et OMR2, ces deux types de mélanges nécessitent environ 2,5 fois plus d'énergie que l'échantillon OMR5. Cependant, si la température de pyrolyse ne dépasse pas 600°C, le bilan énergétique de OMR1 et OMR2 passera de -369.58 J/g à -140.8 J/g et de -392.44 J/g à -85.59 J/g respectivement.

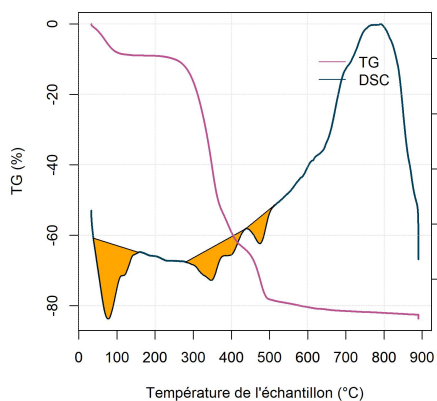
DTG (Derivative Thermogravimetry) est la dérivée première du changement de masse par rapport à la température, les courbes DTG fournissent des informations sur la vitesse de dégradation des échantillons, permettant l'identification des températures auxquelles la perte de masse est significative. La lecture des courbes DTG donne des informations sur les différents événements thermiques qui se produisent au cours du processus de décomposition. La figure 3.10 présente les courbes DTG, sous air et N₂, obtenues pour les cinq échantillons de déchets. D'après la littérature, la courbe DTG d'un échantillon de CDD présentent 3 ou 4 pics [37], dont les 2 principaux pics représentent la décomposition des fractions organiques et plastiques [38]. Le premier pic qui correspond au pic d'évaporation de l'humidité se situe au voisinage de 100°C [36, 39, 40]. Ensuite, le second pic correspond à la décomposition de l'hémicellulose (220-315°C [36]) et cellulose (200-400°C [37, 41] / 250-400°C [38] / 200-300°C [40] / 315-370°C [36]). En complément, le troisième pic correspond à la dégradation des plastiques. Pour le polypropylène (PP), le polyéthylène (PE) et le polyéthylène Téréphtalate (PET), la température de décomposition se situe entre 400 et 600°C [37, 38, 36]. Pour le Polychlorure de Vinyle (PVC), Gerassimidou et al. [37] affirment que la température de décomposition se situe entre 250 et 550°C. Enfin, pour la lignine, une large gamme de température de décomposition a été observée [37], 320-500°C selon Stępień et al. [36], 350-700°C selon Díaz et al. [40] et supérieure à 400° selon Skreiberg et al. [41]. En se basant sur ces résultats, on peut dire que le premier ($\approx 100^\circ\text{C}$) et le deuxième pic ($\approx 350^\circ\text{C}$) observés dans la figure 3.10a, 3.10b, 3.10c, 3.10d et 3.10e correspondent respectivement à l'évaporation de l'humidité et à la décomposition : 1) des celluloses présentes dans le papier, carton et putrescibles, et 2) des glucides présentes dans les fruits [40], des lignines et des déchets alimentaires [42]. Ensuite, pour OMR1 (figure 3.10a), OMR2 (figure 3.10b), OMR3 (figure 3.10c), et OMR4 (figure 3.10d), le troisième pic ($\approx 475^\circ\text{C}$) se rapporte à la dégradation des plastiques présentes dans les emballages alimentaires, textiles et matériaux composites [43]. Pour OMR5 (figure 3.10e), l'absence du plastique dans le mélange réduit l'amplitude du troisième pic. Enfin, le quatrième pic ($\approx 700^\circ\text{C}$) correspond à la dégradation des fibres alimentaires [40] et des lignines restantes. En effet, on peut dire que la dégradation thermique s'effectue pratiquement entre 100°C et 500°C pour les 4 échantillons, sauf pour OMR5. Effectivement, la dégradation thermique du mélange sans plastique (OMR5) se produit entre 100°C et 400°C. Nous pouvons alors constater qu'en l'absence de plastique, la dégradation thermique se produit plus rapidement.



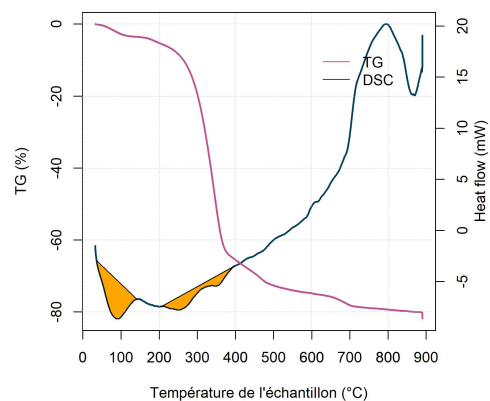
(a)



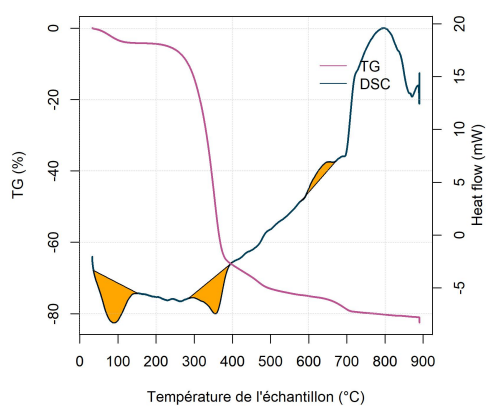
(b)



(c)

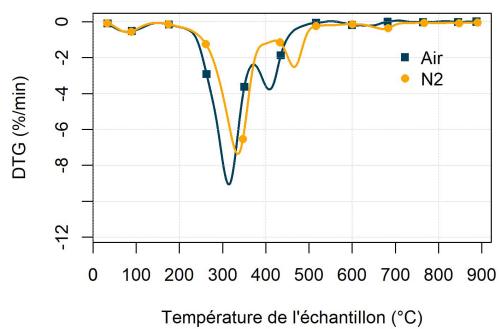


(d)

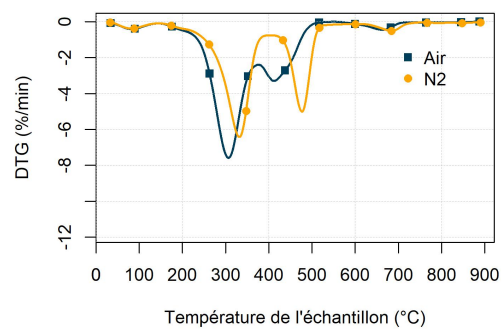


(e)

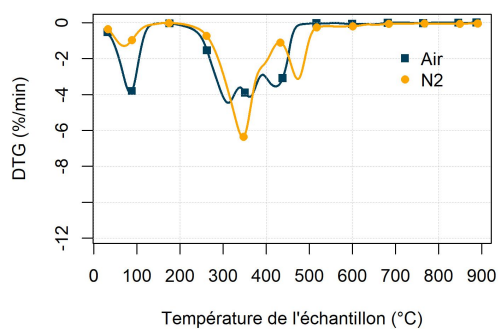
Figure 3.9: Caractéristiques du TG-DSC sous N_2 : (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5



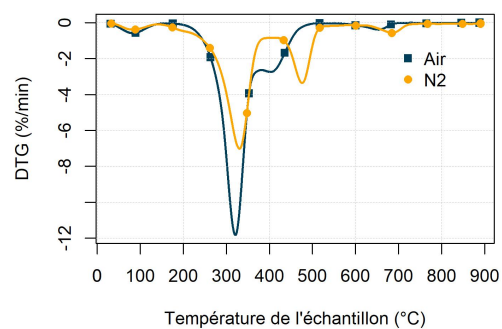
(a)



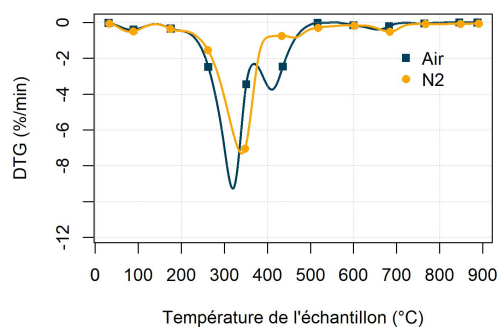
(b)



(c)



(d)



(e)

Figure 3.10: Caractéristiques du DTG sous N₂: (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5

Table 3.5: Les caractéristiques du DSC sous N₂ des échantillons

Echantillon	N° Pic DSC	T onset (°C)	T pic (°C)	T offset (°C)	Chaleur (J/g)	Total chaleur (J/g)
OMR1	1	38.12	85.99	134.75	-105.67	-369.58
	2	435.02	469.03	492.26	-35.13	
	3	614.49	678.41	698.84	-91.02	
	4	805.40	858.47	887.13	-137.76	
OMR2	1	40.83	118.7	138.85	-98.16	-392.44
	2	321.58	343.86	365.01	12.57	
	3	443.01	478.42	502.53	-81.63	
	4	637.11	691.90	712.15	-66.1	
	5	820.58	860.46	889.52	-154.12	
OMR3	1	38.73	76.26	142.96	-167.02	-289.40
	2	296.86	348.64	379.64	-89.73	
	3	447.62	476.31	498.96	-32.65	
OMR4	1	39.88	86.46	133.74	-110.75	-161.94
	2	300.22	357.38	385.14	-71.9	
	3	596.18	636.15	664.71	20.78	
OMR5	1	44.60	89.18	133.10	-80.42	-143.31
	2	214.03	263.19	303.48	-52.82	

3.3.2 Analyse TG/DTG et DSC sous Air

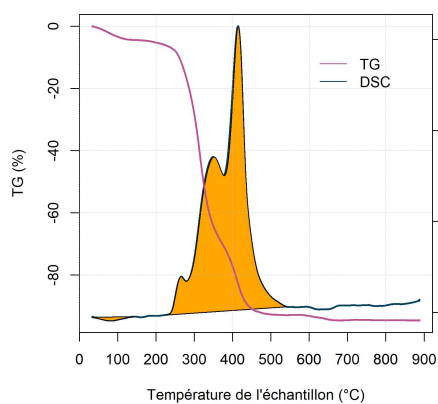
Les résultats de l'analyse sous air nous fournissent des informations sur le comportement des échantillons lors d'une combustion. La figure 3.11 montre le résultat de l'analyse TG-DSC des différents échantillons. Le graphique ATG du OMR1 (figure 3.11a) montre que 4.44% de sa masse initiale ont été perdues entre 34.3 et 150°C, 65.32% entre 150 et 372°C, 23.11% entre 372 et 520°C et 1.73% entre 520 et 700°C. Ces événements correspondent respectivement à l'évaporation de l'humidité, à la dégradation des celluloses et des lignines, à la dévolatilisation des plastiques et à la décomposition des fibres alimentaires et des lignines restantes. Ces événements thermiques sont justifiés par la courbe DTG présentée dans la figure 3.10a. Pour OMR2, les courbes ATG et DTG ont les mêmes tendances que celles observées pour OMR1, c'est à dire qu'une importante dégradation massique (Δm : -87.05%) se produit entre 145 et 520°C et quatre pics ont été notés à partir de la courbe DTG (figure 3.10b). En outre, à cause de sa forte teneur en humidité, la courbe ATG de OMR3 est marquée par une perte de masse significative (Δm : -22.23%) entre 32.5 et 150°C. Ensuite, une dégradation massique de 28.27% entre 195 et 338°C, 19.17% entre 338 et 392°C et 19.97% entre 392 et 480°C ont été remarquées. Par conséquent, la courbe DTG (figure 3.10c) montre quatre pics qui correspondent à ces 4 phases de décomposition. Quant à OMR4, entre 31 °C et 500°C, 91,7% de la masse sont perdues. Comme le cas de OMR1, OMR2 et OMR3, la courbe DTG de OMR4 (figure 3.10d) présente 4 pics qui correspondent respectivement à l'évaporation, à la dégradation des celluloses, à la dévolatilisation des plastiques et à la décomposition des fibres alimentaires et des lignines restantes. Enfin, une perte de masse importante (Δm : -90.8%) se produit entre 140 et 510°C pour OMR5. Sa courbe DTG (figure 3.10e) présente également quatre pics qui correspondent à l'évaporation et à la dégradation des celluloses, fibres alimentaires et lignines.

En outre, la courbe DSC de OMR1 (figure 3.11a) montre que 2 transformations se produisent au cours de l'analyse. Tout d'abord, une transformation endothermique (-88.45 J/g) qui correspond à l'évaporation des substances liquides. Ensuite, une transformation exothermique (8468.63 J/g) qui correspond à l'émission et la combustion de substances volatiles et à la combustion du charbon [44]. Le tableau 3.6 montre un bilan énergétique positif pour OMR1. De même pour OMR3 (figure 3.11c), une transformation endother-

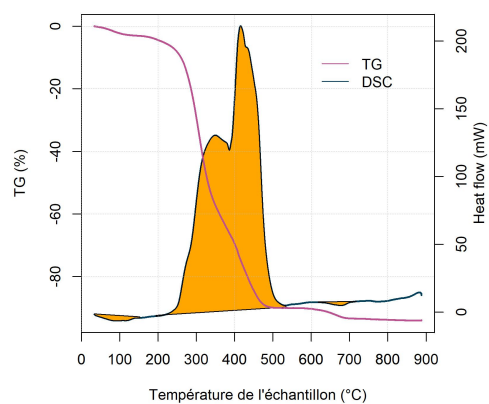
Table 3.6: Les caractéristiques du DSC sous Air des échantillons

Echantillon	N° Pic DSC	T onset (°C)	T pic (°C)	T offset (°C)	Chaleur (J/g)	Total chaleur (J/g)
OMR1	1	34.32	82.31	135.86	-88.45	8380.18
	2	214.18	414.19	445.27	8468.63	
OMR2	1	36.78	86.69	137.01	-79.31	9860.75
	2	248.65	402.57	466.58	10000	
OMR3	3	636.41	685.91	707.99	-59.94	6859.95
	1	32.46	93.42	111.32	-465.73	
OMR4	2	265.79	433.49	461.68	7325.68	7834.44
	1	31.68	87.02	134.17	-127.69	
OMR5	2	227.03	357.71	469.25	8020.44	8142.36
	3	591.06	668.14	686.49	-58.31	
	1	34.07	87.91	119.89	-87.91	
	2	246.95	400.40	482.11	8901.47	
	3	616.78	671.2	694.02	-671.2	

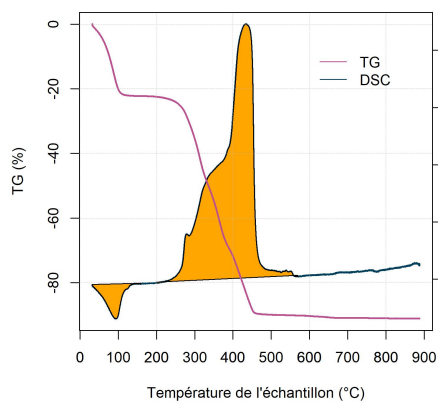
mique et une transformation exothermique ont lieu, le bilan énergétique est de 6859.95 J/g. Pour OMR2 (figure 3.11b), OMR4 (figure 3.11d), et OMR5 (figure 3.11e), trois transformations se déclenchent dont deux endothermiques et une exothermique (combustion des volatiles et charbon). Le bilan énergétique de OMR2, OMR4 et OMR5 sont également positifs et ils produisent respectivement 9860.75 J/g, 7834.44 J/g, et 8142.36 J/g. Finalement, l'analyse thermique sous air révèle que l'échantillon OMR2 et OMR3 produisent respectivement la plus grande et la moins grande quantité d'énergie thermique.



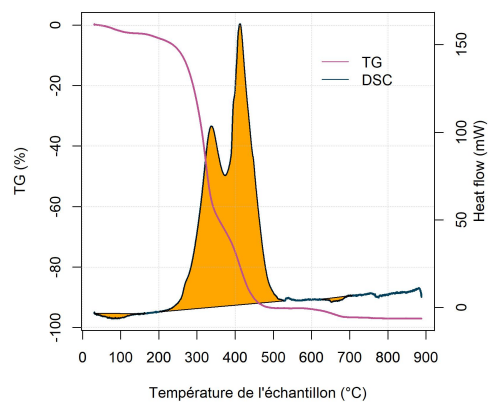
(a)



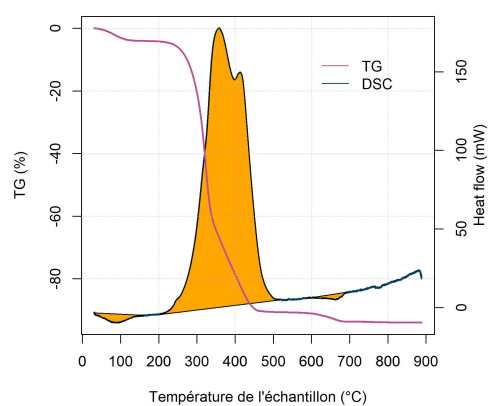
(b)



(c)



(d)



(e)

Figure 3.11: Caractéristiques du TG-DSC sous Air: (a) OMR1 (b) OMR2 (c) OMR3 (d) OMR4 (e) OMR5

3.4 Conclusion du chapitre

Ce chapitre présente les résultats de la caractérisation thermo-physico-chimique des échantillons de cinq mélanges de déchets provenant des OMR. Les résultats de l'analyse proximale et ultime nous ont permis de classer les divers mélanges de déchets en fonction de critères énergétiques (PCI), techniques (teneur en VM et matières minérales), et environnementaux (teneur en Cl et Hg). Selon l'ADEME, les CSR peuvent être classés en deux catégories: 1) les CSR de haute qualité ($PCI > 18$ MJ/kg, $Cl < 0.5$) et 2) les CSR de bonne qualité ($12 < PCI < 18$ MJ/kg, $Cl < 1.5$). D'après ces classifications, il est à noter que:

- OMR1 peut être classé comme étant un combustible de bonne qualité grâce à son PCI de 11,9 MJ/kg (≈ 12 MJ/kg) et sa teneur en Cl de 0,73%.
- OMR2 présente un PCI plus bas (10.5 MJ/kg) par rapport à OMR1 et, en conséquence, il n'est pas considéré comme étant un combustible de bonne qualité. La présence des particules fines dans le mélange est responsable de la réduction du PCI et de l'augmentation de la teneur en humidité.
- OMR3 est un mélange riche en plastique, ce qui explique son PCI élevé (16.7 MJ/kg). Cependant, sa teneur en Cl élevée (1.8%) l'empêche d'être classé parmi les bons combustibles.
- L'absence de putrescibles dans OMR4 se traduit par un taux d'humidité plus faible et un PCI plus élevé (13.45 MJ/kg). De plus, sa teneur en Cl de 1,08% lui permet d'être classé comme étant un combustible de bonne qualité.
- L'absence de plastique dans OMR5 a conduit à une diminution de son PCI (9.35 MJ/kg), ce qui en fait le mélange avec le PCI le plus bas parmi les cinq mélanges et ne le classe pas parmi les combustibles de bonne qualité.

En outre, les données issues de l'analyse de décomposition thermique sous air révèlent que, à l'exception de l'échantillon OMR3, tous les échantillons présentent une cinétique de décomposition similaire. La perte d'environ 90% de leur masse se produit dans la plage de température de 145°C à 500°C, sur une durée de 50 minutes, à un taux de chauffage de 10°C/min. En ce qui concerne l'échantillon OMR3, la décomposition commence à une température relativement basse, soit 32°C, et se poursuit jusqu'à 480°C, entraînant ainsi une perte de masse de l'ordre de 89%. Par ailleurs, l'analyse sous N₂ présente un intérêt particulier, car les résultats obtenus nous éclairent sur le comportement des combustibles au sein d'une zone de pyrolyse. Dans cette étude, il est à noter que sous N₂, les échantillons présentent une cinétique de décomposition similaire. La dégradation thermique commence à des températures comprises entre 140 et 150°C et se poursuit jusqu'à atteindre 520°C, sur une durée totale de 50 minutes, entraînant une perte de masse d'environ 70%. De plus, la DSC révèle un bilan énergétique négatif sous N₂. Nous

avons aussi constaté que l'augmentation du nombre de composants dans le mélange est corrélée à une augmentation du nombre de réactions endothermiques. Par conséquent, OMR2 (le mélange contenant des particules fines) exige considérablement plus d'énergie, tandis que OMR4 (sans composants putrescibles) et OMR5 (sans plastique) nécessitent moins d'énergie pour leur décomposition. Parmi les réactions chimiques qui se produisent lors de la décomposition, il est important de noter que l'évaporation absorbe davantage d'énergie, que ce soit sous air ou N_2 . Dans le but d'améliorer l'efficacité énergétique du processus, il est donc essentiel d'effectuer un pré-traitement visant à réduire le taux d'humidité. Pour le cas d'un gazéifieur à lit fixe co-courant, il est crucial d'avoir un taux d'humidité inférieur à 20%; OMR4, l'échantillon sans matières putrescibles, est le seul à se situer en dessous de ce seuil.

Les résultats de la caractérisation physico-chimique obtenus dans ce chapitre sont d'une importance fondamentale. Les résultats de l'analyse proximale et élémentaire (CHNSO) seront utilisés pour alimenter le modèle de gazéification des OMR exposé dans le chapitre 4. Ensuite, la teneur en halogènes et métaux lourds des échantillons seront utilisés dans le modèle d'analyse du cycle de vie (ACV) de la gazéification des OMR, tel que présenté dans le chapitre 5.

Bibliography

- [1] Christian Riber, Claus Petersen, and Thomas H Christensen. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management*, 29(4):1251–1257, 2009. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2008.09.013. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.013>.
- [2] Julie Élıze, Maxime Charles, Sylvain Lavoie, and Nancy Bourgeois. The importance of characterizing residual household waste at the local level : A case study of Saguenay , Quebec (Canada). 77:341–349, 2018. doi: 10.1016/j.wasman.2018.04.019.
- [3] R Götze, K Pivnenko, A Boldrin, C Scheutz, and T Fruergaard Astrup. Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark. 54:13–26, 2016. doi: 10.1016/j.wasman.2016.05.009.
- [4] Olli Sahimaa, Mari Hupponen, Mika Horttanainen, and Jaana Sorvari. Method for residual household waste composition studies. *Waste Management*, 46:3–14, 2015. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2015.08.032. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.032>.
- [5] Walter R. Ernst Paul H. Brunner. Alternative methods for the analysis of municipal solid waste. *Waste Management & Research*, 4:147–160, 1986.
- [6] Libuše Benešová and Anita Závodská. The changing character of household waste in the Czech Republic between 1999 and 2009 as a function of home heating methods. 33:1950–1957, 2013. doi: 10.1016/j.wasman.2013.04.017.
- [7] Atul Kumar and S R Samadder. An empirical model for prediction of household solid waste generation rate – A case study of Dhanbad , India. *Waste Management*, 68:3–15, 2017. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2017.07.034. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.034>.
- [8] Hui Zhou, Yanqiu Long, Aihong Meng, Qinghai Li, and Yanguo Zhang. Classification of municipal solid waste components for thermal conversion in waste-to-energy research. *Fuel*, 145:151–157, 2015. ISSN 00162361. doi: 10.1016/j.fuel.2014.12.015. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2014.12.015>.
- [9] Hui Zhou, Aihong Meng, Yanqiu Long, Qinghai Li, and Yanguo Zhang. An overview of characteristics of municipal solid waste fuel in China : Physical , chemical composition and heating value. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36:107–122, 2014. ISSN 1364-0321. doi: 10.1016/j.rser.2014.04.024. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.024>.
- [10] Rawa Al-jarallah and Esra Aleisa. A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. *Waste Management*, 34(5):952–960, 2014. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2014.02.015. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.015>.
- [11] ADEME, . Caractérisation des déchets sur l’île de la Réunion, MODECOM La REUNION Juillet 2018 - Mars 2019.

- [12] A. I. Bary, C. G. Cogger, D. M. Sullivan, and E. A. Myhre. Characterization of fresh yard trimmings for agricultural use. *Bioresource Technology*, 96(13):1499–1504, 2005. ISSN 09608524. doi: 10.1016/j.biortech.2004.11.011.
- [13] Olli Sahimaa, Mari Hupponen, Mika Horttanainen, and Jaana Sorvari. Method for residual household waste composition studies. *Waste Management*, 46:3–14, 2015. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2015.08.032. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.032>.
- [14] Lagerkvist Anders. Methods for household waste composition studies. 28:1100–1112, 2008. doi: 10.1016/j.wasman.2007.08.014.
- [15] User Version. Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool). 43(1): 1–57.
- [16] Rasmus Eisted and Thomas H Christensen. Characterization of household waste in Greenland. *Waste Management*, 31(7):1461–1466, 2011. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2011.02.018.
- [17] Maklawe Essonanawe, Morten Bang, Ramona Götze, Kostyantyn Pivnenko, Claus Petersen, Charlotte Scheutz, and Thomas Fruergaard. Municipal solid waste composition : Sampling methodology , statistical analyses , and case study evaluation. *Waste Management*, 36:12–23, 2015. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2014.11.009. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.009>.
- [18] Wenchao Ma, Gaston Hoffmann, Mattias Schirmer, Guanyi Chen, and Vera Susanne Rotter. Chlorine characterization and thermal behavior in MSW and RDF. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3):489–498, 2010. ISSN 03043894. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.01.108. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.108>.
- [19] Ales Hanc, Pavel Novak, Milan Dvorak, Jan Habart, and Pavel Svehla. Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. *Waste Management*, 31(7):1450–1460, 2011. ISSN 0956-053X. doi: 10.1016/j.wasman.2011.02.016. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.016>.
- [20] AFNOR 2023. Biocombustibles solides, Dosage de la teneur en humidité, Partie 3: Humidité de l'échantillon pour analyse générale.
- [21] Prabir Basu. Chapter 3 - biomass characteristics. In Prabir Basu, editor, *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction (Third Edition)*, pages 49–91. Academic Press, third edition edition, 2018. ISBN 978-0-12-812992-0. URL <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812992-0.00003-0>.
- [22] A Fazil, Sandeep Kumar, and Sanjay M Mahajani. Downdraft co-gasification of high ash biomass and plastics. *Energy*, 243:123055, 2022.
- [23] J.G. Caldeira. 6 - coal resources, production and use in brazil. In Dave Osborne, editor, *The Coal Handbook: Towards Cleaner Production*, volume 2 of *Woodhead Publishing Series in Energy*, pages 118–147. Woodhead Publishing, 2013. ISBN 978-1-78242-116-0. URL <https://doi.org/10.1533/9781782421177.2.118>.

- [24] Zul Ilham. Chapter 3 - biomass classification and characterization for conversion to biofuels. In Suzana Yusup and Nor Adilla Rashidi, editors, *Value-Chain of Biofuels*, pages 69–87. Elsevier, 2022. ISBN 978-0-12-824388-6. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824388-6.00014-2>. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128243886000142>.
- [25] AFNOR 2010, . Houille et coke - Détermination des matières volatiles.
- [26] Clara Lisseth Mendoza Martinez, Jussi Saari, Yara Melo, Marcelo Cardoso, Gustavo Matheus de Almeida, and Esa Vakkilainen. Evaluation of thermochemical routes for the valorization of solid coffee residues to produce biofuels: A brazilian case. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137:110585, 2021. ISSN 1364-0321. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110585>.
- [27] AFNOR 2010, . Combustibles minéraux solides - Détermination des cendres.
- [28] AFNOR 2021. Combustibles solides de récupération - Détermination du pouvoir calorifique.
- [29] Kenjiro Yamamoto, Masafumi Fukuda, and Atsuhiro Hanatani. 7 - ultrasupercritical and advanced ultrasupercritical power plants. In Mamoru Ozawa and Hitoshi Asano, editors, *Advances in Power Boilers*, volume 2 of *JSME Series in Thermal and Nuclear Power Generation*, pages 345–390. Elsevier, 2021. ISBN 978-0-12-820360-6. URL <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820360-6.00007-2>.
- [30] AFNOR 2020. Combustibles solides de récupération - Méthodes de détermination de la teneur en carbone (C), hydrogène (H), azote (N) et soufre (S) par la méthode instrumentale.
- [31] AFNOR 2016. Caractérisation des déchets - Teneur en halogènes et en soufre - Combustion sous oxygène en systèmes fermés et méthodes de dosage.
- [32] ADEME, . Caractérisation des combustibles solides de récupération, 19 août 2021.
- [33] Albany Milena, Lozano Násner, Electo Eduardo, Silva Lora, José Carlos, Escobar Palacio, Mateus Henrique, Julian Camilo, Osvaldo José, and Albert Ratner. Refuse Derived Fuel (RDF) production and gasification in a pilot plant integrated with an Otto cycle ICE through Aspen plus TM modelling : Thermodynamic and economic viability Intergovernmental Panel on Climate Change Internal Rate of Return Minimum Rat. 69:187–201, 2017. doi: 10.1016/j.wasman.2017.08.006.
- [34] C. Mukherjee, J. Denney, E. G. Mbonimpa, J. Slagley, and R. Bhowmik. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(November 2019):109512, 2020. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2019.109512. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>.
- [35] Michalis Agraniotis, Christian Bergins, Malgorzata Stein-Cichoszewska, and Emanouil Kakaras. 5 - high-efficiency pulverized coal power generation using low-rank coals. In Zhongyang Luo and Michalis Agraniotis, editors, *Low-Rank Coals for Power Generation, Fuel and Chemical Production*, pages 95–124. Woodhead Publishing, 2017. ISBN 978-0-08-100895-9.

- [36] Paweł Stepień, Jakub Pulka, Małgorzata Serowik, and Andrzej Białowiec. Thermo-gravimetric and calorimetric characteristics of alternative fuel in terms of its use in low-temperature pyrolysis. *Waste and Biomass Valorization*, 10(6):1669–1677, 2019.
- [37] Spyridoula Gerassimidou, Costas A Velis, Paul T Williams, and Dimitrios Komilis. Characterisation and composition identification of waste-derived fuels obtained from municipal solid waste using thermogravimetry: A review. *Waste Management & Research*, 38(9):942–965, 2020.
- [38] Özge Çepelioğullar, Hanzade Haykırı-Açma, and Serdar Yaman. Kinetic modelling of rdf pyrolysis: Model-fitting and model-free approaches. *Waste management*, 48: 275–284, 2016.
- [39] Surjit Singh, Chunfei Wu, and Paul T Williams. Pyrolysis of waste materials using tga-ms and tga-ftir as complementary characterisation techniques. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 94:99–107, 2012.
- [40] Manuel Jesús Díaz, Mercedes Ruiz-Montoya, Alberto Palma, and M-Violante de Paz. Thermogravimetry applicability in compost and composting research: A review. *Applied Sciences*, 11(4):1692, 2021.
- [41] A Skreiberg, Ø Skreiberg, J Sandquist, and L Sørum. Tga and macro-tga characterisation of biomass fuels and fuel mixtures. *Fuel*, 90(6):2182–2197, 2011.
- [42] Suraj Adebayo Opatokun, Vladimir Strezov, and Tao Kan. Product based evaluation of pyrolysis of food waste and its digestate. *Energy*, 92:349–354, 2015.
- [43] Nischay Kodihalli Shivaprakash, Thomas Ferraguto, Artee Panwar, Shib Shankar Banerjee, Carol Forance Barry, and Joey Mead. Fabrication of flexible polymer molds for polymer microstructuring by roll-to-roll hot embossing. *ACS omega*, 4(7): 12480–12488, 2019.
- [44] Boxiong Shen et al. Study on msw catalytic combustion by tga. *Energy Conversion and Management*, 47(11-12):1429–1437, 2006.

CHAPITRE 4

Modélisation de la gazéification dans un réacteur à lit-fixe co-courant

Sommaire

4.1	Introduction	80
4.2	Methodology	82
4.2.1	Proximate and ultimate analysis of waste mixtures	82
4.2.2	Steady state equilibrium-based model	83
4.2.2.1	Flaming pyrolysis zone	83
4.2.2.2	Reduction zone	86
4.2.3	Kinetic model	87
4.2.4	Model modification	88
4.2.5	Calculation procedure	89
4.3	Results and discussion	90
4.3.1	Correction factors expressions	90
4.3.2	Steady state equilibrium-based model results	92
4.3.2.1	validation of the model	92
4.3.2.2	Gasification of RHW	94
4.3.2.3	Effect of ER	94
4.3.2.4	Effect of moisture content	94
4.3.3	Kinetic model results	95
4.3.3.1	validation of the model	95
4.3.3.2	Effect of solid residence time	96
4.3.3.3	Effect of reduction temperature	99
4.4	Conclusion	100
4.5	Declarations	101

Article published in *Biomass Conversion and Biorefinery* under the title:
SEMI-EMPIRICAL MODEL OF WASTE GASIFICATION IN A DOWNDRAFT REACTOR
doi.org/10.1007/s13399-023-04449-6

Jordy C. I. Rabetanetiarimanana¹, Mamy H. Radanielina¹, Hery T.
Rakotondramiarana², Dominique Morau¹

Dans ce chapitre, un modèle de gazéification spécifiquement dédié aux déchets solides a été élaboré. L'objectif de ce modèle est de prédire la composition du syngaz, les rendements en charbon, en goudron et en gaz, ainsi que l'efficacité énergétique inhérente à la gazéification d'un mélange donné. Le choix d'un réacteur à lit fixe co-courant s'est imposé en raison de son adaptation à la production décentralisée, avec une puissance d'environ 10 MW, ce qui le rend plus conforme aux objectifs du projet d'installation d'une unité de valorisation énergétique à La Réunion. De plus, ce type de réacteur produit moins de goudron, ce qui est particulièrement pertinent dans notre contexte, étant donné que la présence de matières plastiques dans les mélanges favorise la production de goudron. Cet article ne présente que les résultats de la gazéification des trois premiers mélanges (OMR1, OMR2 et OMR3). Les résultats de OMR4 et OMR5 sont disponibles en [Annexe 1](#).

Abstract

In Reunion Island, most of household wastes (HW) are landfilled. Residual household wastes (RHW) represents 44.6% of HW produced and are totally landfilled. Indeed, significant environmental burdens are caused by current waste management system. Hence, a new system that will ensure the energy recovery of waste was implemented. With the aim of integrating gasification into the waste management system in Reunion Island, a study of gasification of RHW through modeling is suggested in this work. Indeed, a 3-step methodology was adopted, the first step is waste characterization, 3 mixtures of waste have been established based on local context and data from the last waste characterisation campaign in Reunion. The second step is the modeling of a stratified downdraft reactor using optimized steady state equilibrium-based and kinetic model. Optimization consists of using correction factors to modify the equilibrium constants of the methanation and water gas shift reactions. The models were validated against extensive experimental data from literature. In addition, the effect of equivalence ratio and moisture content was studied in the steady state equilibrium model. Furthermore, a sensitivity analysis of the kinetic model was conducted by investigating the effect of solid residence time and reduction temperature on the composition of producer gas.

Statement of novelty

This work optimized the proposed models and used experimental data from literature to obtain expressions of the correction factors for methanation and the water-gas shift (wgs) reaction. Contrary to what is seen in the literature, the correction factors generated in this study are obtained exclusively from the gasification of waste mixtures (MSW, RDF,

¹Piment Laboratory, University of Reunion Island, 120 Avenue Raymond Barre, 97430 Le Tampon Réunion France

²Institute for the management of energy (IME), University of Antananarivo, PO Box 566, Madagascar

other mixtures) in a downdraft reactor. In addition, we noticed that the optimized model developed in this study is a flexible model that can handle different types of waste mixtures and other lignocellulosic biomasses. Moreover, a kinetic model based on Wang and Kinoshita's [1] work with initial conditions obtained from optimized pyro-oxidation model is also presented here. This study conducts a sensitivity analysis of the kinetic model by studying the effect of solid residence time and reduction temperature on syngas composition. Furthermore, this work can be considered as a case study of a specific area and its contribution is based on the use of RHW physico-chemical characterization results for modeling.

4.1 Introduction

AN update must be made in terms of waste management and valorization. Current waste management is only based on reusing, recycling and biological treatment [2, 3]. As the case in Reunion Island, 65%, 13.7% and 21.4% of household wastes (HW) are respectively landfilled, recycled and composted [4]. Moreover, the 2 non-hazardous waste storage facilities will be closed in 2022 and an end to landfill is required by new national and European regulations by 2022 [5]. Furthermore, energy security problems for European countries such as Reunion Island are much more serious [6]. Reunion Island's electricity production is dominated by diesel and coal [7, 8]. Fossil energy dependence is 87.2% and 64% of total electricity production comes from conventional resources in 2018 [9]. So far, policy to ensure energy security have not yet been put in place, while energy demands are likely to increase in the coming years [10, 8]. In Reunion island, the implementation of the new waste management system is crucial. This new system is governed by a law that will ensure the energy recovery of recoverable waste such as HW (La loi de Transition énergétique pour la croissance verte). In order to implement this new law in the Reunionese waste management system, a multi-sectoral approach was adopted and the main objectives are [11, 12]: the production of refuse derived fuel (RDF) from waste sorting rejects by ensuring that this is not done to the detriment of waste prevention and material recovery, heat and electricity production from gasification of RDF and to have a recycling rate of 65% in 2025 for non-hazardous inert waste. In this work, we will focus on the gasification of residual household wastes (RHW). Therefore, in order to investigate the quality of syngas produced by the gasification of RHW in Reunion Island, different waste mixtures have been prepared and gasification results was obtained through modeling.

The gasification process can be handled by various modeling approaches such as: thermodynamic equilibrium, kinetic, computational fluid dynamic and artificial neural network. Thermodynamic equilibrium is the most used model and represents approximately 75% of the models existing in the literature between 2014 and 2017 [13]. In 2020, 31 publications used thermodynamic equilibrium model against 19 which used Aspen Plus [14]. The equilibrium model is simple, independent of gasifier design, predicts the maximum achievable yields of products and also an useful tool for studying the sensitivity of gasification parameters [15, 16]. Moreover, this model is well adapted for downdraft reactor [16] and represent well the process for high temperatures (700-900°C) [13]. Most of the work using an equilibrium model is based on the work of Giltrap [17]. For this, several authors [18, 19, 20] have tried to improve the model by introducing the char reactivity factor in order to achieve a better prediction of the experimental temperature profile. In

addition, most existing thermodynamic equilibrium model modify the equilibrium constants of chemical reactions by introducing correction factors to adjust the producer gas results as observed in [21, 22, 23]. According to the literature, this model has a tendency to overestimated the H_2 percentage and underestimated the CO and CH_4 percentage in the producer gas [16, 21]. Moreover, most existing thermodynamic equilibrium models do not consider tar and char production and minor gasification products that can sometimes be considered dangerous [16]. In order to fill this gap, Ibrahim et al. [16] have recently developed a stoichiometric equilibrium model (SEM) that can predict the percentage of H_2S and NH_3 in the producer gas and also the tar and char yield by using empirical correlations. Their results show a very good agreement between the predictions and the experiments especially for CH_4 even though they didn't introduce a correction factor in the model. Moreover, Jarungthammachote et al. [24] studied the equilibrium model of a downdraft reactor and generated the correction factor for methanation and wgs-reaction from 11 experiment results. In addition, Aydin et al. [23] modified the SEM by using 32 experiments results. They generated correction factors which are function of equilibrium temperature, gasification temperature and ER. Ayub et al. [25] modified the SEM for downdraft gasification by using 27 experiments data and generated optimized correction factors. A steady state model based on modified stoichiometric equilibrium and reaction kinetics is developed in this work. In the literature, the correction factors are generated from the experimental results obtained from the gasification of lignocellulosic biomass. Therefore, these correction factors do not necessarily yield consistent results when used to study waste gasification. To solve this issue, the model modification made in this study is marked by the use of optimized correction factors based on experiment results of waste gasification in a downdraft reactor. The objective is to predict well the composition of the syngas, tar and char yield and the amount of H_2S produced from the gasification of RHW. In addition, the effect of ER, temperature and moisture content (MC) on producer gas composition have been studied.

The kinetic model is the most used after the equilibrium model [13]. It is more reliable, even at low temperatures [14], but has received less attention [16]. Kinetic model is based on reaction rates and particle size distribution and predicts gas composition, temperature profile and char yield. In this model, the residence time is an important input parameter since the model is suitable for long residence time [16, 1]. One of the first kinetic model was developed by Wang and Kinoshita [1] in 1993. It is a model that focuses on the prediction of syngas composition, studies the effect of different parameters such as: biomass elemental composition, equivalence ratio, reduction temperature, solid residence time, char density and char particle size. The model is based on the kinetics of surface reactions in the reduction zone. In this model, the concentrations of gas produced in the pyro-oxidation or flaming pyrolysis zone are used as initial conditions in the reduction zone. In their work, Wang and Kinoshita [1] assume that the initial concentration of H_2 and CO in the reduction zone are zero. Recently, Hameed et al. [26] have worked on Wang's model but modified the initial conditions and the expression of the rate of reactions. From a non-isothermal simulation, they found that the optimum heating rate is equal to 47 K/s. Their results are in good similarity with that reported by Wang and Kinoshita [1]. In this work, the results of a modified pyro-oxidation model are used as initial conditions for the char reduction zone. Moreover, as there are few studies on the sensitivity analysis of a kinetic model, this modified kinetic model has also been developed in order to predict to composition of producer gas as a function of solid

residence time, reduction temperature and char particle size.

In Reunion Island, the decentralisation of the electricity production plants is a priority, the territorial strategy is based on a local and not centralised management. This is why a downdraft reactor is considered in this study because this type of reactor is favourable for electricity production due to the cleanliness of the gas produced and is more suitable for small-scale power generation [27, 28].

4.2 Methodology

4.2.1 Proximate and ultimate analysis of waste mixtures

In this work, 3 mixtures of waste have been established (Fig. 4.1) based on local context and data from the last waste characterisation campaign in Reunion conducted by ADEME in 2019. OMR1 and RHW- 2 represent respectively the typical RHW without and with fine particles. Here, fine particles refer to waste with a size of less than 8mm. OMR3 is composed by plastics, baby nappies which constitutes 20% of RHW in Reunion and 30% of wood to provide more fixed carbon in the mix. Table 4.1 lists the physico-chemical properties on a dry basis of the different waste mixtures.

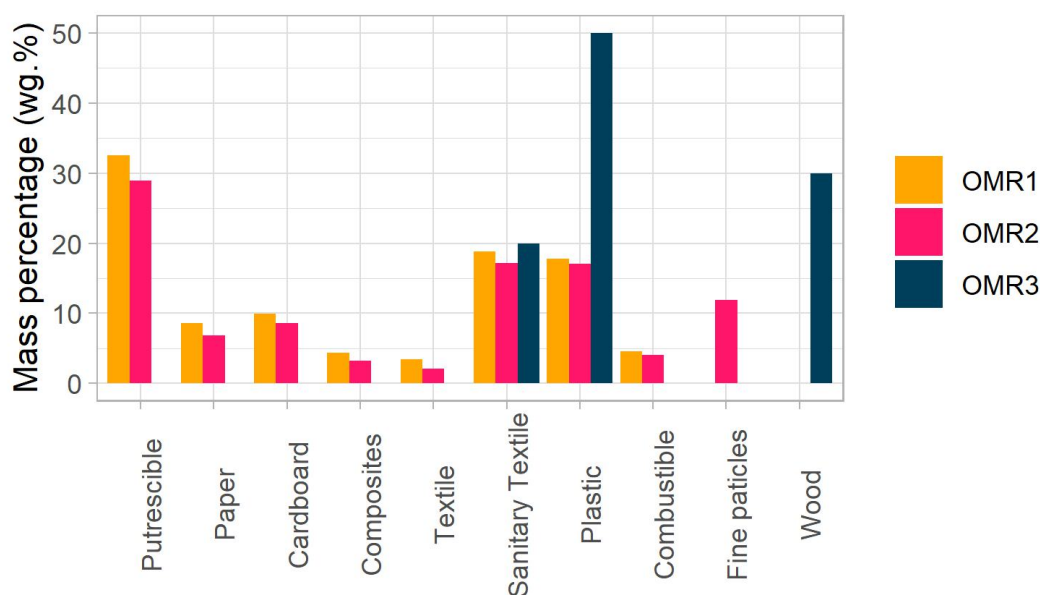


Figure 4.1: The different composition of the mixtures

The result of proximate analysis show that, with 11.9 and 10.5 MJ/kg respectively, the LHV of OMR1 and OMR2 are indeed low compared to other types of solid wastes, which generally have higher LHV such as RDF and MSW (12.1-22.5 MJ/kg) [29]. Moreover, OMR3 have acceptable LHV (16.77 MJ/kg) compared to LHV of RDF found in the literature [29]. According to Table 4.1, OMR3 has the highest LHV due to the high proportion of plastic in the mixture which leads to a high VM content. The considerable proportion (< 50%) of putrescible, paper and cardboard in OMR1 and OMR2 is the origin of their low calorific value.

Table 4.1: Proximate and ultimate analysis of waste mixtures

Waste mixtures	Proximate ¹					Ultimate ¹				
	FC	VM	MC	Ash	LHV ³	<i>C</i>	<i>H</i>	<i>O</i>	<i>N</i>	<i>S</i>
OMR1	12.8	76.7	34.2	10.5	11.9	48.4	6.79	32.7	0.83	0.130
OMR2	13.3	76.5	36.1	10.2	10.5	44.5	5.50	39.2	0.42	0.044
OMR3	14.4	79.3	26.7	6.3	16.7	58.2	7.54	25.5	0.55	0.030
Wood ²	18.2	78.0	12.7	1.0	16.2	51.6	5.12	42.0	0.19	0.004

¹weight (%) on dry basis²Cryptomeria japonica³MJ/kg

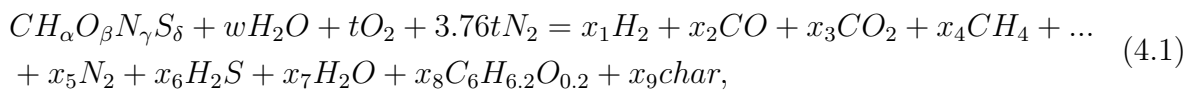
4.2.2 Steady state equilibrium-based model

The model presented here is a steady state based on SEM and kinetics of reaction. In a stratified downdraft gasifier, it is believed that there are four different zones: drying, pyrolysis, combustion and char reduction (CR). To simplify the model, the gasifier is assumed to load in steady-state conditions and is reduced to two zones such as: flaming pyrolysis (FP) and CR zone. Pyro-oxidation model is used to describe the FP zone and it is based on a SEM. The following assumptions are considered in the model:

- The gasifier operates under steady state conditions
- The vapor and solid residence time is sufficient to reach chemical equilibrium
- The process is adiabatic
- The total pressure is constant and equal to 101.13 kPa
- Biomass and air supplied are at standard temperature ($T_0 = 25^\circ\text{C}$)
- Nitrogen and ash are inert
- The thermodynamic properties of tar and char are respectively taken as those of benzene and graphite

4.2.2.1 Flaming pyrolysis zone

In the FP zone, devolatilization of biomass and combustion of volatile matters take place [30]. The gas produced and the temperature in this zone are estimated using chemical equilibrium and will be used as initial condition for the reduction zone. A general equation for biomass gasification can be written as follows:



where the dry biomass is defined as $CH_\alpha O_\beta N_\gamma S_\delta$ and w and t are respectively the number of moles of H_2O and air per mole of biomass. α, β, γ and δ are respectively the number of

atoms of H, O, N and S per one atom of carbon, their value are obtained from the ultimate analysis of the raw biomass and are expressed as follows:

$$\alpha = \frac{y_H \times M_C}{y_C \times M_H}, \beta = \frac{y_O \times M_C}{y_C \times M_O}, \gamma = \frac{y_N \times M_C}{y_C \times M_N}, \delta = \frac{y_S \times M_C}{y_C \times M_S} \quad (4.2)$$

where y_C, y_H, y_O, y_N and y_S are the weight percentages on dry basis of C, H, N, O and S. In addition, M_C, M_H, M_O, M_N and M_S are the molar masses.

Besides, the expressions of w and t are as follows:

$$w = \frac{MC \times M_f}{(100 - MC) \times (100 - Ash) \times M_{H_2O}} \quad (4.3)$$

$$t = ER \times \left(1 + \frac{\alpha}{4} - \frac{\beta}{2} + \frac{\gamma}{2} + \delta\right) \quad (4.4)$$

where MC and Ash are respectively the moisture and ash content of the biomass obtained from the proximate analysis, M_f and M_{H_2O} are the molar mass of biomass and H_2O , respectively. Moreover, ER is the ratio of the actual biomass/air ratio to the stoichiometric biomass/air ratio. In this model, tar and char are represented by $C_6H_{6.2}O_{0.2}$ [16] and C , respectively. In order to have the values of x_i ($i = 1-10$: indicate the number of moles of the different products), ten equations must be built. The elemental balance for Eq. (4.1) leads to the following equations (Eq. (4.5)-(4.9)):

Carbon balance:

$$1 = x_2 + x_3 + x_4 + x_8 + x_9 \quad (4.5)$$

Hydrogen balance:

$$\alpha + 2w = 2x_1 + 4x_4 + 2x_6 + 2x_7 + 6.2x_8 \quad (4.6)$$

Oxygen balance:

$$\beta + w + 2t = x_2 + 2x_3 + x_7 + 0.2x_8 \quad (4.7)$$

Nitrogen balance:

$$\gamma + 7.52t = 2x_5 \quad (4.8)$$

Sulfur balance:

$$\delta = x_6 \quad (4.9)$$

Eq. (4.10) represents the overall energy balance where $h_{f,i}^0$ and $h_{f,j}^0$ represent the enthalpy of formation of each reactant and product, respectively; Δh_i and Δh_j represent the sensible enthalpy of each reactant and product and Q_{loss} represent the heat loss from the side of the gasifier. For reactants, $x_i = 1; w; t; 3.76t$, while for products $x_j = 1 - 10$

$$\sum_{reactants} x_i(h_{f,i}^0 + \Delta h_i(T)) = \sum_{products} x_j(h_{f,j}^0 + \Delta h_j(T)) + Q_{loss} \quad (4.10)$$

The sensible enthalpy of a chemical species at a constant pressure is obtained from:

$$\Delta h_i(T) = \int_{T_0}^T C_{p,i}(T) dT \quad (4.11)$$

where T_0 is the standard temperature (25°C), T is the temperature of gasification and C_p is the specific molar heat capacity and obtained from the following empirical expression:

$$C_{p,i}(T) = A_i + B_iT + C_iT^2 + D_iT^3 \quad (4.12)$$

The values of the empirical constants A_i, B_i, C_i and D_i are provided in the work of Jarungthammachote et al. [24]. Hence, the absolute enthalpy of a specific chemical species is expressed as follows:

$$h_i(T) = h_{f,i}^0 + \Delta h_i(T) \quad (4.13)$$

Moreover, the equilibrium of the water-gas shift and methane reaction give two more equations (Eq. (4.5)-(4.6)):

Water-gas shift reaction: $\text{CO} + \text{H}_2\text{O} = \text{CO}_2 + \text{H}_2$

$$K_1 = \frac{P_{\text{CO}_2}P_{\text{H}_2}}{P_{\text{CO}}P_{\text{H}_2\text{O}}} = \frac{x_2x_4}{x_1x_3} \quad (4.14)$$

Methane reaction: $\text{C} + 2\text{H}_2 = \text{CH}_4$

$$K_2 = \frac{P_{\text{CH}_4}}{(P_{\text{H}_2})^2} = \frac{x_5}{(x_2)^2} \sum_{i=1}^6 x_i \quad (4.15)$$

K_1 and K_2 are the equilibrium constants of water-gas shift and methane reactions respectively and can also be obtained using the following expressions:

$$K_1 = \exp\left(-\frac{\bar{g}_{\text{CO}_2}^0}{RT} - \frac{\bar{g}_{\text{H}_2}^0}{RT} + \frac{\bar{g}_{\text{CO}}^0}{RT} + \frac{\bar{g}_{\text{H}_2\text{O}}^0}{RT}\right) \quad (4.16)$$

$$K_2 = \exp\left(-\frac{\bar{g}_{\text{CH}_4}^0}{RT} + 2\frac{\bar{g}_{\text{H}_2}^0}{RT}\right) \quad (4.17)$$

The values of the Gibbs function for different gas species have been obtained using data reported by Jarungthammachote et al. [24].

Eq. (4.18) is obtained by assuming that fixed carbon from the proximate analysis of dry biomass is divided into solid carbon and methane.

$$x_5 + x_7 = \frac{FC}{C} \quad (4.18)$$

In order to have the number of equation necessary to solve our equation system formed by the x_i , an empirical correlation describing the tar yield was used. In this work, the more general empirical correlations proposed by Ibrahim et al. [16] was employed and is expressed as follows:

$$x_9 = 0.8212 \times \exp(-3.281 \times ER) \times \frac{M_{fuel}}{M_{tar}} \quad (4.19)$$

where M_{fuel} and M_{tar} represent the molar mass of biomass and tar respectively. The number of moles of gas species and the temperature at the exit of FP zone are used as initial condition for the reduction zone.

4.2.2.2 Reduction zone

The reduction model presented here is based on the work of Giltrap et al. [17]. It is a 1-D model that assumes the existence of a temperature and gas concentrations gradient along the height of the reactor. Moreover, the model assumes that: all the oxygen is consumed in the combustion zone, the cracking reactions of pyrolysis products have been completed and the bio-char particles reactions in the reduction zone is achieved following the chemical reactions model used by Wang and Kinoshita [1]. The gas species considered in the reduction zone are: H_2 , CO , CO_2 , CH_4 , H_2O , N_2 and H_2S . Table 4.2. represents the adopted chemical reactions in the reduction model. In order to achieve a better prediction

Table 4.2: Chemical equation considered in the gasification zone [17, 1, 18, 31]

Reaction	Equation	Frequancy factor (s^{-1})	Activation energy (kJ/mol)	Enthalpy (kJ/mol)
R1. Hydrogasification	$C + 2H_2 \leftrightarrow CH_4$	0.004189	19.21	-91
R2. Steam-reforming	$CH_4 + H_2O \leftrightarrow CO + 3H_2$	0.07301	36.15	226.6
R3. Boudouard	$C + CO_2 \leftrightarrow 2CO$	36.16	77.39	169.8
R4. Water-gas	$C + H_2O \leftrightarrow CO + H_2$	15.170	121.62	135.8
R5. Water Gas shift	$CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2$	0.02824	32.84	-40

of the experimental temperature profile, the char reactivity factor (C_{RF}) used by Roy et al. [18] is adopted in this model. The reaction rates for the 5 reactions is written as follows:

$$r_1 = A_{R1} C_{RF} \exp\left(\frac{-E_{R1}}{RT}\right) \left(P_{H_2}^2 - \frac{P_{CH_4}}{K_{R1}}\right) \quad (4.20)$$

$$r_2 = A_{R2} C_{RF} \exp\left(\frac{-E_{R2}}{RT}\right) \left(P_{CH_4} P_{H_2O} - \frac{P_{H_2}^3 P_{CO}}{K_{R2}}\right) \quad (4.21)$$

$$r_3 = A_{R3} C_{RF} \exp\left(\frac{-E_{R3}}{RT}\right) \left(P_{CO_2} - \frac{P_{CO}^2}{K_{R3}}\right) \quad (4.22)$$

$$r_4 = A_{R4} C_{RF} \exp\left(\frac{-E_{R4}}{RT}\right) \left(P_{H_2O} - \frac{P_{H_2} P_{CO}}{K_{R4}}\right) \quad (4.23)$$

$$r_5 = A_{R5} C_{RF} \exp\left(\frac{-E_{R5}}{RT}\right) \left(P_{CO} P_{H_2O} - \frac{P_{H_2} P_{CO_2}}{K_{R5}}\right) \quad (4.24)$$

The net rate of production of the different gaseous species is given in Table 4.3. Fur-

Table 4.3: Net rate of production of the different gaseous species

Species	R_x ($mol.m^{-3}.s^{-1}$)
H_2	$-2r_1 + 3r_2 + r_4 + r_5$
CO	$r_2 + 2r_3 + r_4 - r_5$
CO_2	$-r_3 + r_5$
CH_4	$r_1 - r_2$
H_2O	$-r_2 - r_4 - r_5$
N_2	0
H_2S	0

thermore, the molar and energy balances result in the following system of differential equations.

$$\frac{dn_x}{dz} = \frac{1}{v} \left(R_x - n_x \frac{dv}{dz} \right) \quad (4.25)$$

$$\frac{dT}{dz} = \frac{1}{v \sum_x n_x c_x} \left(- \sum_j r_j \Delta H_j - v \frac{dP}{dz} - P \frac{dv}{dz} - \sum_x R_x c_x T \right) \quad (4.26)$$

$$\frac{dv}{dz} = \frac{1}{\sum_x n_x c_x + nR} \left(\frac{\sum_x n_x c_x \sum_x R_x}{n} - \frac{\sum_j r_j \Delta H_j}{T} - \frac{dP}{dz} \left(\frac{v}{T} + \frac{v \sum_x n_x c_x}{P} \right) - \sum_x R_x c_x \right) \quad (4.27)$$

$$\frac{dP}{dz} = 1183 \left(\rho_{gas} \frac{v^2}{\rho_{air}} \right) + 388.19v - 79.896 \quad (4.28)$$

The pressure gradient of a fluid flowing through a bed of solid char particles is obtained from an empirical formula (Eq. (4.28)) supplied by Dr. Donna Giltrap and presented in the work of Babu et al. [19].

4.2.3 Kinetic model

The kinetic model of biomass gasification presented here is based on the work of Wang and Kinoshita [1]. In this model, the kinetics in the CR zone control the overall gasification rate [26]. Unlike the equilibrium model, the kinetic model can estimate the time needed to reach equilibrium and assumes that the char conversion reactions in the reduction zone did not run to completion and depends on parameters such as equivalence ratio (ER), solid residence time and char particle size [15]. Moreover, this model is based on the following assumptions [1]:

- A part of volatiles produced by pyrolysis is cracked into methane in the FP zone
- The Water-gas shift reaction is in equilibrium all the time
- The char particles in the CR zone are considered to be spheres and have a uniform size
- The char spheres shrink at the same rate during the conversion of bio-char particles in the reduction zone

In this kinetic model, the stratified downdraft reactor is divided into two zones: the FP and CR zone. Eq. (4.1) represents the general equation for FP zone. Unlike Wang and Kinoshita [1], in the current model, the amounts of H₂ and CO produced in the FP are not zero and are calculated using the same method presented in section 4.2.2.1. Furthermore, the amounts of other gas species entering the CR zone (at t=0) is also obtained by using the system of equations presented in section 4.2.2.1. The chemical reactions considered in the CR zone are: R1, R2, R3 and R4 (Table 4.2). The net rate for reaction i, v_i , is obtained using the Langmuir- Hinshelwood mechanism and is expressed as follows (Eq.

(4.29-4.32)):

$$v_1 = -k_{a1} \frac{x_4^2 - x_5 P_x / K_{p1}}{P_x \sum_i (K_i + 1/p) x_i} \left(\frac{x_{7,0}}{x_7} \right)^{1/3} \frac{x_7}{\rho d_p} \quad (4.29)$$

$$v_2 = -k_{a2} \frac{x_3 x_5 - x_1 x_4^3 / (P_x K_{p2})}{P_x \sum_i (K_i + 1/p) x_i} \left(\frac{x_{7,0}}{x_7} \right)^{1/3} \frac{x_7}{\rho d_p} \quad (4.30)$$

$$v_3 = -k_{a3} \frac{x_2 - x_1^2 / (P_x K_{p3})}{\sum_i (K_i + 1/p) x_i} \left(\frac{x_{7,0}}{x_7} \right)^{1/3} \frac{x_7}{\rho d_p} \quad (4.31)$$

$$v_4 = -k_{a4} \frac{x_3 - x_1 x_4 / (P_x K_{p4})}{\sum_i (K_i + 1/p) x_i} \left(\frac{x_{7,0}}{x_7} \right)^{1/3} \frac{x_7}{\rho d_p} \quad (4.32)$$

where K_{pi} is the equilibrium constant for reaction i and is calculated using data reported by Jarunghammachote et al. [24], K_i is the adsorption constant for species i and k_{ai} is the apparent rate constant for reaction i and is calculated as follow:

$$k_{ai} = A_i \exp \left(\frac{-E_{ai}}{RT} \right) \quad (4.33)$$

The values of A_i and E_{ai} are given in Table 4.2.

$$P_x = \frac{1}{p} \sum_{i=1}^6 x_i \quad (4.34)$$

The time variation of the amount of gaseous species in the CR zone are given by the following system of differential equations.

$$\frac{dx_1}{dt} = -v_2 - 2v_3 - v_4 \quad (4.35)$$

$$\frac{dx_2}{dt} = v_3 \quad (4.36)$$

$$\frac{dx_3}{dt} = v_2 + v_4 \quad (4.37)$$

$$\frac{dx_4}{dt} = 2v_1 - 3v_2 - v_4 \quad (4.38)$$

$$\frac{dx_5}{dt} = -v_1 + v_2 \quad (4.39)$$

$$\frac{dx_7}{dt} = v_1 + v_3 + v_4 \quad (4.40)$$

4.2.4 Model modification

In the initial pyro-oxidation model (section 4.2.2.1), methanation and wgs-reaction are supposed to reach equilibrium. However, in reality, equilibrium is not necessarily achieved. Indeed, in order to optimize the predicted results, it is necessary to adjust the equilibrium constant used. pyro-oxidation model developped in section 4.2.2.1 was optimized using the root-mean-square error (RMSE) (Eq.4.43) as the objective function. To implement this optimization approach, the fminunc function in MATLAB was used. fminunc is an optimization algorithm that can find the minimum of a function, such as the RMSE of a

SEM. Thus, the optimum correction factors for methanation and wgs-reaction are generated using fminunc and 25 experiment results from literature. The expressions of the equilibrium constants in Eq.(4.14)-(4.15) become as follow:

$$C_1 K_1 = \frac{P_{CO_2} P_{H_2}}{P_{CO} P_{H_2O}} = \frac{x_2 x_4}{x_1 x_3} \quad (4.41)$$

$$C_2 K_2 = \frac{P_{CH_4}}{(P_{H_2})^2} = \frac{x_5}{(x_2)^2} \sum_{i=1}^6 x_i \quad (4.42)$$

where C_1 and C_2 are respectively the correction factor for wgs-reaction and methanation. Fig.4.2 shows the algorithm used to find the correction factors. In this work , we have developed 4 different models as shown in Table 4.4.

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^N \frac{(Experimental_i - Model\ predictions_i)^2}{N}} \quad (4.43)$$

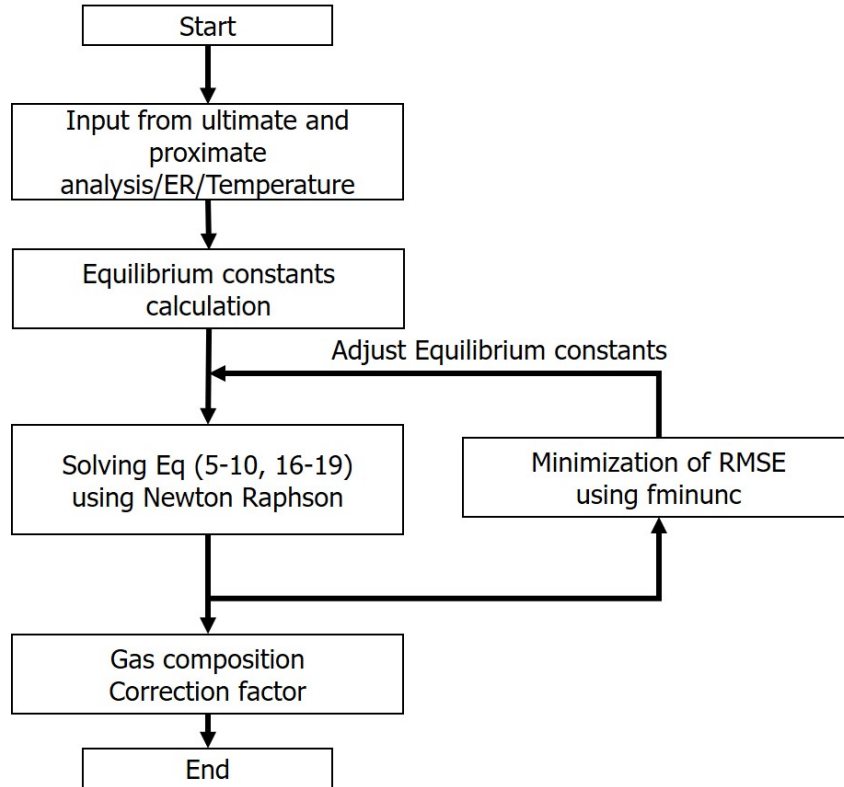


Figure 4.2: Modified pyro-oxidation model algorithm

4.2.5 Calculation procedure

To solve the SSM (section 4.2.2), inputs such as biomass characteristics, ER and initial temperature in FP zone are needed. The resolution of the ten simultaneous equations, Eqs. (4.5)-(4.10) as well as Eqs. (4.16)-(4.19) was performed using Newton-Raphson method with a convergence criterion of 10^{-6} . The results from the pyro-oxidation zone such as the amounts of gas species and temperature were used as initial values for the

Table 4.4: Different types of models developed in this study

Model name	Description
SSM (Steady-state equilibrium-based model)	Pyro-oxidation model (section 4.2.2.1)
	+
MSSM (Modified SSM)	Reduction model (section 4.2.2.2)
	Introduction of correction factors (section 4.2.4)
KM (Kinetic model)	Pyro-oxidation model (section 4.2.2.1)
	+
	kinetic model (section 4.2.3)

CR zone. Moreover, the system of differential equations (Eqs. (4.25), (4.26), (4.27) and (4.28)) defining the CR zone is solved using ode45 solver of Matlab R2021a [32].

For the kinetic model (section 4.2.3), inputs such as biomass elemental composition, equivalence ratio, reduction temperature, solid residence time, char density and char particle size are required. The system of differential equations (Eqs. (4.35), (4.36), (4.37), (4.38), (4.39) and (4.40)) solving the time variation of the amount of gaseous species in the CR zone is solved using Runge-Kutta 4th order.

The producer gas composition and the conversion efficiency such as cold gas efficiency (CGE, Eq. 4.44) and carbon conversion efficiency (CCE, Eq. 4.45) are calculated as follow:

$$CGE = \frac{Y_{gas} \times [LHV]_{gas}}{[LHV]_b} \times 100 \quad (4.44)$$

$$CCE = \frac{12 \times (\text{CO}\% + \text{CO}_2\% + \text{CH}_4\%)}{22.4 \times \text{C}\%} \times Y_{gas} \times 100 \quad (4.45)$$

where $[LHV]_{gas}$ (MJ/Nm³) and $[LHV]_b$ (MJ/kg) are respectively the lower heating value of the gas and feedstock (biomass), Y_{gas} (Nm³/kg) is the gas yield and C is the percentage of mass fraction of carbon in the feedstock.

4.3 Results and discussion

4.3.1 Correction factors expressions

In order to generate the correction factors, some waste gasification works from literature are used. The ultimate and proximate analysis of the different waste used are presented in Table 4.5. The 25 cases that represent the mixtures of waste presented in Table 4.5 are shown in the Table 4.6. The algorithm shown in Fig. 4.2 is applied to the 25 cases in order to have a correction factor data set. For wgs-reaction, surface fitting is applied in order to find a mathematical function that best generates a correction factor, based on a gasification temperature, equilibrium temperature and ER as shown in Eq.(4.46). For methanation, the expression of the correction factor (Eq.(4.47)) is obtained using non-linear regression.

In this work, the coefficients used in Eq.(4.46),(4.47) are obtained with an R-squared value of 0.73 and 0.82 respectively in the 95% confidence bounds.

$$C_1 = ER + \exp(a_1 - a_2(\frac{T_{eq}}{T}) + a_3ER - a_4(\frac{T_{eq}}{T}) \times ER + a_5(\frac{T_{eq}}{T})^2 - a_6ER^2) \quad (4.46)$$

$$C_2 = a_1 + a_2(\frac{T_{eq}}{T}) + a_3ER + a_4C + a_5H + a_6O + a_7FC + a_8MC + a_9(\frac{T_{eq}}{T})^2 + a_{10}MC^2 + a_{11}ER \times MC + a_{12}FC \quad (4.47)$$

Table 4.5: Ultimate and proximate analysis of feedstocks

Mixture	Feedstocks	Ultimate				Proximate					Ref
		C	H	O	N	MC	Ash	FC	VM	HHV (MJ/kg)	
-	MSW	47.2	6.7	45.5	0.49	9.82	4.21	20.2	65.6	-	Saleh [33]
-	MSW	68.9	4.6	25.1	1.2	18	35.4	7.4	24.9	-	Saravanakumar [34]
-	MSW	68.9	4.6	25.1	1.2	21	35.4	7.4	24.9	-	
-	MSW	68.9	4.6	25.1	1.2	24	35.4	7.4	24.9	-	
-	MSW	68.9	4.6	25.1	1.2	27	35.4	7.4	24.9	-	
-	MSW	68.9	4.6	25.1	1.2	30	35.4	7.4	24.9	-	
Paper industry waste/Wood	Paper 1	60.9	3.4	23.5	0.4	0.2	9.4	7.2	83.4	18.3	Ouadi [35]
	Paper 2	53.3	7.5	29.6	0.5	7.6	8.8	10.1	73.5	22.9	
	Paper 3	21.1	2.3	24.7	0.3	1	51.6	1.1	46.3	6.4	
	Wood chips	45.6	5.8	48.0	0.3	3.7	0.3	9.4	86.6	15.4	
LDPE/Gardenwaste	Gardenwaste	42.3	5.2	35.4	1.78	13.5	15.2	10.9	60.3	18.5	Fazil [36]
	LDPE	85.3	14.6	0	0	0	0	0	100	42.5	
RDF/Saw dust	RDF	44.8	6.05	49.1	0.04	4.8	16.1	5.77	78.05	16.6	Fazil [37]
	Saw dust	44.9	6.1	48.7	0.23	8.6	4.49	25.1	70.46	17.8	
-	Unused-plastic-waste RDF	42.8	6.42	20.4	0.77	7.18	11.1	9.24	72.4	23.9	Kungkajit [38]
-	RDF from MSW	58.1	9.8	31.3	0.73	4	4.8	9.73	81.4	29.4	Khosasaeng [39]

Table 4.6: All cases and operating conditions

Case ID	1	2	3	4	5
Feedstock blend (wt.%)	MSW	MSW	MSW	MSW	MSW
ER	0.4	0.35	0.42	0.45	0.47
Tgasification (°C)	902	1200	1200	1200	1200
Reactor	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft
Ref	Saleh [33]	Saravanakumar [34]	Saravanakumar [34]	Saravanakumar [34]	Saravanakumar [34]
Case ID	6	7	8	9	10
Feedstock blend (wt.%)	MSW	Paper 1: 20%	Paper 1: 10%	Paper 1: 15%	Paper 1: 10%
-	-	Wood: 80%	Paper 3: 10%	Paper 3: 20%	Paper 3: 40%
-	-	-	Wood: 80%	Wood: 65%	Wood: 50%
ER	0.49	0.36	0.53	0.36	0.27
Tgasification (°C)	1200	900	900	900	900
Reactor	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft
Ref	Saravanakumar [34]	Ouadi [35]	Ouadi [35]	Ouadi [35]	Ouadi [35]
Case ID	11	12	13	14	15
Feedstock blend (wt.%)	Paper 2: 20%	Paper 2: 50%	Paper 2: 70%	Paper 2: 80%	LDPE: 5%
-	Wood: 80%	Wood: 50%	Wood: 30%	Wood: 20%	Greenwaste: 95%
ER	0.28	0.24	0.34	0.22	0.29
Tgasification (°C)	900	900	900	900	800
Reactor	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft
Ref	Ouadi [35]	Ouadi [35]	Ouadi [35]	Ouadi [35]	Fazil [36]
Case ID	16	17	18	19	20
Feedstock blend (wt.%)	LDPE: 10%	LDPE: 15%	LDPE: 20%	LDPE: 25%	RDF: 25%
-	Greenwaste: 90%	Greenwaste: 85%	Greenwaste: 80%	Greenwaste: 75%	Saw dust : 75%
ER	0.29	0.3	0.3	0.31	0.3
Tgasification (°C)	800	800	800	800	775
Reactor	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft
Ref	Fazil [36]	Fazil [36]	Fazil [36]	Fazil [36]	Fazil [37]
Case ID	21	22	23	24	25
Feedstock blend (wt.%)	RDF: 50%	RDF: 75%	RDF: 100%	RDF	RDF from MSW
-	Saw dust : 50%	Saw dust : 25%	-	-	-
ER	0.3	0.3	0.3	0.38	0.35
Tgasification (°C)	775	775	775	594	773
Reactor	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft	Downdraft
Ref	Fazil [37]	Fazil [37]	Fazil [37]	Kungkajit [38]	Khosasaeng [39]

The equilibrium temperature (T_{eq}) is obtained using the following expression [23].

$$\frac{CO}{CO_2} = 10^{3.4} \exp - \frac{12400}{1.98T_{eq}} \quad (4.48)$$

Table 4.7 shows the values of a_i :

Table 4.7: Coefficients for the equations representing the correction factors

Equation	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6	a_7	a_8	a_9	a_{10}	a_{11}	a_{12}
Eq.(4.46)	36.44	-122.2	205.1	-102	73.2	-210.4	-	-	-	-	-	-
Eq.(4.47)	90.45	-153.36	-0.411	-0.123	1.093	0.037	0.361	0.643	68.76	0.035	-3.86	-0.26

4.3.2 Steady state equilibrium-based model results

4.3.2.1 validation of the model

The two models (SSM and MSSM) developed in this work were tested by comparing the results with experimental results from the 25 cases as presented in Table 4.8. Moreover, fig.4.3 shows the gas composition results predicted by SSM and MSSM and from the 25 cases. The errors in the model validation are measured using the root-mean-square error (RMSE) (Eq. (4.43)) [40]. The RMSE of SSM and MSSM are presented in Table 4.9. Generally, the results show good overall agreement with the data found in the literature. Furthermore, we noticed that in 18 cases, MSSM has a lower RMSE value than that of SSM.

Fig. 4.3a illustrates the H_2 concentration and shows that modified equilibrium model (MSSM) predicts better than SSM. Fig. 4.3b presents the results for CO concentration, in general, both models predict well the results. Then, we also noticed that SSM underestimates the concentrations of methane unlike MSSM as shown in fig. 4.3d. In most cases, the modified model predicts well the CH_4 concentration and for some cases the difference is probably due to the fact that the model does not take into account various aspects of real gasification process such as the design and the thermal efficiency of the gasifier.

Besides, in order to test the flexibility of the modified model (MSSM), we have compared the model results with other experimental data obtained by gasifying waste mixtures in a downdraft reactor. The data used for this test are obtained from the work of Barontini et al. [41] and Jayah et al. [42]. The results presented in Table. 4.10 confirm that modified model (MSSM) predicts better than SSM in terms of CH_4 and CO concentration and in terms of H_2 concentration, the performance of the 2 models is almost the same. To conclude, the two models show good overall agreement with experimental data from literature.

Table 4.8: Experiments results from literature

Case ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
H ₂	14.54	23.8	20.3	19.5	18.6	18.1	16.16	14.41	15	11.5	11	17.74	16.64
CO	18.17	21.5	19.8	18.8	17.9	17.1	24.43	24.35	24.73	21.79	19.09	35.02	24.53
CO ₂	15	5.8	6.1	6.5	6.8	7.1	11.94	11.8	11.87	15.43	16.11	6.99	6.88
CH ₄	1.81	3	3.5	3.2	3.4	3.6	2.42	2.16	0.94	1.59	2.31	2.17	1.51
N ₂	50.51	39.6	42.9	44.2	45.7	46.1	45.04	47.27	47.46	49.67	51.49	38.08	50.44
Case ID	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
H ₂	16.24	11.71	11.22	13.3	13.29	13.53	8.51	7.77	7.41	7.17	9.09	8.50	
CO	23.34	18.6	18.88	17.04	18.65	19.54	23.96	22.43	21.56	19.71	16.70	14.72	
CO ₂	12.71	17.75	17.47	12.56	11.63	11.49	13.01	14.14	14.59	14.45	17.30	5.50	
CH ₄	5.21	1.46	1.86	2.24	2.03	2.18	2.01	2.16	2.17	1.76	3.03	8.50	
N ₂	42.49	50.48	50.57	54.86	54.4	53.26	52.51	53.5	54.27	56.91	53.88	62.78	

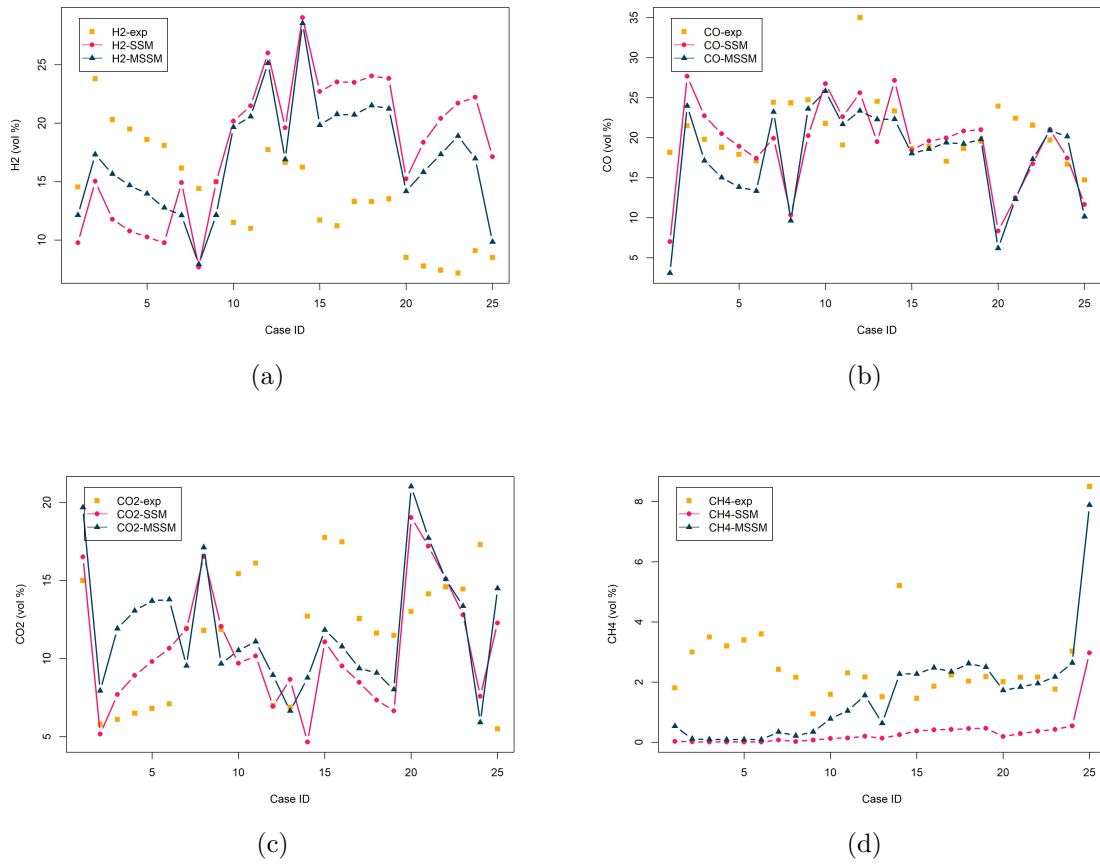


Figure 4.3: Experiment results vs predicted results from SSM and MSSM

Table 4.9: The RMSE values of SSM vs MSSM

Case ID		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
RMSE	SSM	9.11	7.49	7.97	8.23	8.06	12.28	4.32	10.94	3.08	5.93	6.28	5.84	2.89
	MSSM	9.52	6.03	6.70	7.16	7.18	11.63	4.93	11.03	3.45	5.47	5.66	6.37	1.74
Case ID		14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	Total
RMSE	SSM	7.49	5.93	6.77	6.07	6.18	5.67	8.38	6.75	6.97	8.76	4.89	8.67	174.9
	MSSM	6.27	4.63	5.40	4.81	4.94	4.35	9.20	6.03	5.53	7.64	6.45	4.21	156.5

Table 4.10: Model validation by using other experiments results from literature

Ref	Jayah et al. [42]			Barontini et al. [41]			Aydin et al. [43]		
	SSM	Exp	MSSM	SSM	Exp	MSSM	SSM	Exp	MSSM
H ₂	16.70	15.50	14.05	18.09	14.4	10.59	23.56	21.62	19.31
CO	14.61	19.10	16.12	11.13	20.9	18.00	24.25	27.74	23.95
CO ₂	12.71	11.40	11.75	15.17	11.1	10.23	8.75	9.43	9.68
CH ₄	0.03	1.10	0.91	0.19	2.8	1.60	0.16	2.3	2.89
N ₂	55.93	50.00	57.08	55.40	49.7	59.49	43.25	45	44.08
RMSE	3.45	-	3.49	5.74	-	4.91	2.19	-	2.04
Feedstock	Rubber wood			Putrescibles & wood			Wood pellet		

4.3.2.2 Gasification of RHW

Table 4.11 shows a summary of predicted values of RHW and wood gasification for $z=0.5\text{m}$ (length of reduction zone). We have noticed that the highest: H_2 and CO concentration, CGE, LHV and gas yield, and lowest: CO_2 , N_2 , H_2S and tar concentration was obtained with the gasification of OMR3. These results are justified in respect to the composition of OMR3, a non-putrescible mixture containing 50% plastics, which means a high VM and FC, and therefore a high calorific value of the producer gas [44]. Fazila et al. [36] have found the same result by gradually increasing the percentage of LDPE during the downdraft gasification of the garden waste-LDPE mixture. Otherwise, compared to OMR1, the gasification of OMR2 produces less H_2 , CH_4 and H_2S and more CO_2 , N_2 and tar. In addition, lower CGE, LHV and gas yield value was also observed. These results are explained by the fact that OMR2 is composed of fine particles unlike OMR1. The addition of fine particles brings more oxygen and less carbon, conducting to more oxygenated products and less hydrocarbons in the producer gas [45].

The value of the tar yield obtained in this model is in agreement with the value that a downdraft reactor should have according to P.Basu [46]. The concentration of H_2S in the producer gas is very low because the percentage of mass fraction of sulfur in the feedstock is very small.

The producer gas composition and the conversion efficiency such as CGE and CCE are influenced by the elemental feedstock composition and the gasification operating conditions such as ER and temperature of reduction. Recently, Samadi et al. [47] investigated the most important parameters of downdraft gasification using optimized MLP neural networks approach and pointed out that ER, reduction temperature, pyrolysis temperature and drying temperature are influential parameters for producer gas composition.

4.3.2.3 Effect of ER

The effect of ER is illustrated in table 4.11. The results highlight that an increase in ER leads to an important decrease in H_2 , CO , CO_2 and CH_4 concentration which results in the decrease of LHV. Conversely, the concentration of N_2 increased. An increase in ER is defined as the addition of oxygen that adversely affects the gasification reactions and favors the combustion reactions of solid carbon and gaseous species such as H_2 , CO and CH_4 . These results are supported by the work of Khosasaeng et al. [39] who carried out experiments on the effect of ER on the gasification of MSW using a downdraft reactor. Moreover, the same trends are observed by Sittisun et al. [48] who conducted experiments on downdraft gasification of corn-cob.

For the four different feedstocks tested in the current model, a slight decrease in the concentration of tar and H_2S is noted as observed in [16, 49, 23, 50]. In addition, CGE decrease with increasing ER from 0.2 to 0.4, the same was detected in the work of Sittisun et al. [48] for an ER higher than 0.35. Besides, the gas yield increase with increasing ER, this is due to the increased air supply.

4.3.2.4 Effect of moisture content

The effect of MC was tested on OMR1 for an ER of 0.3, MC varying from 0% to 60 % and z of 0.5m. Fig. 4.4 shows that with increasing MC, the concentration of H_2 and CO decreased from 13.6%-5.48%, 21.3%-11.6%, respectively. On the other side, the concen-

Table 4.11: Predicted results using MSSM

	OMR1			OMR2			OMR3			Wood		
ER	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4
T equilibrium	839.5	792.1	750.5	787.7	750.4	713.8	940.3	855.0	795.7	831.3	774.9	723.8
T gasification	769.35	765.04	762.25	769.06	767.44	763.36	765.24	763.35	760.05	770.02	765.04	760.59
H ₂	11.37	10.44	8.33	10.56	8.51	6.19	14.30	12.92	10.44	14.09	9.58	4.78
CO	18.59	18.37	16.71	19.95	17.01	15.33	22.15	20.13	18.77	22.98	19.98	15.53
CO ₂	14.51	10.76	9.30	16.19	14.51	12.81	10.18	8.15	6.57	13.66	12.14	12.96
CH ₄	14.96	7.32	2.75	11.93	6.29	2.10	13.10	6.27	1.70	6.07	1.90	0.31
N ₂	40.44	53.02	62.83	41.25	53.60	63.52	40.18	52.48	62.49	43.10	56.34	66.38
H ₂ O	8.87	6.10	4.62	8.57	7.24	5.14	6.57	5.22	3.64	8.37	5.81	3.96
Tar (vol%)	0.083	0.052	0.033	0.106	0.065	0.041	0.068	0.042	0.027	0.111	0.069	0.043
H ₂ S (vol%)	0.046	0.040	0.036	0.019	0.017	0.015	0.008	0.007	0.007	0.002	0.001	0.001
CGE	74.07	53.42	37.43	59.57	41.61	28.06	77.49	55.98	39.88	34.97	23.73	15.03
LHV (MJ/Nm ³)	8.94	6.07	4.00	7.94	5.32	3.36	9.04	6.18	4.10	6.60	4.24	2.59
Tar content (g/Nm ³)	2.77	1.72	1.09	3.51	2.16	1.37	2.28	1.41	0.89	3.68	2.28	1.43
Gas yield (Nm ³ /kg)	2.46	2.80	3.15	1.94	2.23	2.51	2.99	3.43	3.84	1.85	2.12	2.40
Char yield (g/kg RHW)	0.00	4.50	10.31	3.57	8.01	12.32	0.00	5.24	12.59	12.93	16.46	18.07

tration of CO₂ and CH₄ increased from 7.78%-17.25%, 4.19%-12.97%, respectively. These results can be explained by the fact that a decrease in moisture content in the gasification process can lead to lower temperatures, which can hinder the rates of endothermic reactions, requiring heat input, while potentially enhancing the rates of exothermic reactions, generating heat as byproducts. For H₂ and CH₄, the result is justified by the steam-methane reforming reaction which is an endothermic reaction, an increase in MC leads to a decrease in temperature [24] that favors the production of CH₄ (Le Chatelier's principle). For CO and CO₂, the results are explained by the equilibrium moving of the water-gas shift reaction [21, 51]. As most of gasification reactions are endothermic, a decrease in temperature leads to a reduction of syngas production [16]. Moreover, the concentration of N₂ remains almost constant with increasing MC.

Fig. 4.5a shows the variation of H₂S and tar concentration with increasing MC, it can be noted that the concentration of H₂S and tar remain almost constant. Similar results was obtained by Ibrahim et al.[16] when studying the gasification of biomass by developing a new semi-empirical equilibrium model. Fig. 4.5b presents the variation of CGE and LHV with increasing MC, the CGE and LHV slightly increase from 52.8% to 53.7% and 5.67 to 6.71 MJ/Nm³, respectively. The increase in the LHV is due to the increase in the concentration of methane.

4.3.3 Kinetic model results

4.3.3.1 validation of the model

In order to validate the kinetic model (KM), case 2 to 14 were used. For case 2 to 6, a residence time of 8h and a waste density of 800 kg/m³ were used as reported in [34]. Then, for case 7 to 14, a solid residence time of 4h and a waste density of 494 kg/m³ were used [35].

Regarding the H₂ concentration (fig.4.6a), the KM and MSSM have the same performance. A higher production level of CO (fig.4.6b) is observed in the KM, this was also highlighted by Sharma et al. [52] when comparing the results of equilibrium and kinetic model in a downdraft reactor. The concentration of CH₄ (fig.4.6d) is underestimated while that of N₂ is slightly lower than the real value, the same observation was made in [52]. We also noticed that the MSSM better predicts the methane concentration compared to the KM. According to the RMSE shown in Table 4.12, the KM performs better

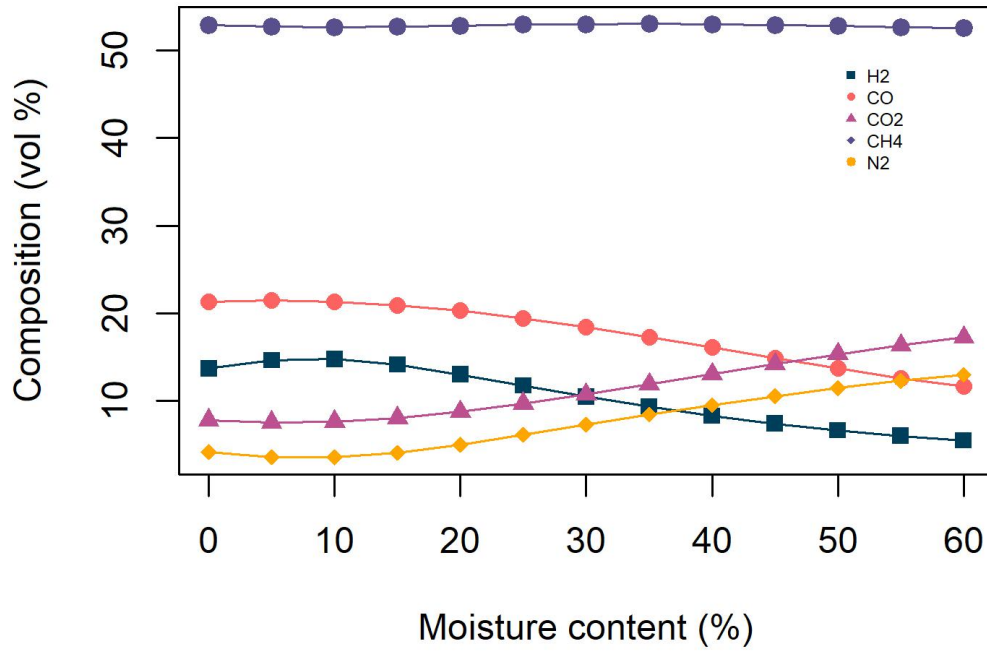


Figure 4.4: Predicted syngas composition with increasing MC ($ER = 0.3$, $z=0.5m$, feedstock: OMR1)

than the MSSM in 9 cases out of 13. For the KM, prediction errors may be due to a lack of accuracy in residence time, char particle size and waste density. It is worth noting that longer residence times tend to favor the completion of reactions and the formation of desired gas species, such as H_2 and CO . Moreover, particle size plays a crucial role in surface reactions during gasification processes, smaller particle sizes have a larger surface area per unit mass compared to larger particles.

Table 4.12: The RMSE values of KM and MSSM

Case ID	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
RMSE	KM	6.54	5.65	5.82	5.73	9.97	4.71	9.19	3.45	7.46	7.32	5.40	1.35	7.41
	MSSM	6.03	6.70	7.17	7.18	11.63	4.93	11.04	3.46	5.48	5.66	6.37	1.75	6.28

4.3.3.2 Effect of solid residence time

Fig. 4.7a, 4.7b and 4.7c illustrate the variation of syngas composition in the char reduction zone with solid residence time. The results are obtained using the following operating conditions: ER , reduction temperature, char density and char particle diameter are respectively equal to 0.3, $750^\circ C$, 600 kg/m^3 and 5 mm. It can be noted that for the 3 different waste mixtures presented here, the trend of the concentration variation curves are the same. In the char reduction zone, we noticed a slight increase in the CO

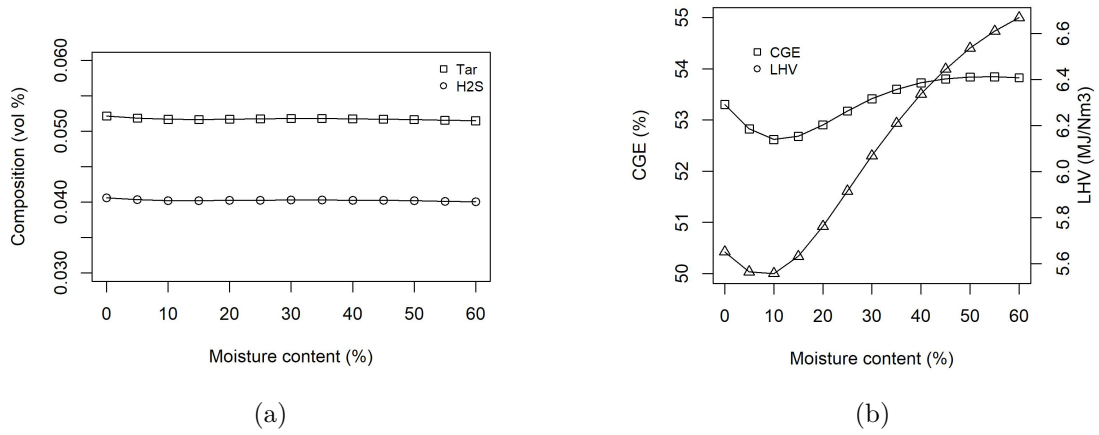


Figure 4.5: Effect of increasing MC on: (a) H₂S and tar content (b) CGE, CCE and LHV of syngas (feedstock: OMR1, ER=0.3 and z=0.5m)

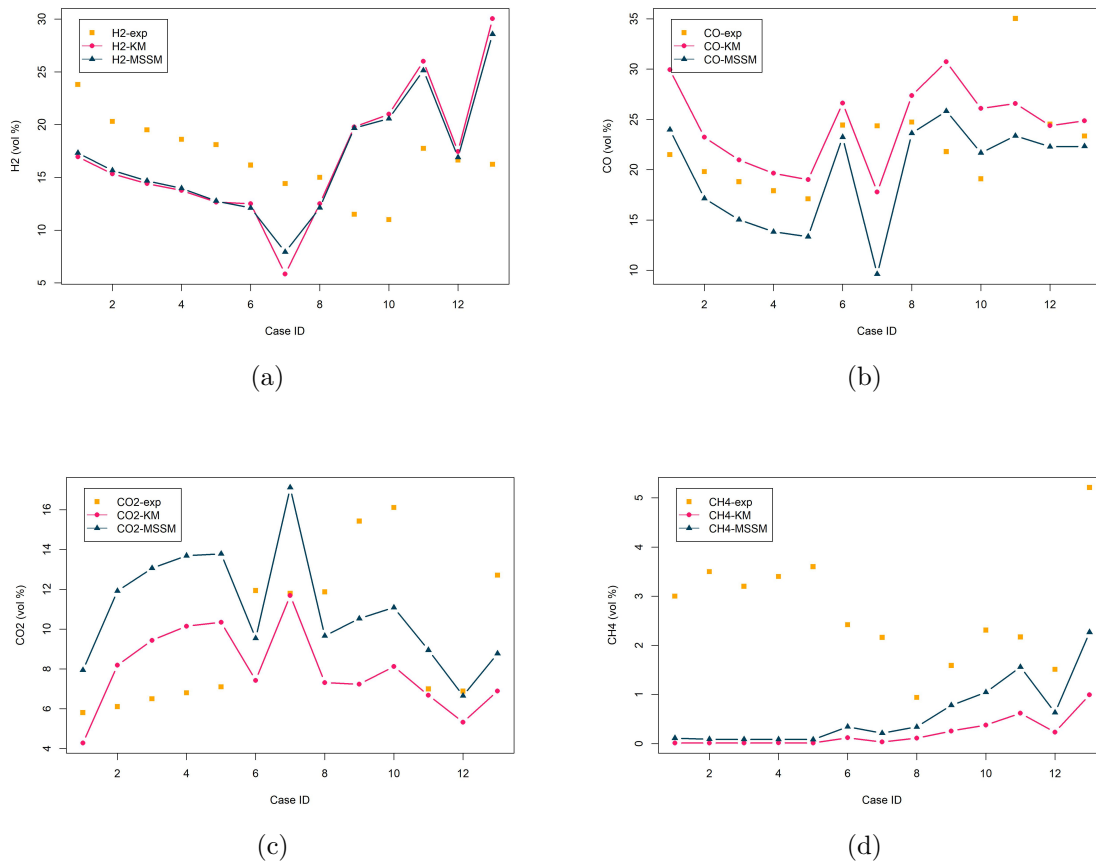


Figure 4.6: Experiment results vs predicted results from KM and MSSM

concentration and a slight decrease in CO₂ concentration. Moreover, the concentration of H₂ and CH₄ remain almost constant throughout the process. For example, in Fig. 4.7b, the concentration ranges of the syngas are as follow: 17.8-18.1% H₂, 12.26-13.09% CO, 14.99-14.4% CO₂, 5.31-5.03% CH₄ and 49.58-49.25% N₂. The trends of results presented

here are similar to that observed in [43, 51].

Moreover, Fig. 4.9a shows that the char yield also decrease throughout the process. For OMR1, OMR2 and OMR3, a char yield of 64.67, 87.38 and 79.69 g/kg RHW is obtained for a residence time of 2h, respectively. The difference is explained by the fact that OMR2 and OMR3 have a high proportion of non-biodegradables that contribute directly to carbon contents [44]. It can be said that OMR3 is a balanced mix that has enough fixed carbon and volatile matter to produce more H₂ and CO. This viewpoint is justified by the Fig. 4.8, the H₂/CO ratio of OMR2 has an average value of 1.55 whereas that of OMR1 and OMR2 has an average value of 1.41 and 1.32 respectively. Fig. 4.9b shows the variation of LHV, CGE and gas yield with residence time for OMR2. In addition, CGE decrease from 29.25% to 28.2%. The gas yield and the LHV remain almost constant, an average value of 2.42 Nm³/kg of biomass and 4.71 MJ/Nm³ was calculated respectively.

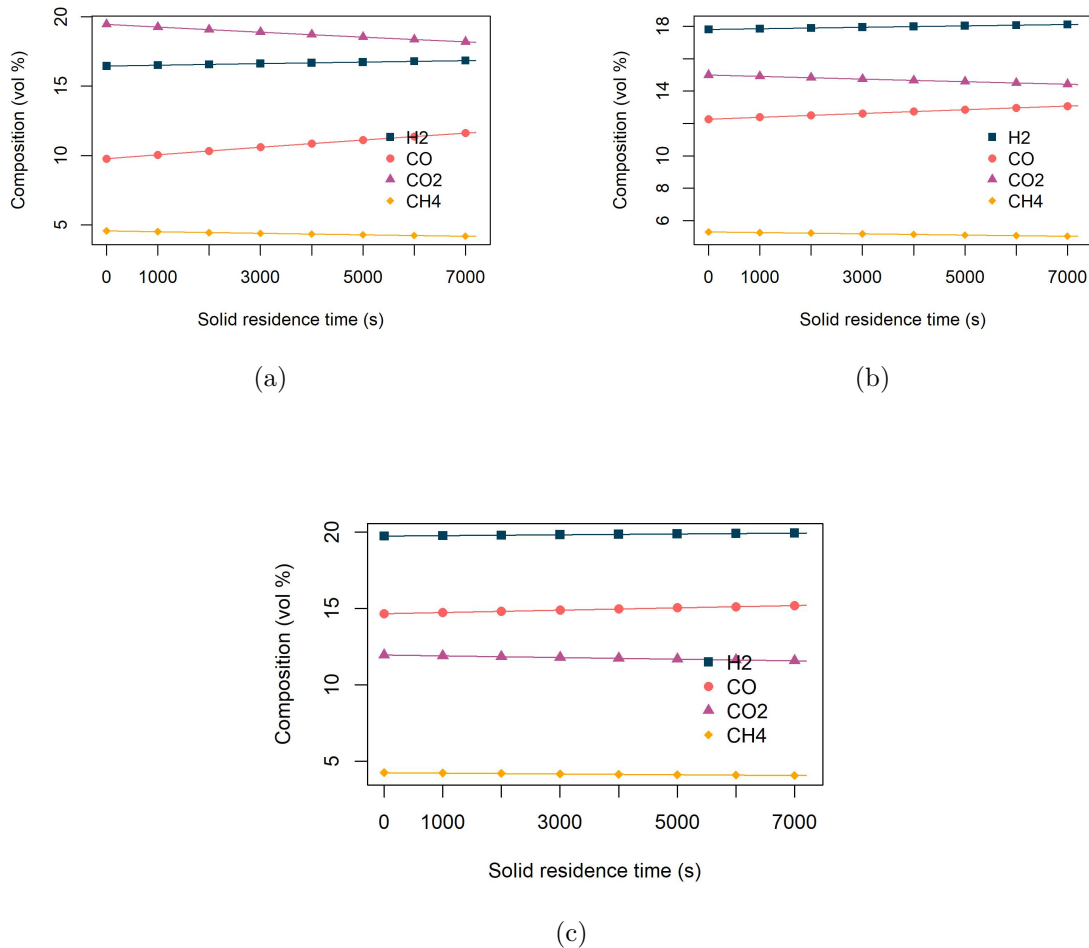


Figure 4.7: Predicted syngas composition using kinetic model ($ER = 0.3$, reduction temperature = 750°C, char size = 5mm, char density = 600kg/m³) (a): OMR2 (b): OMR1 (c): OMR3

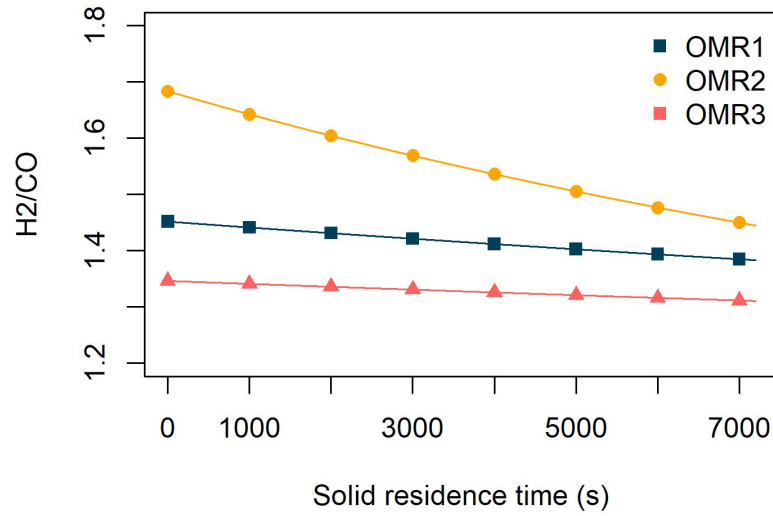
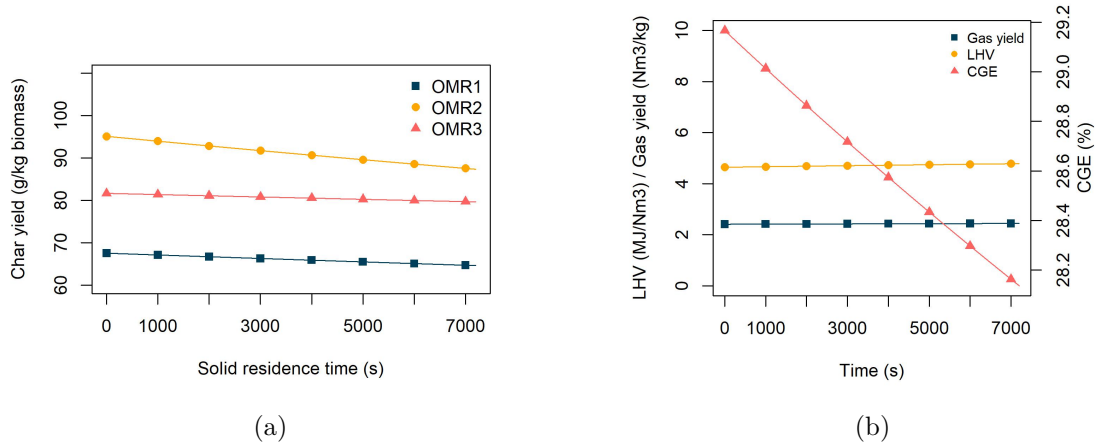
Figure 4.8: variation of H₂/CO ratio with residence time

Figure 4.9: Effect of residence time on: (a) char yield, (b) OMR2: LHV, CGE and gas yield

4.3.3.3 Effect of reduction temperature

Fig. 4.10 present the variation of gas mole fraction at different values of reduction temperature. It can be noted that, as the reduction temperature is increased from 750°C to 900°C, the mole fraction of H₂ and CH₄ slightly decreased, 25.6-24.4% H₂ (Fig. 4.10a) and 0.42-0.09% CH₄ (Fig. 4.10d), respectively. The concentration of CO₂ decreased from 7.5% to 2.8% (Fig. 4.10c) for a residence time of 50 min. In addition, a significant increase in CO concentration was noticed with increasing reduction temperature, at the 50th minutes the difference is in the range of 10% (Fig. 4.10b). The results found here are in accordance with the literature [16, 44].

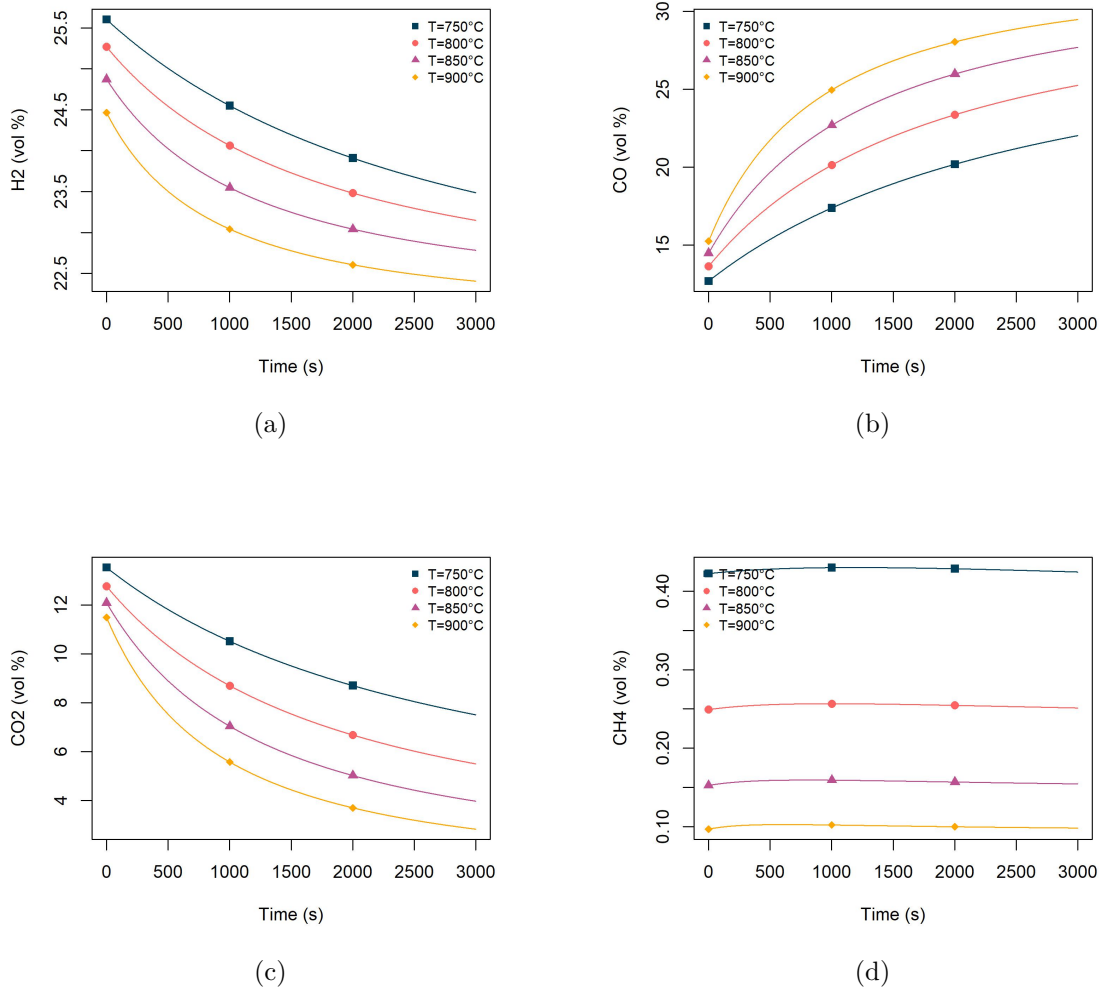


Figure 4.10: Effect of reduction temperature on the concentration (vol%) of : (a) H₂, (b) CO, (c) CO₂ and (d) CH₄ for OMR1, ER=0.3, char particle size = 5 mm and char density = 600 kg/m³

4.4 Conclusion

This work focuses on the development of realistic and semi-empirical models for gasification. In this study, 3 different models such as SSM, MSSM and KM have been developed. The difference between SSM and MSSM is that, MSSM is a modified SSM (steady state equilibrium-based model) where correction factors for water-gas shift reaction and methanation were introduced. The expressions of the correction factors were obtained by using experimental data from waste gasification in a downdraft reactor. Moreover, these correction factors were also used in the kinetic model (KM) in order to adjust the prediction. The results obtained allowed us to conclude as follows:

1. MSSM predicts better than SSM in terms of H₂, CO and CH₄ concentration. It does not underestimates CH₄ concentration unlike SSM.
2. The MSSM developed in this study is a flexible model that can handle different

types of waste mixtures and other biomasses as presented in this work.

3. Regarding the RMSE, KM is more accurate than MSSM. However, we noticed that MSSM better predicts the CH₄ concentration compared to KM. Moreover, we found that using MSSM is more simple than modeling with KM because the latter needs more input parameters that influence the gas composition results.
4. According to MSSM, we found that an increase in [ER](#) leads to a decrease in H₂, CO, CO₂, CH₄, H₂S and tar concentration and an increase in N₂ concentration and also gas yield. Then, an increase in MC leads to a decrease in H₂ and CO concentration and an increase in CO₂ and CH₄ concentration and also in [CGE](#), and LHV. The concentration of H₂S and tar remain almost constant with increasing MC
5. The sensitivity analysis conducted for the KM allows us to say that: with increasing solid residence time, we noticed a slight increase in the CO concentration and a slight decrease in CO₂ concentration. Moreover, the concentration of H₂ and CH₄ remain almost constant. Subsequently, the char yield gradually decreases with increasing residence time. In addition, an increase in reduction temperature leads to an increase in CO and a decrease in H₂, CH₄ and CO₂ concentration
6. [OMR3](#) is a reliable feedstock that produces the highest H₂, CO, [CGE](#), LHV and gas yield and the lowest CO₂, N₂, H₂S and tar concentration. The gasification of [OMR2](#) produces less H₂, CH₄, H₂S, [CGE](#) and LHV and more CO₂, N₂ and tar compared to [OMR1](#)

As perspectives, future survey should focus on: the correlation of model results and experimental data, the experimental study of the synergistic effect of the co-gasification of different waste categories.

4.5 Declarations

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest regarding the publication of this paper

Ethical Approval

'Not applicable'

Author contributions

Conceptualization: Jordy Rabetanetiarimanana, Mamy H. Radanielina; Methodology: Jordy Rabetanetiarimanana, Mamy H. Radanielina; Formal analysis and investigation: Jordy Rabetanetiarimanana, Mamy H. Radanielina; Writing - original draft preparation: Jordy Rabetanetiarimanana; Writing - review and editing: Mamy H. Radanielina; Supervision: Dominique Morau, Hery T Rakotondramiarana

Funding

This work has been supported by Région Réunion and Fond Européen de Développement Régional (FEDER)

Availability of data and materials

'Not applicable'

Bibliography

- [1] Y Wang and CM Kinoshita. Kinetic model of biomass gasification. *Solar energy*, 51(1):19–25, 1993. doi: [https://doi.org/10.1016/0038-092X\(93\)90037-O](https://doi.org/10.1016/0038-092X(93)90037-O).
- [2] Umberto Arena, Filomena Ardolino, and Fabrizio Di Gregorio. A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies. *Waste Management*, 41:60–74, 2015. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2015.03.041. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.041>.
- [3] T. H. Christensen, A. Damgaard, J. Levis, Y. Zhao, A. Björklund, U. Arena, M. A. Barlaz, V. Starostina, A. Boldrin, T. F. Astrup, and V. Bisinella. Application of lca modelling in integrated waste management. *Waste Management*, 118:313–322, 2020. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2020.08.034. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>.
- [4] ADEME. Caractérisation des déchets sur l’île de la Réunion, MODECOM La RE-UNION Juillet 2018 - Mars 2019.
- [5] SYDNE. Traitement des déchets Ménagers et assimilés Bassin Nord et Est, Ile de la Réunion, Rapport d’activités 2019.
- [6] Alexis Ioannidis, Konstantinos J. Chalvatzis, Xin Li, Gilles Notton, and Phedeas Stephanides. The case for islands’ energy vulnerability: Electricity supply diversity in 44 global islands. *Renewable Energy*, 143:440–452, 2019. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2019.04.155. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.155>.
- [7] Fiona Bénard-Sora and Jean Philippe Praene. Sustainable urban planning for a successful energy transition on Reunion Island: From policy intentions to practical achievement. *Utilities Policy*, 55(February):1–13, 2018. ISSN 09571787. doi: 10.1016/j.jup.2018.08.007. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.08.007>.
- [8] Sandrine Selosse, Sabine Garabedian, Olivia Ricci, and Nadia Maïzi. The renewable energy revolution of reunion island. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89(February):99–105, 2018. ISSN 1364-0321. doi: 10.1016/j.rser.2018.03.013. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.013>.
- [9] Observatoire Energie Réunion (OER). Bilan énergétique de la Réunion 2018, édition juillet 2019.
- [10] INSEE. La population réunionnaise à l’horizon 2050.
- [11] ILEVA. Rapport annuelle d’activité- exercice 2021.
- [12] Région Réunion. La planification des déchets et un scénario « zéro déchet » créateur d’emploi.
- [13] Sahar Safarian, Rúnar Unnpórsson, and Christiaan Richter. A review of biomass gasification modelling. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 110:378–391, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.003>.

-
- [14] Mojtaba Ajorloo, Maryam Ghodrat, Jason Scott, and Vladimir Strezov. Recent advances in thermodynamic analysis of biomass gasification: A review on numerical modelling and simulation. *Journal of the Energy Institute*, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.joei.2022.05.003>.
 - [15] Ozgun Yucel and Mehmet Alaittin Hastaoglu. Kinetic modeling and simulation of throatened downdraft gasifier. *Fuel Processing Technology*, 144:145–154, 2016. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.12.023>.
 - [16] A Ibrahim, S Veremieiev, and PH Gaskell. An advanced, comprehensive thermochemical equilibrium model of a downdraft biomass gasifier. *Renewable Energy*, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.05.069>.
 - [17] DL Giltrap, R McKibbin, and GRG Barnes. A steady state model of gas-char reactions in a downdraft biomass gasifier. *Solar Energy*, 74(1):85–91, 2003. doi: [10.1016/S0038-092X\(03\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(03)00091-4).
 - [18] Prokash C Roy, Amitava Datta, and Niladri Chakraborty. Assessment of cow dung as a supplementary fuel in a downdraft biomass gasifier. *Renewable Energy*, 35(2): 379–386, 2010. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.03.022>.
 - [19] BV Babu and Pratik N Sheth. Modeling and simulation of reduction zone of downdraft biomass gasifier: effect of char reactivity factor. *Energy conversion and management*, 47(15-16):2602–2611, 2006. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2005.10.032>.
 - [20] ED Gordillo and Abdelhamid Belghit. A downdraft high temperature steam-only solar gasifier of biomass char: A modelling study. *Biomass and bioenergy*, 35(5): 2034–2043, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.051>.
 - [21] Antonio Gagliano, Francesco Nocera, Francesco Patania, Maria Bruno, and Davide Giovanni Castaldo. A robust numerical model for characterizing the syngas composition in a downdraft gasification process. *Comptes Rendus Chimie*, 19(4): 441–449, 2016. doi: <https://doi.org/10.1016/j.crci.2015.09.019>.
 - [22] Hafiz Muhammad Uzair Ayub, Muhammad Abdul Qyyum, Kinza Qadeer, Michael Binns, Ahmed Tawfik, and Moonyong Lee. Robustness enhancement of biomass steam gasification thermodynamic models for biohydrogen production: Introducing new correction factors. *Journal of Cleaner Production*, 321:128954, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128954>.
 - [23] Ebubekir Siddik Aydin, Ozgun Yucel, and Hasan Sadikoglu. Development of a semi-empirical equilibrium model for downdraft gasification systems. *Energy*, 130:86–98, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.04.132>.
 - [24] Sompop Jarungthammachote and Animesh Dutta. Thermodynamic equilibrium model and second law analysis of a downdraft waste gasifier. *Energy*, 32(9):1660–1669, 2007. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2007.01.010>.
 - [25] Hafiz Muhammad Uzair Ayub, Sang Jin Park, and Michael Binns. Biomass to syngas: modified non-stoichiometric thermodynamic models for the downdraft biomass gasification. *Energies*, 13(21):5668, 2020. doi: <https://doi.org/10.3390/en13205383>.

-
- [26] Samreen Hameed, Naveed Ramzan, Zaka-ur Rahman, Muhammad Zafar, and Sheema Riaz. Kinetic modeling of reduction zone in biomass gasification. *Energy conversion and management*, 78:367–373, 2014. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.10.049>.
 - [27] J. V. Littlejohns, J. Butler, L. Luque, M. Kannangara, and S. Totolo. Analysis of the performance of an integrated small-scale biomass gasification system in a Canadian context. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2019. ISSN 21906823. doi: 10.1007/s13399-019-00442-0.
 - [28] Tapas Kumar Patra and Pratik N Sheth. Biomass gasification models for downdraft gasifier: A state-of-the-art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50: 583–593, 2015. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.012>.
 - [29] Albany Milena Lozano Násner, Electo Eduardo Silva Lora, José Carlos Escobar Palacio, Mateus Henrique Rocha, Julian Camilo Restrepo, Osvaldo José Venturini, and Albert Ratner. Refuse derived fuel (rdf) production and gasification in a pilot plant integrated with an otto cycle ice through aspen plus™ modelling: Thermodynamic and economic viability. *Waste Management*, 69:187–201, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.006>.
 - [30] C Di Blasi and C Branca. Modeling a stratified downdraft wood gasifier with primary and secondary air entry. *Fuel*, 104:847–860, 2013. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.10.014>.
 - [31] Mohamed Ali Masmoudi, Melik Sahraoui, Najla Grioui, and Kamel Halouani. 2-d modeling of thermo-kinetics coupled with heat and mass transfer in the reduction zone of a fixed bed downdraft biomass gasifier. *Renewable Energy*, 66:288–298, 2014. doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.12.016>.
 - [32] Matlab R2021a (2021). High-performance Numerical Computation and Visualization Software; The Mathworks, Inc.: Natick, MA, USA, 2021.
 - [33] Arif Rahman Saleh, Bambang Sudarmanta, Hamzah Fansuri, and Oki Muraza. Improved municipal solid waste gasification efficiency using a modified downdraft gasifier with variations of air input and preheated air temperature. *Energy & Fuels*, 33 (11):11049–11056, 2019. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b02486>.
 - [34] Ayyadurai Saravanakumar, Wei-Hsin Chen, Kantha Deivi Arunachalam, Young-Kwon Park, and Hwai Chyuan Ong. Pilot-scale study on downdraft gasification of municipal solid waste with mass and energy balance analysis. *Fuel*, 315:123287, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123287>.
 - [35] M Ouadi, JG Brammer, M Kay, and A Hornung. Fixed bed downdraft gasification of paper industry wastes. *Applied Energy*, 103:692–699, 2013. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.10.038>.
 - [36] A Fazil, Sandeep Kumar, and Sanjay M Mahajani. Downdraft co-gasification of high ash biomass and plastics. *Energy*, 243:123055, 2022.
 - [37] A Fazil, Sandeep Kumar, and Sanjay M Mahajani. Gasification and co-gasification of paper-rich, high-ash refuse-derived fuel in downdraft gasifier. *Energy*, 263:125659, 2023. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125659>.

-
- [38] Chatchai Kungkajit, Gumpon Prateepchaikul, and Thaniya Kaosol. Influence of plastic waste for refuse-derived fuel on downdraft gasification. *Energy Procedia*, 79: 528–535, 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2015.11.529>.
 - [39] Trirat Khosasaeng and Ratchaphon Suntivarakorn. Effect of equivalence ratio on an efficiency of single throat downdraft gasifier using rdf from municipal solid waste. *Energy Procedia*, 138:784–788, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.066>.
 - [40] Ebubekir S Aydin, Ozgun Yucel, and Hasan Sadikoglu. Numerical investigation of fixed-bed downdraft woody biomass gasification. In *Exergetic, Energetic and Environmental Dimensions*, pages 323–339. Elsevier, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813734-5.00018-4>.
 - [41] Federica Barontini, Stefano Frigo, Roberto Gabbrielli, and Pietro Sica. Co-gasification of woody biomass with organic and waste matrices in a down-draft gasifier: An experimental and modeling approach. *Energy Conversion and management*, 245:114566, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114566>.
 - [42] TH Jayah, Lu Aye, Robert J Fuller, and DF Stewart. Computer simulation of a downdraft wood gasifier for tea drying. *Biomass and bioenergy*, 25(4):459–469, 2003. doi: [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00037-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00037-0).
 - [43] Ebubekir Siddik Aydin, Ozgun Yucel, and Hasan Sadikoglu. Experimental study on hydrogen-rich syngas production via gasification of pine cone particles and wood pellets in a fixed bed downdraft gasifier. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(32):17389–17396, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.02.175>.
 - [44] Muhammad Sajid, Abdul Raheem, Naeem Ullah, Muhammad Asim, Muhammad Saif Ur Rehman, and Nisar Ali. Gasification of municipal solid waste: Progress, challenges, and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 168:112815, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112815>.
 - [45] Jordy Charly Isidore Rabetanetiarimanana, Mamy Harimisa Radanielina, Hery Tiana Rakotondramiarana, and Dominique Morau. A survey of the gasification of residual household waste. *Smart Grid and Renewable Energy*, 13(11):268–293, 2022. doi: [10.4236/sgre.2022.1311017](https://doi.org/10.4236/sgre.2022.1311017).
 - [46] Prabir Basu. Biomass gasification and pyrolysis: practical design and theory, 2010.
 - [47] Seyed Hashem Samadi, Barat Ghobadian, Mohsen Nosrati, and Mahdi Rezaei. Investigation of factors affecting performance of a downdraft fixed bed gasifier using optimized mlp neural networks approach. *Fuel*, 333:126249, 2023. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.126249>.
 - [48] Poramate Sittisun, Nakorn Tippayawong, and Shusheng Pang. Biomass gasification in a fixed bed downdraft reactor with oxygen enriched air: A modified equilibrium modeling study. *Energy Procedia*, 160:317–323, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.163>.
 - [49] Agostino Gambarotta, Mirko Morini, and Andrea Zubani. A non-stoichiometric equilibrium model for the simulation of the biomass gasification process. *Applied Energy*, 227:119–127, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.07.135>.

- [50] Tabitha Geoffrey Etutu, Krongkaew Laohalidanond, and Somrat Kerdsuwan. Gasification of municipal solid waste in a downdraft gasifier: Analysis of tar formation. *Songklanakarin Journal of Science & Technology*, 38(2), 2016. doi: 10.14456/sjst-psu.2016.30.
- [51] P Kumar, PMV Subbarao, LD Kala, and VK Vijay. Real-time performance assessment of open-top downdraft biomass gasifier system. *Cleaner Engineering and Technology*, 7:100448, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100448>.
- [52] Avdhesh Kr Sharma. Equilibrium and kinetic modeling of char reduction reactions in a downdraft biomass gasifier: A comparison. *Solar energy*, 82(10):918–928, 2008. doi: <https://doi.org/10.1016/j.solener.2008.03.004>.

CHAPITRE 5

Analyse environnementale de la gazéification des OMR

Sommaire

5.1	Introduction	110
5.2	Materials and Methods	112
5.2.1	RHW composition	113
5.2.2	Data sources	113
5.2.2.1	Gasification plant	113
5.2.2.2	Incineration plant	114
5.2.3	WtE model	114
5.2.4	Life cycle assessment modelling	115
5.2.4.1	Goal and scope	115
5.2.4.2	Life cycle inventory	115
5.2.5	Input-based contribution-to-emissions analysis through multivariate analysis methods	116
5.3	Results	118
5.3.1	Life cycle impact assessment	118
5.3.2	Principal components analysis	123
5.3.2.1	Correlations between variables	123
5.3.2.2	Interpretation of PCA results	124
5.4	Conclusion	129

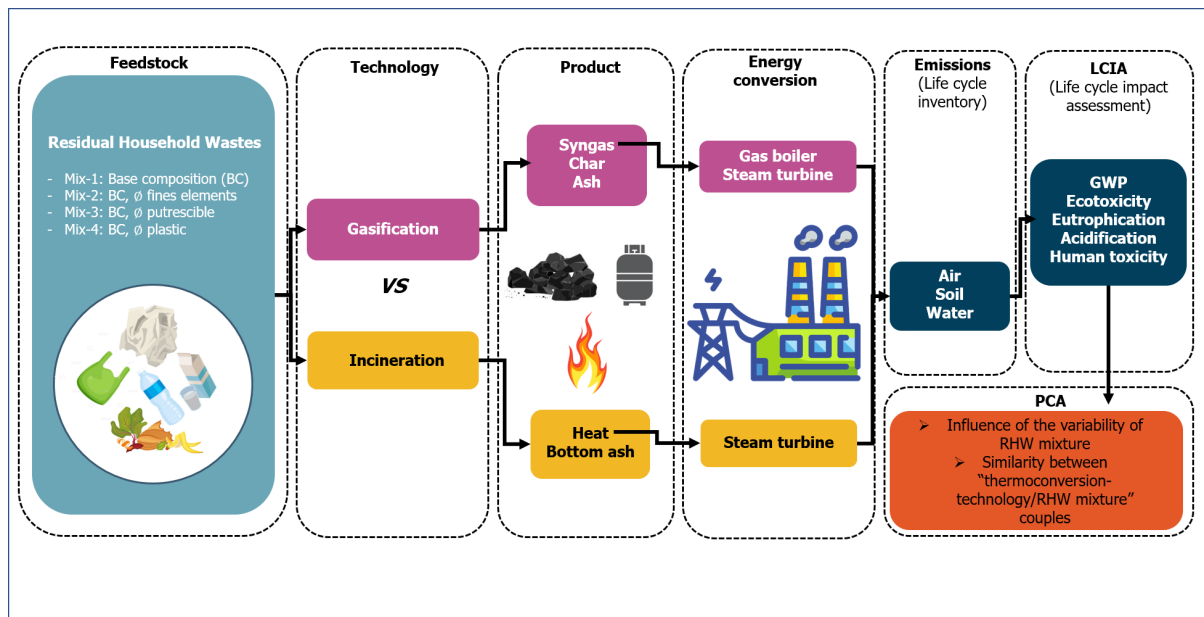


Figure 5.1: Graphical abstract

Article in evaluation in *Journal of Environmental Management* under the title:
 INPUT-BASED LIFE CYCLE ASSESSMENT AND MULTIVARIATE ANALYSIS OF
 WASTE-TO-ENERGY (WtE) PLANTS: COMPARISON OF GASIFICATION AND
 INCINERATION ROUTES

Jordy C. I. Rabetanetiarimanana¹, Dominique Morau¹, Hery T. Rakotondramiarana²,
 Mamy H. Radanielina¹

Dans ce chapitre, la performance environnementale de la gazéification et de l'incinération des OMR sont comparés. Un modèle d'ACV et une analyse en composantes principales (ACP) sont respectivement utilisés pour évaluer les performances environnementales de chaque technologie de valorisation énergétique des déchets et pour mettre en évidence l'impact de la variabilité de la composition des OMR sur leurs performances environnementales. Les résultats de la modélisation (chapitre 4) sont utilisés dans ce chapitre pour estimer les émissions atmosphériques provenant du processus de gazéification. Les émissions dans le sol et dans l'eau sont déterminées en utilisant la teneur en halogènes et en métaux lourds provenant de la caractérisation physico-chimique des OMR (chapitre 3). En outre, l'outil [WILCI](#) [1] est utilisé pour estimer l'ensemble de la performance environnementale du processus d'incinération.

Abstract

It is imperative that waste management policy adopts an approach involving different recovery technologies. These include Waste-to-Energy (WtE) which is one of the most effective ways to achieve energy recovery of solid wastes. Among existing WtE technologies, this study aims to compare the environmental performances of residual household wastes (RHW) gasification and incineration plants, identify the influence of variability

¹Piment Laboratory, University of Reunion Island, 120 Avenue Raymond Barre, 97430 Le Tampon Réunion France

²Institute for the management of energy (IME), University of Antananarivo, PO Box 566, Madagascar

in the types of RHW mixtures on the results of environmental analyses and highlight the similarity between thermoconversion technology/RHW mixture couples. A 3-step methodology was adopted in this work: 1) data collection and determination of simulated data for life cycle assessment (LCA), 2) performing LCA of the studied WtE routes, and 3) multivariate analysis. As a result, WtE plants based on gasification are less harmful to the environment than incineration. A gasification-based WtE plant generates up to 12.6 times less fossil CO₂ and 3 times more power than incineration. While gasification is linked to ozone formation and human carcinogenic toxicity, incineration has effects on climate change, eutrophication, ecotoxicity and human non-carcinogenic toxicity. Furthermore, the influence of variability in waste mix has been underlined in this survey. The content of fossil-based products in the waste mix defines the incinerator's environmental performance. However, the level of impacts associated with gasification depend on the waste mix and operating condition. This study highlights that gasification and incineration each have their own environmental profile. A gasification-based WtE plant is more energy-efficient and environmentally friendly, but it is also necessary to consider the economic aspect in order to guide decision-making.

5.1 Introduction

SOLID waste increases and becomes more complex; therefore, current waste management based on reusing, recycling and biological treatment must be updated [2, 3]. A new waste management system is imposed by the generation of new waste streams such as packaging materials [4]. Hence, policy makers must consider a multi-sectoral approach [2]. They need to develop a waste management policy that consider the complexity of the waste produced, sustainable, affordable, protect human health and ecosystem, and favors circular economy.

Recently, life cycle assessment (LCA) has been used by many planners and decision makers to support their decision [5, 6, 7] and provide an overall view of waste management [3]. Moreover, hundreds of research papers based on LCA of waste management were published for the last two decades [3]. The roles of LCA in waste management are: improving existing waste management system, comparing alternative technologies performance and support policy development. LCA is utilized for investigating waste to energy processes such as thermal processes. In the literature, several studies compare the environmental performance of gasification and incineration-based waste to energy (WtE) plants. For example, in their work, Arena et al. [8] conducted an LCA study of a moving grate combustor and a vertical shaft gasifier coupled with direct melting and found that incineration unit is better than gasification regarding most of selected impact categories such as climate change and non-renewable energy. Moreover, with an aim of studying the environmental impact of electricity production from municipal solid wastes (MSW) incineration and gasification, Bianco et al. [9] highlighted that gasification is more sustainable than direct combustion. However, regarding the global warming potential (GWP), photochemical ozone depletion and fossil depletion, they stated that incineration is more environmental-friendly than gasification. Furthermore, in their work using data from world largest gasifier plant in Finland and 110 french incinerators, Dong et al. [10] affirmed that gasification is more environmental-friendly than incineration. In addition, Dong et al. [11] conducted the same study, but chose a modern incinerator (Milan Italy) equipped with air pollution control (APC) technology such as electrostatic precipitator,

acid gas neutralization, fabric filter and DeNOx unit. Results show that gasification plant (Lahti Finland) has good performance compared to modern incineration. Although, the latter offers superior performance to pyrolysis and gasification-melting plant. These results vary from one study to another due to differences in plant technical performances [12], flue gas cleaning technique [13, 10, 12], the nature of DeNOx and DeDioxin system [1], plant efficiency [11], energy recovery [12], methodological approaches [9] and MSW composition [1]. Moreover, with regard to incineration, many authors such as Beylot et al. [1] and Dong et al. [13] have carried out a sensitivity analysis and highlighted that plant technical parameters such as APC techniques, energy recovery and MSW composition are the parameters that most influence LCA. There are studies in the literature that examine the impact of technology on the overall environmental performance of a waste treatment facility, as shown by Dong et al. [13] who investigated different incinerator flue gas treatment scenarios, and Chen et al. [14] who investigated different waste recovery scenarios. Conversely, few studies have investigated the influence of variability in mix types on the environmental performance of a waste treatment facility.

In Reunion Island, 65%, 13.7% and 21.4% of household wastes are respectively land-filled, recycled and composted [15]. In contrast, TECV (Transition énergétique et croissance verte) law of august 2015 states that landfill should be the last option and favours recycling and energy recovery instead. This law establishes a hierarchy of waste treatment methods such as: 1) giving priority to the reuse and recycling of waste, 2) ensuring the recovery of materials and energy from recoverable waste and 3) eliminating non-recoverable final waste by burial. Compared with metropolitan France, where 70% of RHW are incinerated to produce energy, Reunion is still far from having an optimal waste management system. So, to improve the situation, the organizations in charge of waste management have developed projects aimed at creating two multi-purpose recovery centers, including electricity production units powered by SRF. In both centers, a 17MW and 41.7 MW incineration plant is planned, capable of burning 130.000 and 70.000 tons of SRF from RHW respectively. But recently, questions were raised about the environmental performance of an incinerator compared to gasification plant. Since then, a debate has been launched about the technology to be used in these power generation centers. Although incineration is the most used plant in the world, it is facing public opposition due to potential health risks [10]. In France, 26% of MSW were incinerated in 126 MSW incinerators in 2014 [1].

To complete what has already been done, this paper aims at investigating: the environmental performances of gasification and incineration plants, the influence of variability in the types of RHW mixtures used on the environmental performances of WtE plants and the similarity between these plants by using respectively a LCA model and principal component analysis (PCA). Moreover, this study presents a methodology for the environmental assessment of gasification in a downdraft fixed-bed reactor, based on theoretical data. As it can reduce a huge number of variables to a few primary components, PCA has several applications in domains such as environmental science, biology, ecology, economy, sociology and so on. In environmental science, PCA could be used to identify the influence of a key parameter on the environmental performance of a system. For example, Abdou et al. [16] used PCA to pinpoint the influence of farming practices on the environmental performances of sea cage aquaculture. In addition, PCA was used by Chen et al. [14] in order to highlight the impacts of different solid waste treatment models used on the environmental burdens of a waste treatment facility. Moreover, PCA makes it possible to study the correlation between a set of variables as demonstrated

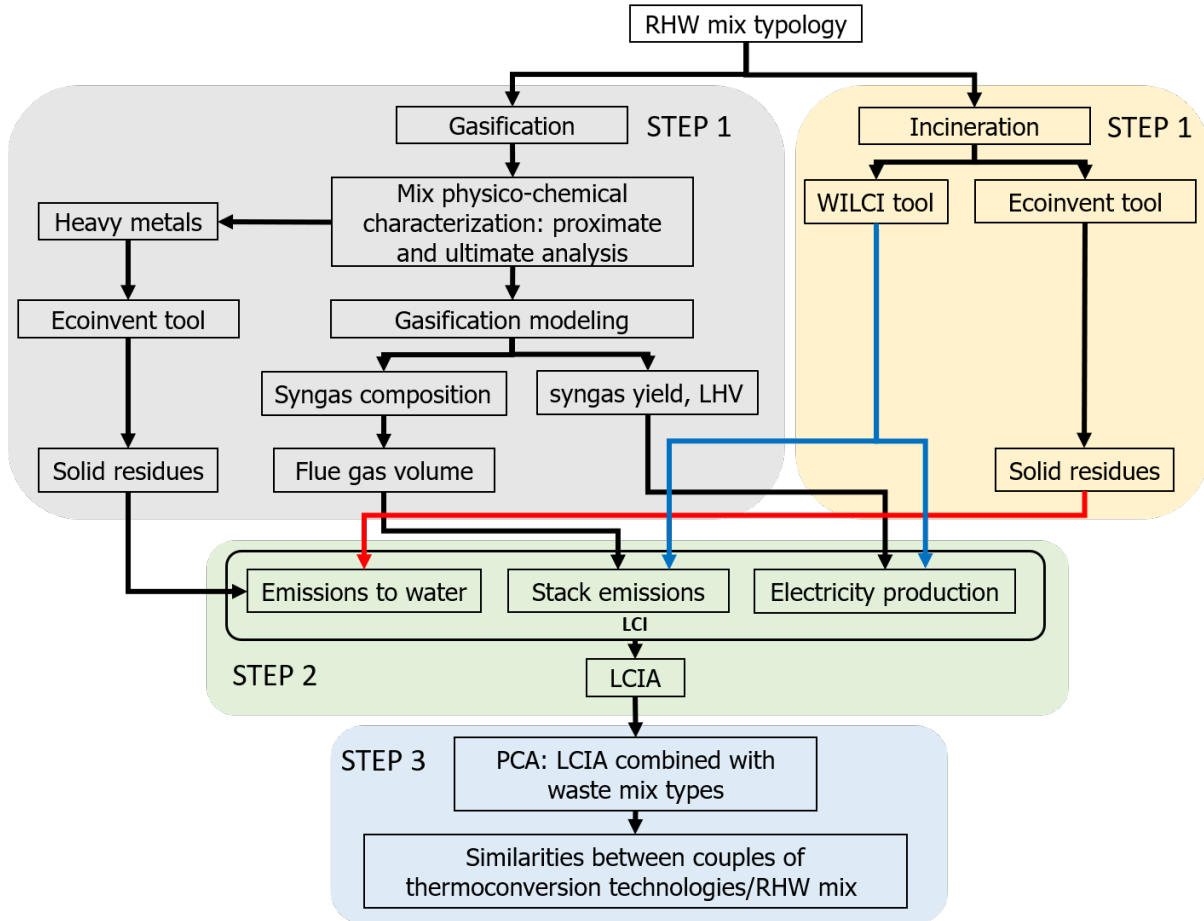


Figure 5.2: Study mind map

in the work of Minoglou et al. [17]. Furthermore, it can also be used to identify the similarity from a specific perspective between individuals. For instance, from an energy transition perspective, the similarities between the overseas territories were examined by Rakotoson et al. [18].

In order to achieve the aforementioned goals, first of all LCA of the chosen waste treatment plants are carried out. Then, the key parameters whose influence is to be investigated are selected, in this case mixture typology. Afterwards, the data combining key variables and environmental parameters are built and finally the PCA was performed. It is important to note that the data from the last waste characterisation campaign in Reunion Island carried out by ADEME [15] are used in this study and only the flows collected by the public waste management service will be considered. Up to now, there are few environmental studies of waste management with real database in Reunion [19, 20].

5.2 Materials and Methods

A 3-step methodology is adopted in this work: the first step consists of data collection and the use of tools to establish a life cycle inventory (LCI), then the second step is the LCA of waste treatment systems defined by their boundaries, and the last step is the multivariate analysis (PCA). A mind map of the methodology proposed in this work is illustrated in fig. 5.2.

5.2.1 RHW composition

In Reunion, RHW accounts for 44.6% of waste streams generated. However, it is totally landfilled despite the constraints associated with landfilling in Reunion. Indeed, the recovery of RHW will considerably reduce the quantity of landfilled waste. In this work, four different waste mixtures were studied, as shown in Table 5.1. OMR1 and OMR2 represent respectively gross RHW without and with fine particles. Moreover, OMR4 and OMR5 represent raw RHW without putrescibles and plastic respectively. Table 5.2 presents the physico-chemical properties of the four mixtures. 9+

Table 5.1: The different composition of waste mixtures

Category	Theoretical mass (%)			
	OMR1	OMR2	OMR4	OMR5
Putrescibles	32.4	28.4	0	39.9
Paper	8.8	7.7	13	10.9
Cardboard	9.5	8.3	14	11.7
Composite	3.2	2.8	4.8	4
Textiles	3.8	3.3	5.6	4.6
Sanitary textiles	18.1	15.9	26.8	22.4
Plastics	18.9	16.6	28	0
Combustibles	5.3	4.7	7.8	6.5
Fine elements	0	12.3	0	0

5.2.2 Data sources

5.2.2.1 Gasification plant

Lahti Energy's Kymijärvi II power plant is selected as the gasification plant to be studied. The CHP plant has a 50 MW and 90 MW electricity and heat capacity respectively. The power plant comprises the fuel pretreatment unit, the gasification reactor, the gas cooling and cleaning unit, the gas boiler and the power plant and can process a maximum of 250,000 tons of SRF per year. The boiler is equipped with a SCR for NO_x abatement and flue gas filtering. On leaving the plant, bottom ash and fly ash are removed to a landfill site. Besides, the plant's net electricity and heat efficiency attains respectively 27% and 61% [21]. Table 5.3 shows the plant's stack emissions. Flue gas volume is a function of syngas composition, and is calculated using equations (Annex 2) proposed in the work of Dong et al. [11]. In order to obtain syngas compositions, a waste gasification model is used, as presented in our previous work [22]. The different syngas compositions and corresponding flue gas volumes are presented in Table 5.4.

Table 5.2: Physico-chemical properties of RHW mix (unit: weight % on dry basis)

Waste mixtures	C	H	N	O	S	LHV (MJ/kg)	Moisture	Ash
OMR1	48.4	6.79	0.83	32.7	0.13	11.983	30.1	6.9
OMR2	44.5	5.5	0.42	42	0.044	16.249	31.3	6.5
OMR4	45.5	5.61	0.35	41	0.035	13.38	18.3	7.4
OMR5	44.1	5.29	0.44	40.3	0.066	9.35	38.4	6.9

Table 5.3: Emission factors for Kymijärvi II power plant (Unit:mg/Nm³)

Air emissions	Gasification
CO	2
SO ₂	7
NO _x	161
HCl	1
PM	2
PCDD/Fs (ng-TEQ/Nm ³)	0.002
Hg	0.0001

Table 5.4: RHW gasification modeling results

	OMR1	OMR2	OMR4	OMR5
H ₂ (% vol)	10.44	8.50	10.83	6.11
CO (% vol)	18.37	17.01	19.93	13.10
CO ₂ (% vol)	10.76	14.50	11.81	17.57
CH ₄ (% vol)	7.32	6.29	3.45	6.89
H ₂ S (% vol)	0.04	0.017	0.013	0.027
Gas yield (Nm ³ /kg fuel)	2.80	2.23	2.19	2.05
Equivalence ratio	0.3	0.3	0.3	0.3
Temperature (K)	792	750	775	711
LHV syngas (MJ/Nm ³)	6.07	5.32	4.92	4.78
Flue gas volume (Nm ³ /ton fuel)	6648	4722	3866	4179

5.2.2.2 Incineration plant

To study the LCA of incineration plant in Reunion Island, WILCI tool developed by Beylot et al.[1] was used. It is a user-modifiable worksheet dedicated to the LCA of MSW incineration in the French context. In this excel-based tool, users can define the waste composition, APC techniques and associated emissions, product flows and management of bottom ashes and APC residues such as fly ashes. In this study, french default situation defined by WILCI tool are used for the APC technique, reagents consumption, energy related data, bottom ashes and APC residues management. Hence, flue gas treatment comprises dust and acid gases abatement, DeNO_x and Dediox. The french proportions of each APC technique are presented in [1].

5.2.3 WtE model

According to the four waste mixtures listed in Table 5.1, eight different WtE models were studied in this survey, as illustrated in Table 5.5.

Table 5.5: Studied WtE models

WtE model	Gasification				Incineration			
	G-OMR1	G-OMR2	G-OMR4	G-OMR5	I-OMR1	I-OMR2	I-OMR4	I-OMR5
Mixtures	OMR1	OMR2	OMR4	OMR5	OMR1	OMR2	OMR4	OMR5

5.2.4 Life cycle assessment modelling

5.2.4.1 Goal and scope

The objective is to model and compare the eight WtE models. The LCIA is carried out using the following methods (ecoinvent [23] and Simapro [24]):

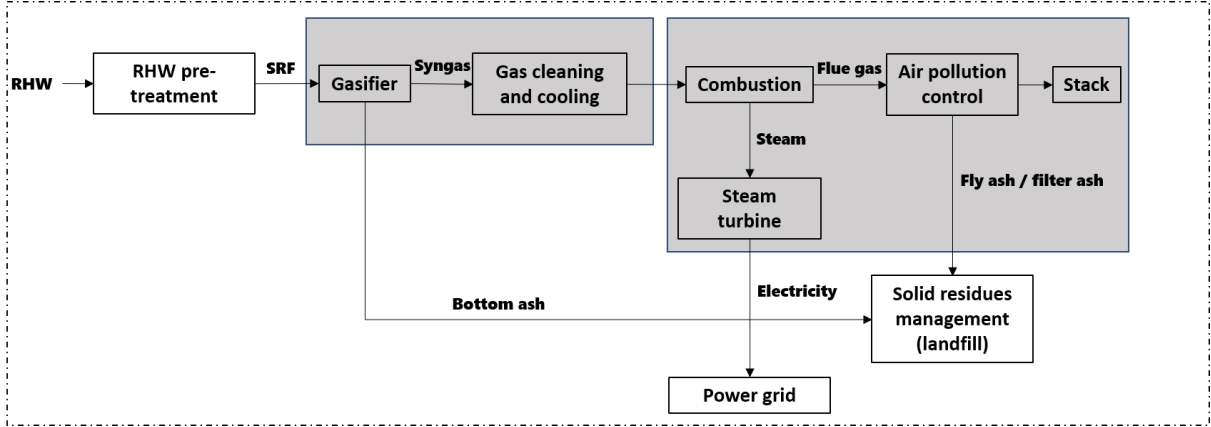
1. IPCC 2021 GWP100 V1.01
2. ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.07 / World (2010) H

The functional unit of the study is 1 ton of waste processed. The study is limited to the treatment of the waste and does not include environmental loads that occurred before the waste arrived at the treatment centres. Moreover, all energy required is supposed to come from Reunion electricity grid. Over the years, the emission factor for electricity production in Reunion Island evolves, with a value of 0.687 g eq.CO₂/kWh in 2014 [25], 0.732 g eq.CO₂/kWh in 2021 [18] and 0.67 g eq.CO₂/kWh in 2023 [26]. The system boundary of the current study is shown in fig.5.3. For gasification (fig.5.3a), the analysis starts from pre-treatment of wastes to the power generation and solid residues management (bottom ash and APC residues landfill). With incineration (fig.5.3b), the wastes do not need to be pre-treated, but pass directly into the combustion chamber.

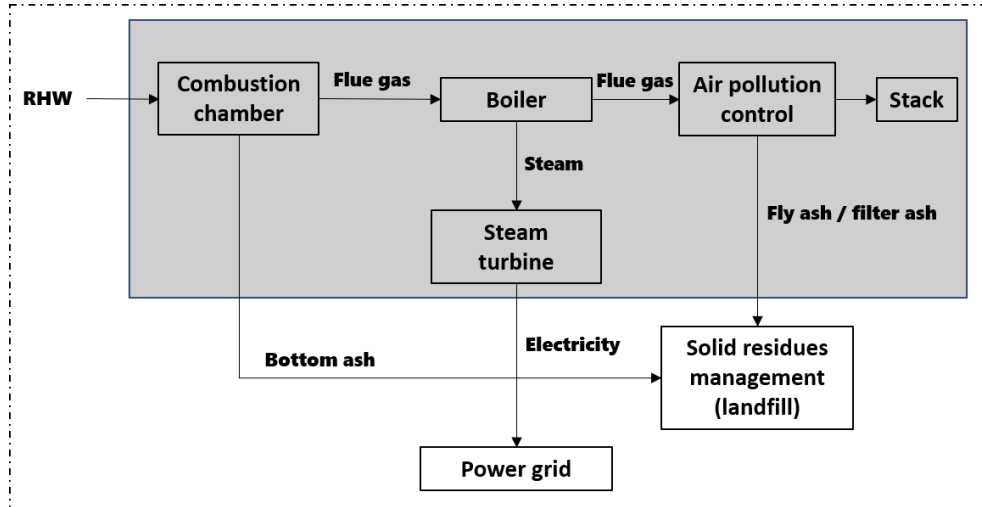
5.2.4.2 Life cycle inventory

In this work, the investigation is not limited to stack emissions but more attention is also paid to the management of solid residues i.e. bottom ash and APC residues. On the one hand, for incineration, WILCI tool provides resulting inventories corresponding to the boundary system defined in the previous section. On the other hand, with regard to gasification, APC residues composition and quantity should be known in order to obtain resulting inventories for solid residues disposal in hazardous landfill. For this purpose, data from the physico-chemical characterization (Table 5.6) of the mixtures and the transfer coefficients (Table 5.6) defined by Riber et al. [27] to determine the quantity of heavy metals in APC residues were used. Then, ecoinvent tool [28] obtained from ecoinvent website is used in order to generate emissions to water for disposal of APC residues in hazardous landfill. Moreover, for the gasification plant, data concerning the amount of energy and diesel required are taken from the work of Dong [29]. In addition, the amount of electricity produced by the plant was calculated using the LHV (MJ/Nm³) of the syngas and the electrical efficiency of the power plant. Biogenic carbon is assumed to be neutral in terms of global climate change. However, waste-specific fossil CO₂ emissions are taken into account, which makes this study distinct from the literature. In the case of incineration, the WILCI tool distinguishes between emissions caused by technology and those caused by inputs [1]. In order to obtain the amount of fossil CO₂ emitted during the gasification process, it is imperative to know the mass fraction of fossil carbon in the waste mixture. Obviously, the fossil mass fraction of carbon depends on each typology of waste mixture and is obtained using the Adapted Balance Method (Eq.(5.1)) proposed by Schwarzböck et al. [30]. The Balance Method (ISO 18466:2016) [31] is used to determine the biogenic fraction in CO₂ in stack gas.

$$X_{C, fos} = \frac{EF * M(C)}{X_{C, RHW, db} * M(CO_2)} \quad (5.1)$$



(a)



(b)

Figure 5.3: System boundary of the current study

where $X_{C,fos}$, $X_{C,RHW,db}$, EF and $M(i)$ represent the fossil mass fraction of carbon, the total carbon content of RHW on dry basis in kg/t_{RHW} (Table 5.2), fossil CO_2 emission factor in $kgCO_{2,fos}/t_{RHW}$ and the molar mass of species i , respectively.

After calculation, we found that for OMR1, OMR2, OMR4 and OMR5, the mass fraction of fossil carbon is equal to 34.6%, 33.1%, 54.6% and 8.7% respectively. The corresponding life cycle inventory (LCI) is highlighted in Table 5.6.

5.2.5 Input-based contribution-to-emissions analysis through multivariate analysis methods

The aim of this approach is to determine whether there is a relationship between the inputs, which are the different waste mixtures, the technology used and the products, which are the associated environmental impacts. In other words, the aim is to find out which impact categories are associated with the “thermoconversion technology/RHW mix” couple, in order to properly support the interpretation of the LCA results. Moreover, this part of the study seeks to highlight the similarities in terms of environmental performance between “thermoconversion technology/RHW mix” couples.

The work requires processing a dataset of 8 individuals (4 mixtures times 2 types of tech-

Table 5.6: Input from fuel and transfer coefficients

	OMR1	OMR2	OMR4	OMR5	Transfer coefficient (%)
Cd (mg/kg dry fuel)	1.6	8.4	<1,0	2.4	100
Cr (mg/kg dry fuel)	22.0	7.0	7.0	9.0	100
Cu (mg/kg dry fuel)	29.0	34.0	14.0	30.0	100
Ni (mg/kg dry fuel)	11.0	4.0	4.0	4.0	99.9
Pb (mg/kg dry fuel)	20.0	1.0	3.0	6.0	100
Zn (mg/kg dry fuel)	187.0	38.0	30.0	26.0	100
S (mg/kg dry fuel)	1300.0	439.0	350.0	659.0	92
Cl (mg/kg dry fuel)	7284.0	1776.0	1129.0	1979.0	99

Table 5.6: Environmental burdens and energy input/output for the WtE units related to the functional unit, one ton of RHW

Input/Output	G-OMR1	G-OMR2	G-OMR4	G-OMR5	I-OMR1	I-OMR2	I-OMR4	I-OMR5
Inputs								
Electricity for pre-treatment (kWh)	223.33	223.33	223.33	223.33	-	-	-	-
Diesel for pre-treatment (L)	0.84	0.84	0.84	0.84	-	-	-	-
Electricity consumption (kWh)								
<i>Bottom ashes management</i>	2.95	2.95	2.95	2.95	0.11	0.13	0.11	0.13
<i>APC</i>	-	-	-	-	1.49	1.51	1.39	1.67
<i>From the grid</i>	-	-	-	-	30.35	28.67	35.76	21.28
Diesel for ash management (L)	3.28	3.28	3.28	3.28	0.048	0.088	0.023	0.055
Outputs								
I Air emissions								
CO ₂ fossil, kg	48.82	50.13	65.75	14.69	615	540	911	141
CO, kg	1.32×10^{-2}	9.44×10^{-3}	7.73×10^{-3}	8.35×10^{-3}	3.50×10^{-2}	3.56×10^{-2}	3.27×10^{-2}	3.92×10^{-2}
SO ₂ , kg	4.65×10^{-2}	3.31×10^{-2}	2.71×10^{-2}	2.92×10^{-2}	3.20×10^{-2}	6.71×10^{-2}	2.81×10^{-2}	3.33×10^{-2}
NO _x , kg	1.07	7.61×10^{-1}	6.22×10^{-1}	6.72×10^{-1}	6.30×10^{-1}	6.59×10^{-1}	6.40×10^{-1}	5.51×10^{-1}
HCl, kg	6.64×10^{-3}	4.72×10^{-3}	3.86×10^{-3}	4.17×10^{-3}	8.54×10^{-3}	7.5×10^{-3}	7.93×10^{-3}	8.67×10^{-3}
PM, kg	1.32×10^{-2}	9.44×10^{-3}	7.73×10^{-3}	8.35×10^{-3}	4.01×10^{-3}	4.07×10^{-3}	3.75×10^{-3}	4.49×10^{-3}
PCDD/Fs, kg	6.64×10^{-7}	4.72×10^{-7}	3.86×10^{-7}	4.17×10^{-7}	2.28×10^{-5}	3.73×10^{-5}	2.59×10^{-5}	1.09×10^{-5}
Hg, kg	1.32×10^{-11}	9.44×10^{-12}	7.73×10^{-12}	8.35×10^{-12}	4.51×10^{-11}	4.58×10^{-11}	4.21×10^{-11}	5.05×10^{-11}
II Emissions to water								
1-River								
Sulfate, kg	0.42×10^{-3}	1.41×10^{-8}	1.12×10^{-8}	2.12×10^{-8}	0.26	0.78	0.2314	0.274
Chloride, kg	2.08×10^{-3}	0.51×10^{-3}	3.23×10^{-8}	5.66×10^{-8}	0.86	1.221	0.802	0.875
Cadmium, kg	1.81×10^{-11}	9.52×10^{-11}	1.13×10^{-11}	2.72×10^{-11}	4.13×10^{-8}	4.06×10^{-8}	5.96×10^{-8}	1.12×10^{-8}
Chromium VI, kg	1×10^{-6}	4×10^{-7}	4×10^{-7}	5×10^{-7}	2×10^{-4}	3.3×10^{-4}	3.08×10^{-4}	2.07×10^{-4}
Copper, kg	1.86×10^{-9}	1.86×10^{-9}	8.99×10^{-10}	1.92×10^{-9}	1×10^{-6}	2.5×10^{-6}	2.1×10^{-6}	9.01×10^{-7}
Nickel, kg	6.64×10^{-9}	2.41×10^{-9}	2.41×10^{-9}	2.41×10^{-9}	8.07×10^{-7}	1.08×10^{-6}	1.03×10^{-6}	6.40×10^{-7}
Lead, kg	1.73×10^{-10}	8.65×10^{-12}	2.59×10^{-11}	5.19×10^{-11}	2×10^{-6}	4.8×10^{-6}	3.4×10^{-6}	1.56×10^{-6}
Zinc, kg	3.82×10^{-9}	7.77×10^{-10}	6.13×10^{-10}	5.31×10^{-10}	6×10^{-6}	5.8×10^{-6}	6.7×10^{-6}	5.6×10^{-6}
2-Groundwater, long-term								
Cadmium, kg	1.08×10^{-8}	5.70×10^{-8}	6.78×10^{-9}	1.62×10^{-8}	2×10^{-5}	2.07×10^{-5}	2.07×10^{-5}	5.7×10^{-6}
Chromium VI, kg	0.004×10^{-3}	1.3×10^{-6}	1.3×10^{-6}	1.7×10^{-6}	7×10^{-3}	1.06×10^{-3}	9.8×10^{-4}	6.5×10^{-4}
Copper, kg	1×10^{-6}	1×10^{-6}	5×10^{-7}	1.1×10^{-6}	5.7×10^{-3}	9.45×10^{-3}	7.74×10^{-3}	3.29×10^{-3}
Nickel, kg	4×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-6}	9×10^{-3}	1.35×10^{-3}	1.28×10^{-3}	7.91×10^{-4}
Lead, kg	1×10^{-7}	5.18×10^{-9}	1.55×10^{-8}	3.11×10^{-8}	6.6×10^{-3}	6.52×10^{-3}	8.5×10^{-3}	3.94×10^{-3}
Zinc, kg	2×10^{-7}	4×10^{-7}	3×10^{-7}	3×10^{-7}	1.07×10^{-2}	1.38×10^{-2}	1.09×10^{-2}	9.1×10^{-3}
Sulfate, kg	3.48×10^{-3}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1.34	2.81	1.18	1.39
Chloride, kg	5.20×10^{-3}	1.26×10^{-3}	8.06×10^{-8}	1×10^{-7}	0.82	0.723	0.766	0.836
III Recovered energy								
Net electricity output (kWh)	1277	892.2	805.8	737.5	417	373	522	270

nology) and 21 descriptive variables (including the composition of waste mixtures and the categories of environmental impact).

According to the aforementioned dataset related to the waste mixtures and categories of environmental impact, a three-step multivariate analysis was conducted: (1) a correlation analysis of the independent variables in order to highlight relevant links between them, (2) a PCA for reducing the dimensionality of the dataset, and (3) analysis of PCA results to identify similarities between individuals, in this case thermoconversion technologies (gasification and incineration).

PCA accomplishes the reduction of dimensions by turning the initial variables into a collection of new uncorrelated variables known as principle components [17]. In order to find the directions with the maximum variance, PCA performs a linear combination of data. The eigenvalue which represents the average variation of data in the principal component is calculated and used to rank components. According to the K1 - Kaiser's method, only components with an eigenvalue greater than 1 should be selected for interpretation [32].

5.3 Results

5.3.1 Life cycle impact assessment

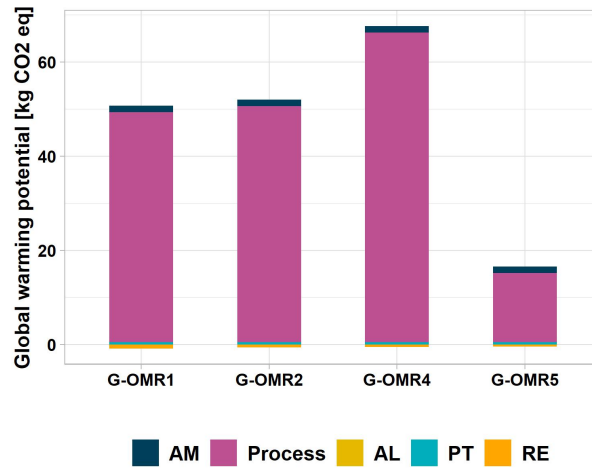
The results presented in this section show the contribution of each entity making up the block that is the gasification or incineration plant. Here, 5 entities were taken into account, including:

- AM (Ash Management)
- Process: thermochemical conversion, whose emissions are referred to as stack emissions
- AL: Ash and other solid residues landfill
- PT: Raw RHW pre-treatment such as drying
- RE: Recovered electricity

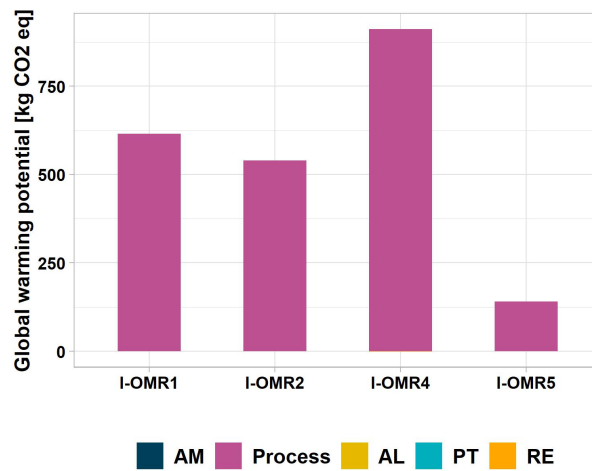
Fig. 5.4 presents the results of the GWP. The result shows that, gasification leads to lower global warming impact than incineration. Gasification of OMR1, 2, 3 and 4 has 12.6, 10.8, 13.8 and 9.5 times less impact on climate change than incineration, respectively.

In France, an incinerator generates an average of 294 kg CO₂-eq per ton of MSW burned in terms of global warming [12]. According to the fig. 5.4b, only the incineration of OMR5 (141 kg CO₂-eq per ton RHW) represents a value below the national average. This result can be explained by the fact that a low plastic content in a mixture induces a low fossil carbon content, and vice versa for OMR4. The same has been observed for gasification, the environmental performance of G-OMR5 (14.7 kg CO₂-eq per ton RHW) is more preferable even if it produces less electricity, as the absence of the volatile matter-carrying plastic leads to a low calorific value of the syngas.

For both technology, the thermochemical process itself is responsible for a large part of the global warming impact (fig. 5.4). In terms of power generation, gasification requires more energy input and delivers more electricity to the grid than incineration (Table 5.6). Therefore, gasification generates much cleaner energy than incineration. For instance,



(a)



(b)

AM: Ash Management; Process: Stack emissions; AL: Ash Landfill; PT: RHW Pre-treatment; RE: Recovered Electricity

Figure 5.4: Results from IPCC GWP100a: a) Gasification b) Incineration

gasification of [OMR1](#) produces 0.038 kg CO₂-eq per kWh compared with 1.47 kg CO₂-eq for incineration.

Regarding marine eutrophication (ME), freshwater eutrophication (FE), marine ecotoxicity (MEc), freshwater ecotoxicity (FEc), human non-carcinogenic toxicity (HnT) and terrestrial ecotoxicity (TE), gasification process leads to lower impact than incineration. This result can be explained by the fact that gasification does not produce fly ash, which reduces the quantity of solid residues to be managed, and that incineration ash contains more heavy metals and mineral matter. For both technology, solid residues landfill is the main process contributing to ME (fig. 5.5d), FE (fig. 5.5h), MEc (fig. 5.5e), FEc (fig. 5.5i) and HnT (fig. 5.5g). Solid residues landfill is characterized by the landfill of bottom ash, APC residues and fly ash, whose leaching will lead to the degradation of the terrestrial system, the aquatic system and also human health. Then, for TE, the impact of incinerator stack emissions are higher (fig. 5.5j), resulting in a greater impact of incineration than gasification.

Moreover, for the remaining impact categories such as terrestrial acidification (TA)

and the impact of ozone formation on human health (OZN_H) and terrestrial ecosystem (OZN_T), we found that stack emissions is responsible for the majority of impacts for incineration and gasification. In addition, the damages caused to human health and terrestrial ecosystems by ozone formation are illustrated respectively in fig. 5.5a and 5.5b. The results show that incineration offers better environmental performance than gasification. The results can be explained by the fact that NO_x emissions into the atmosphere from the gasification plant are greater than those from incineration, as shown in Table 5.6. Similarly for terrestrial acidification (TA), gasification is not the correct option, according to fig. 5.5c. Once again, this is due to the fact that the gasification plant's stack emitted more NO_x and SO₂ than the incineration plant (Table 5.6). Finally, with human carcinogenic toxicity (HT), incineration is effective to lessen the toxic effect of chemicals on human health, as illustrated in fig. 5.5f. For this impact category, solid residues landfill is responsible for the entire impacts.

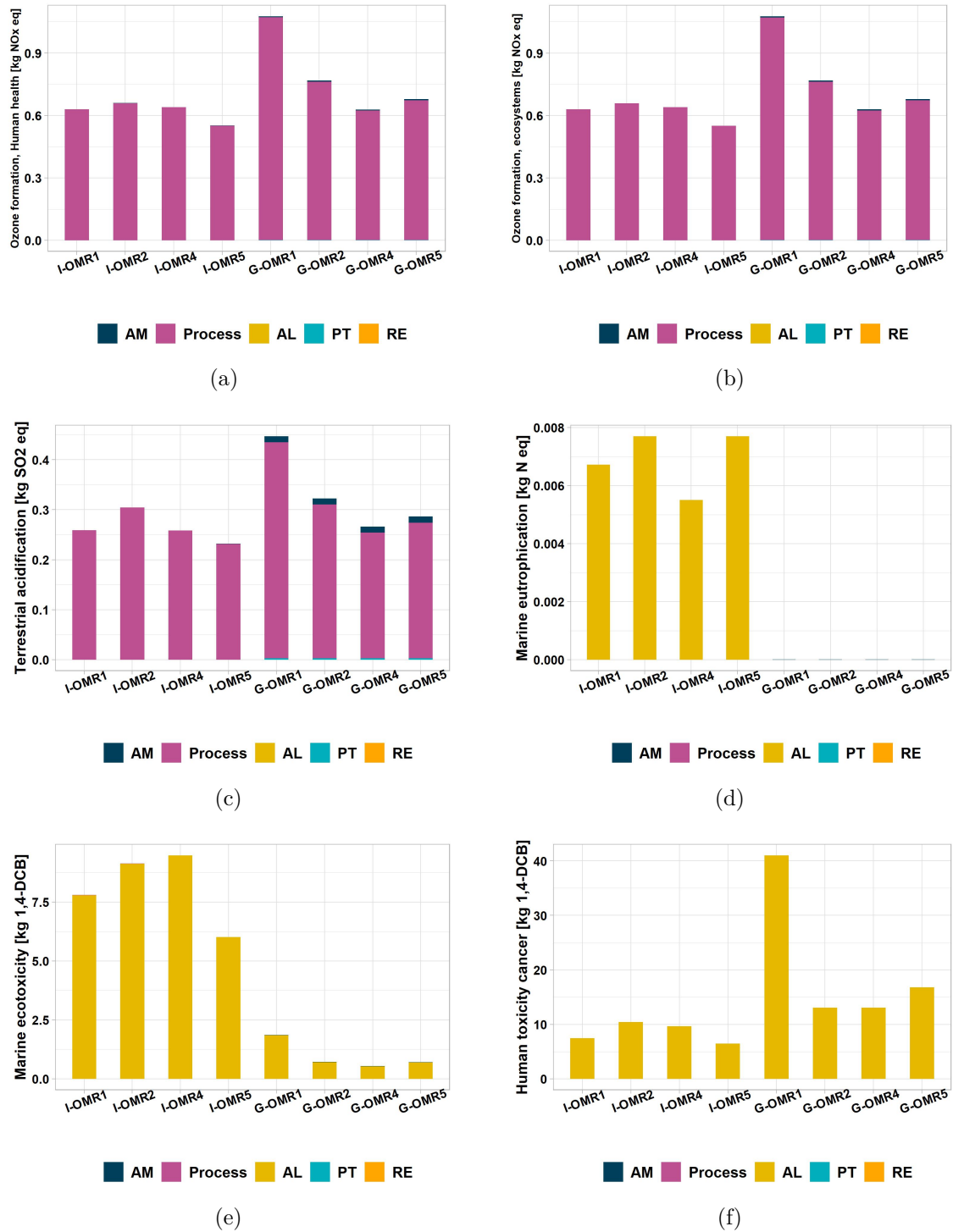
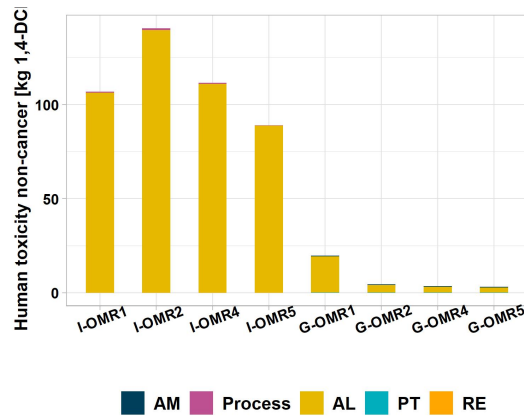
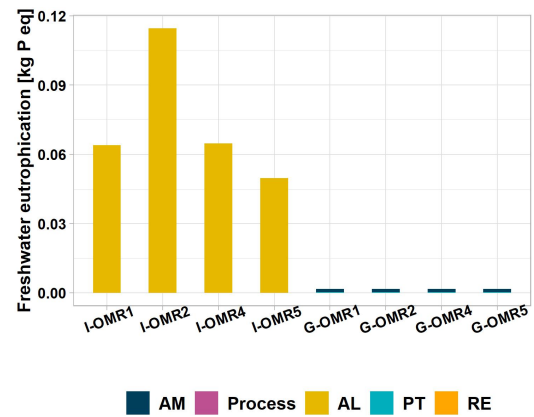


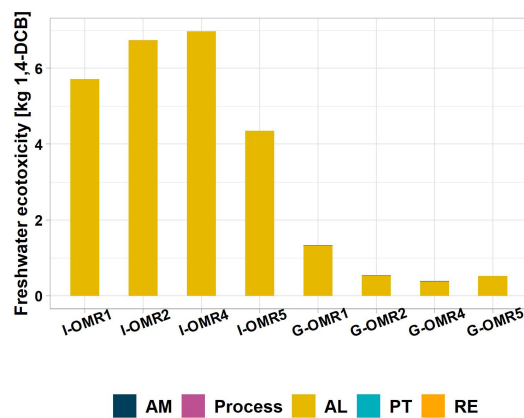
Figure 5.5: Impact categories from ReCiPe midpoint



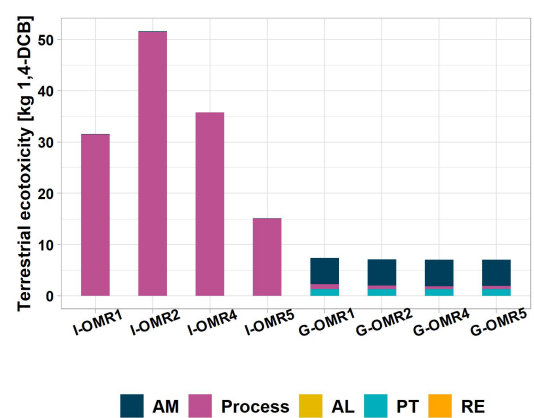
(g)



(h)



(i)



(j)

AM: Ash Management; Process: Stack emissions; AL: Ash Landfill; PT: RHW Pre-treatment; RE: Recovered Electricity

Figure 5.5: Impact categories from ReCiPe midpoint

5.3.2 Principal components analysis

5.3.2.1 Correlations between variables

Fig. 5.6 shows the Pearson correlation coefficient, it is a correlation coefficient that measures linear correlation between two variables. In this study, it is assumed that variables (impact categories and waste typologies) are normally distributed and have linear relationship. Moreover, the correlation between two variables is considered significant if p-value is less than 0.05, non-significant correlation values are represented by empty boxes. Low correlations between impact categories and waste typologies variables and also large p-values were noticed. These low confidences are partly due to lack of data. Nevertheless, the correlation matrix shows that:

- GWP, FE, TE, ME, FEc, MEc and HnT are strongly correlated. These impact categories encompass eutrophication, ecotoxicity, climate change and human toxicity non-cancer.
- Cardboard, paper, composite, sanitary textiles, textiles and combustibles are highly correlated. They will be referred to as the basic RHW components in the following.
- TA, OZN_H and OZN_T have weak negative correlations with the basic RHW components, as shown by the red box.
- HT, TA, OZN_H and OZN_T have medium negative correlations with eutrophication, ecotoxicity, climate change and human toxicity non-cancer, as highlighted by the green box.
- Putrescibles and fine particles have a negative correlation with the basic RHW components, as can be seen from the blue rectangle.

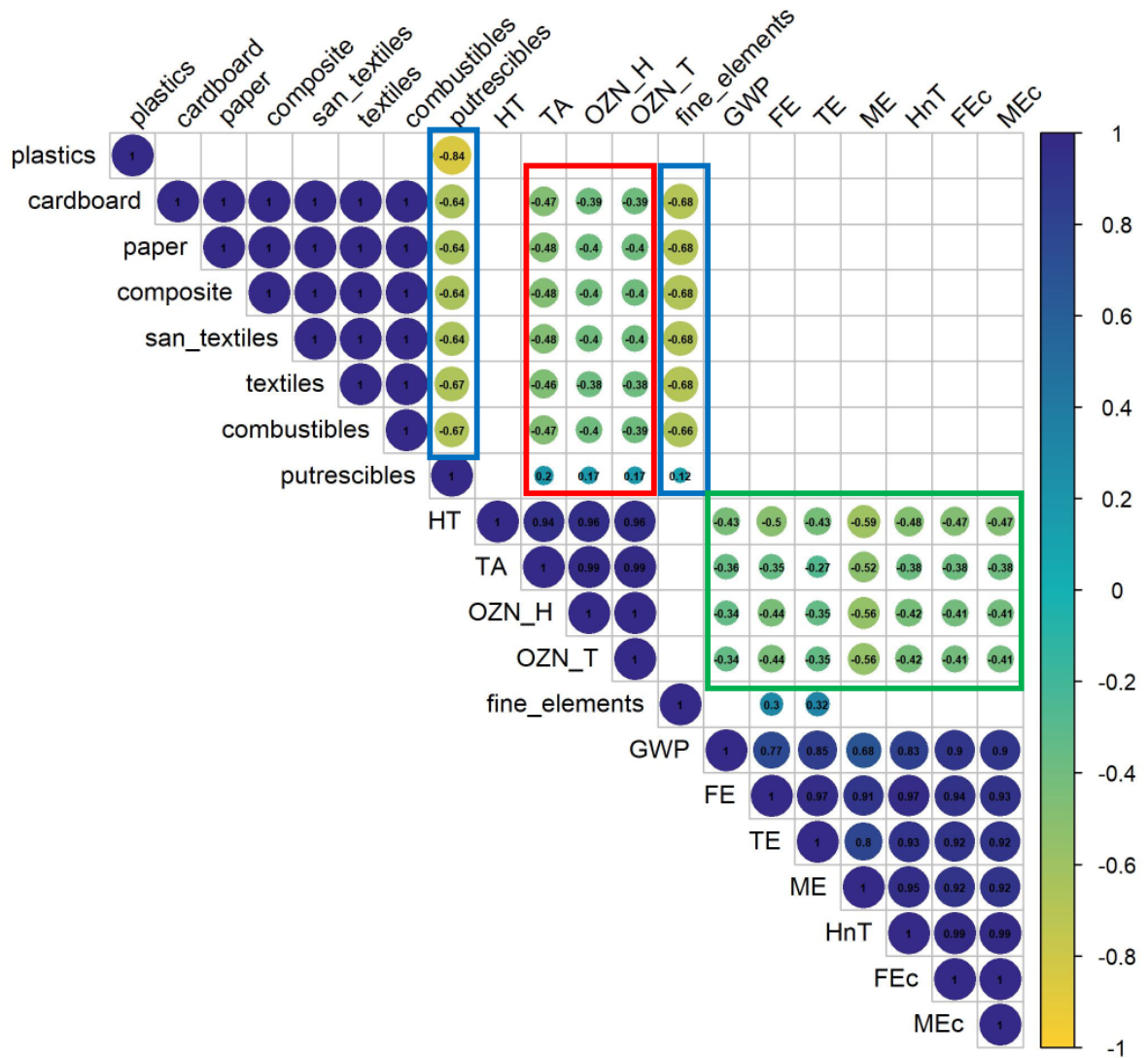


Figure 5.6: Correlations between variables

5.3.2.2 Interpretation of PCA results

Based on the Kaiser principle [32] referred in the previous section, the first two principal components (denoted Dim.1 and Dim.2) are selected. According to the scree plot in fig.5.7, Dim.1 and Dim.2 account for 77.4% of the overall percentage of data variance.

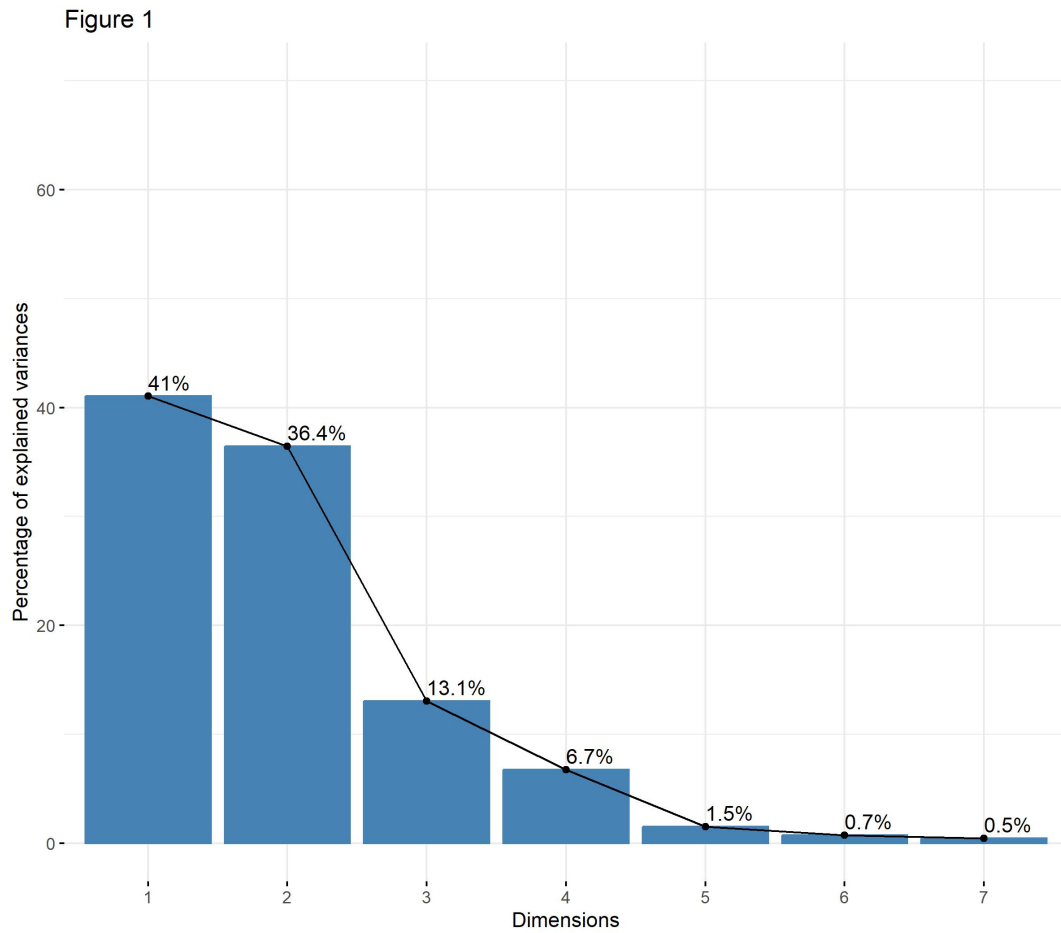


Figure 5.7: Scree plot for PCA

In this paragraph, the contribution of each variable and individual to the construction of each principal component will be examined. First of all, contributions are an aid to interpretation. It helps us interpret both PCA and LCA results. The variables with the greatest influence on the construction of the axes (significant variables) are those with the highest contributions. In fig.5.8, the red dashed line indicates the average contribution (Eq.(5.2)), a variable with an above-average contribution could be considered as important in the construction of the axis. In addition, the correlation circle (fig.5.9) displays variables or individuals according to the quality of their projection on the axes, cosine-squared analysis avoids misinterpretation due to projection effects.

$$\text{Average contribution} = \frac{1}{\text{number of variables}} \quad (5.2)$$

Fig.5.8a and 5.9b highlight the contribution of human carcinogenic toxicity (HT), ozone formation (OZN_H and OZN_T), terrestrial acidification (TA), GWP and basic RHW components to the construction of Dimension 1. Moreover, fig.5.8b and 5.9b show that Dimension 2 is created from basic RHW components, eutrophication, ecotoxicity and human toxicity non-cancer. For the “thermoconversion technology/RHW mix” couples, fig.5.9a and 5.8c highlight that G-OMR1, G-OMR2 and I-OMR4 are well represented on Dimension 1. Then, fig.5.9a and 5.8d illustrate that G-OMR4 and I-OMR2 are well projected on Dimension 2.

These findings indicate that I-OMR1 and I-OMR2, in which putrescibles, sanitary

textiles and plastics make up a large part of the mixture (69.4% and 60.9% respectively), have a significant influence on eutrophication, terrestrial and aquatic ecotoxicity and human toxicity non-cancer compared with other “thermoconversion technology/RHW mix” couples. Next, I-OMR4, with 54% sanitary textiles and plastics has a considerable influence on GWP compared with other couples. On the other hand, G-OMR1 and G-OMR2 has impacts on human health (HT and OZN_H) and terrestrial ecosystems (TA and OZN_T). Then, G-OMR4, which contains 54% sanitary textiles and plastic and contains no putrescibles, has an opposite profile to I-OMR1 and I-OMR2 in terms of impact. As I-OMR5 and G-OMR5 are not well projected, any comments concerning them were considered unnecessary to avoid misinterpretation.

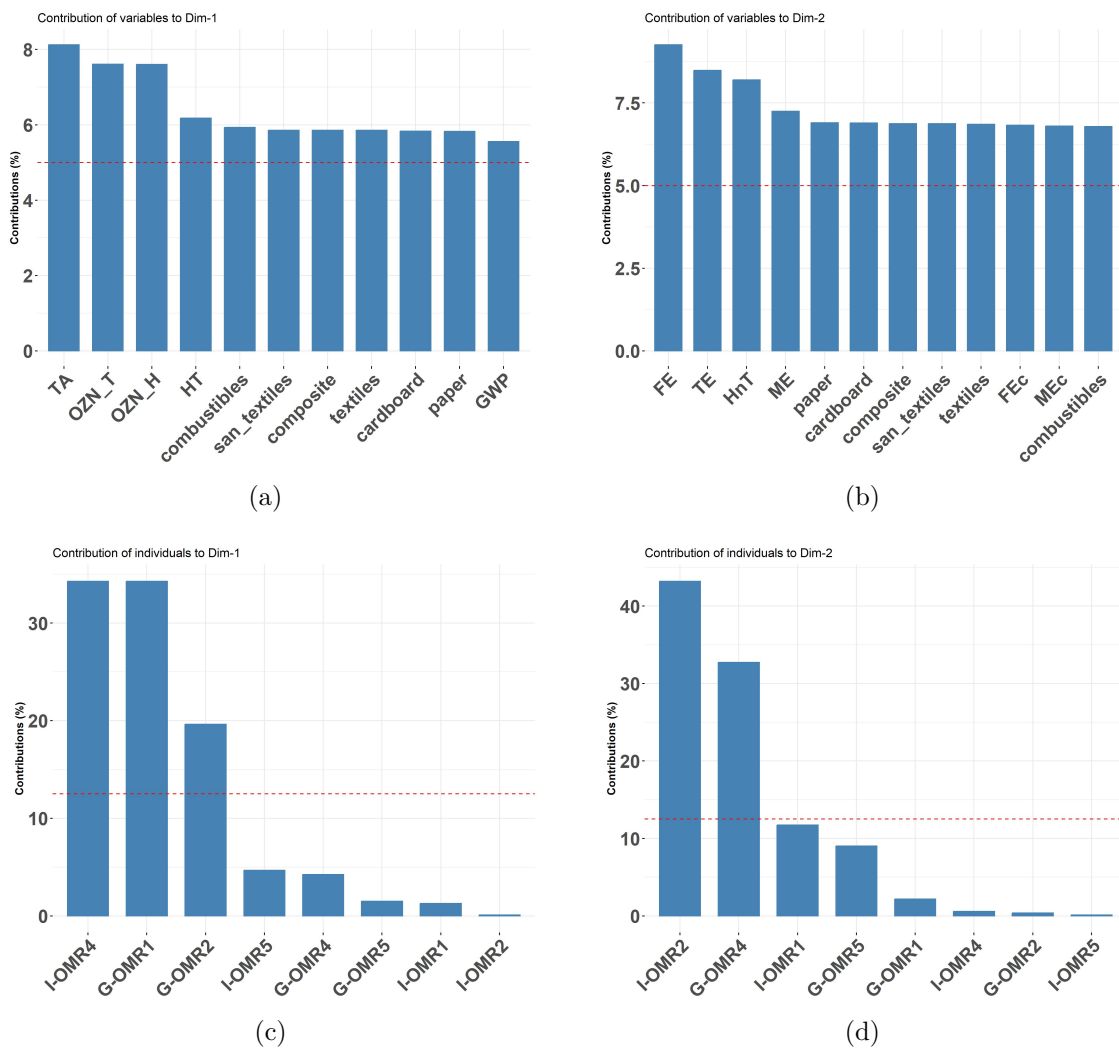


Figure 5.8: Contribution of each variable and individual to the construction of each dimension

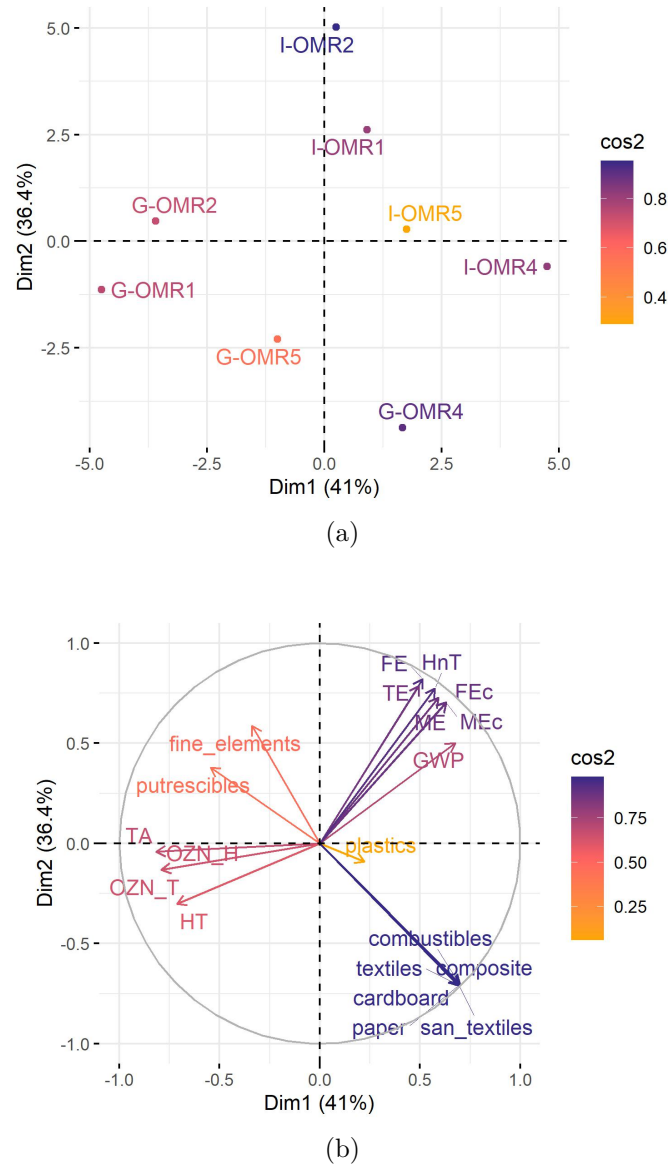


Figure 5.9: Correlation circle: (a) projection of individuals (b) projection of variables on principal components

From a classification point of view, the results demonstrate that, regardless of the type of waste mix utilized, gasification and incineration have substantially different environmental outcomes. Furthermore, for the same types of thermoconversion technology, variability in the waste mix makes a difference to the environmental performance of “thermoconversion technology/RHW mix” couples. As an example, G-OMR1 or the gasification of **OMR1**, a fine particle-free mix, results in higher levels of impact on human health (HT, HnT and OZN_H), terrestrial ecosystem (TA and OZN_T) and aquatic ecotoxicity (FEc and MEc) compared to G-OMR2, G-OMR4 and G-OMR5. A significant increase of 60% was particularly noted for HT. For HT, HnT, MEc and FEc, these results can be explained by the fact that **OMR1** has a much higher heavy metal content than the other mix (Table 5.6). Then, for OZN_H, OZN_T and TA, the results are due to a higher flue gas volume (Table 5.4). Moreover, for FE, ME and TEc, the 4 different mixes have the same level of impact. The PCA results clearly show that G-OMR1 and G-OMR4 have

very different profiles and G-OMR4, with the lowest flue gas volume and heavy metal and mineral content of the 4 couples, is the most environmentally friendly.

5.4 Conclusion

This work has estimated the environmental performances of gasification and incineration plant. For gasification, an environmental assessment methodology for a downdraft fixed-bed reactor has been developed. The case of Reunion Island was considered in order to provide a guideline for public policy orientation in decision-making. Four types of RHW were studied to see the impact of input variability on each WtE system.

The results show that the gasification-based WtE plant performs better than incineration. The LCI highlights the fact that gasification produces less CO₂ (9.5 to 12.6 times lower) and PCDD/Fs (26 to 79 times lower) and more NO_x (up to 1.69 times more) than incineration. In terms of environmental impact, the PCA results indicate that the two technologies have two specific profiles. Gasification is associated with tropospheric ozone formation (OZN_H and OZN_T) and impacts on human health (cancer, HT) and terrestrial acidification (TA). Besides, incineration-based WtE plant has a greater impact on climate change (GWP), eutrophication (ME and FE), terrestrial and aquatic ecotoxicity (FEc, MEc and TE) and human health (non-cancer, HnT).

For each WtE technology, variability in inputs had an impact on environmental outcomes. For incineration-based technology, the percentage of plastic in the waste mix plays an important role. The higher this percentage, the greater the value of the associated impacts. Therefore, I-OMR5 shows a superior performance among the incineration-based plant, because the absence of plastics (0%) reduces the quantity of CO₂ fossil, NO_x and PCDD/Fs generated, as well as electricity consumption.

For gasification-based WtE plant, the environmental performance does not exclusively depend on waste mixture. The flue gas volume depends on the composition of the syngas, which in turn depends on the operating conditions such as gasification temperature and ER. The higher the flue gas volume, the more impact it has on TA and ozone formation. Then, the higher the heavy metal and mineral species content, the stronger the carcinogenic toxicity to human health. When evaluating the impacts on the ecosystem and human health, it becomes evident that G-OMR5 is the most efficient gasification-based WtE plant.

The lack of data on the quantities of fly ash and bottom ash from gasification leads us to assume that each RHW mixtures generates the same quantities. Moreover, ash composition and process electricity consumption need to be readjusted for gasification plant.

For Reunion Island, it would be necessary to carry out a study on the economic feasibility and profitability of each WtE technology, because even if, according to our results, gasification is more efficient in terms of power generation, its capital cost and payback year are more important than those of incineration. Furthermore, the production of a tool to assess the environmental performance of a gasification-based WtE plant will be part of our future work.

Bibliography

- [1] Antoine Beylot, Stéphanie Muller, Marie Descat, Yannick Ménard, and Jacques Villeneuve. Life cycle assessment of the french municipal solid waste incineration sector. *Waste management*, 80:144–153, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.037>.
- [2] Umberto Arena, Filomena Ardolino, and Fabrizio Di Gregorio. A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies. *Waste Management*, 41:60–74, 2015. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2015.03.041. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.041>.
- [3] T. H. Christensen, A. Damgaard, J. Levis, Y. Zhao, A. Björklund, U. Arena, M. A. Barlaz, V. Starostina, A. Boldrin, T. F. Astrup, and V. Bisinella. Application of lca modelling in integrated waste management. *Waste Management*, 118:313–322, 2020. ISSN 18792456. doi: 10.1016/j.wasman.2020.08.034. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>.
- [4] Anna W. Larsen and Thomas Astrup. CO2 emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials. *Waste Management*, 31(7):1597–1605, 2011. ISSN 0956053X. doi: 10.1016/j.wasman.2011.03.001. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.001>.
- [5] Simone Manfredi, Davide Tonini, and Thomas H. Christensen. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11):995–1004, 2011. ISSN 09213449. doi: 10.1016/j.resconrec.2011.05.009. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.009>.
- [6] T. Rehl, J. Lansche, and J. Müller. Life cycle assessment of energy generation from biogas - Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6):3766–3775, 2012. ISSN 13640321. doi: 10.1016/j.rser.2012.02.072. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.072>.
- [7] Hsien H. Khoo. Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. *Waste Management*, 29(6):1892–1900, 2009. ISSN 0956053X. doi: 10.1016/j.wasman.2008.12.020. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.020>.
- [8] Umberto Arena, Filomena Ardolino, and Fabrizio Di Gregorio. A life cycle assessment of environmental performances of two combustion-and gasification-based waste-to-energy technologies. *Waste management*, 41:60–74, 2015.
- [9] Isabella Bianco, Deborah Panepinto, and Mariachiara Zanetti. Environmental impacts of electricity from incineration and gasification: How the lca approach can affect the results. *Sustainability*, 14(1):92, 2021. URL <https://doi.org/10.3390/su14010092>.
- [10] Jun Dong, Yuanjun Tang, Ange Nzihou, Yong Chi, Elsa Weiss-Hortala, Mingjiang Ni, and Zhaozhi Zhou. Comparison of waste-to-energy technologies of gasification and incineration using life cycle assessment: Case studies in finland, france and

- china. *Journal of Cleaner Production*, 203:287–300, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.139>.
- [11] Jun Dong, Yuanjun Tang, Ange Nzihou, Yong Chi, Elsa Weiss-Hortala, and Mingjiang Ni. 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, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.151>.
- [12] Antoine Beylot and Jacques Villeneuve. 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, 2013. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.003>.
- [13] Jun Dong, Harish Kumar Jeswani, Ange Nzihou, and Adisa Azapagic. The environmental cost of recovering energy from municipal solid waste. *Applied Energy*, 267:114792, 2020. URL <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114792>.
- [14] Sichen Chen, Lu Yu, Chenmu Zhang, Yufeng Wu, and Tianyou Li. Environmental impact assessment of multi-source solid waste based on a life cycle assessment, principal component analysis, and random forest algorithm. *Journal of Environmental Management*, 339:117942, 2023. URL <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117942>.
- [15] ADEME. Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers et assimilés, MODECOM 2017.
- [16] Khaled Abdou, Frida Ben Rais Lasram, Mohamed Salah Romdhane, François Le Loc’h, and Joël Aubin. Rearing performances and environmental assessment of sea cage farming in tunisia using life cycle assessment (lca) combined with pca and hcpc. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23:1049–1062, 2018. URL <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1339-2>.
- [17] Minas Minoglou and Dimitrios Komilis. Describing health care waste generation rates using regression modeling and principal component analysis. *Waste Management*, 78:811–818, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.053>.
- [18] Vanessa Rakotoson and Jean Philippe Praene. A life cycle assessment approach to the electricity generation of french overseas territories. *Journal of Cleaner Production*, 168:755–763, 2017. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.125>.
- [19] Edouard Lebon, Nkosinathi Madushele, and Laetitia Adelard. Municipal solid wastes characterisation and waste management strategy evaluation in insular context: A case study in reunion island. *Waste and Biomass Valorization*, 11(11):6443–6453, 2020. URL <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00860-1>.
- [20] Christelle Hatik and Jean-Claude Gatina. Waste production classification and analysis: a pca-induced methodology. *Energy Procedia*, 136:488–494, 2017. URL <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.308>.
- [21] J Savelainen and J Isaksson. Kymijärvi ii plant: High-efficiency use of srf in power production through gasification. In *Power-Gen Europe*, 2013.

- [22] Jordy CI Rabetanetiarimanana, Mamy H Radanielina, Hery T Rakotondramiarana, and Dominique Morau. Semi-empirical model of waste gasification in a downdraft reactor. *Biomass Conversion and Biorefinery*, pages 1–19, 2023. URL <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04449-6>.
- [23] <http://www.ecoinvent.org>. Accessed on February 2021.
- [24] Pre-sustainability. <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>. (Accessed on January 2022).
- [25] Observatoire Energie Réunion (OER2). Bilan énergétique de la Réunion 2017, édition août 2018.
- [26] Jordy Charly I Rabetanetiarimanana, Leslie Ayagapin, Dominique Morau, and Jean Philippe Praene. Biomass-based scenario to achieve the electricity sustainability: the case of reunion island. In *2022 7th International Conference on Environment Friendly Energies and Applications (EFEA)*, pages 1–6. IEEE, 2022. URL <https://doi.org/10.1109/EFEA56675.2022.10063740>.
- [27] Christian Riber, Gurbakhash S Bhandar, and Thomas H Christensen. Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (easewaste). *Waste Management & Research*, 26(1):96–103, 2008. URL <https://doi.org/10.1177/0734242X08088583>.
- [28] Gregor Wernet, Christian Bauer, Bernhard Steubing, Jürgen Reinhard, Emilia Moreno-Ruiz, and Bo Weidema. The ecoinvent database version 3 (part i): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21:1218–1230, 2016. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>.
- [29] Jun Dong. MSWs gasification with emphasis on energy, environment and life cycle assessment. Chemical and Process Engineering. Ecole des Mines d’Albi-Carmaux; Zhejiang University. Institute for Thermal Power Engineering, 2016. English. NNT : 2016EMAC0017 . tel-01540764.
- [30] Therese Schwarzböck, Philipp Aschenbrenner, Stefan Spacek, Sönke Szidat, Helmut Rechberger, and Johann Fellner. An alternative method to determine the share of fossil carbon in solid refuse-derived fuels—validation and comparison with three standardized methods. *Fuel*, 220:916–930, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.076>.
- [31] *Stationary source emissions — Determination of the biogenic fraction in CO₂ in stack gas using the balance method*. International Organization for Standardization (ISO), 2016. URL <https://www.iso.org/standard/62513.html>.
- [32] Henry F Kaiser. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and psychological measurement*, 20(1):141–151, 1960. URL <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>.

CHAPITRE 6

Étude d'un modèle de scénario électrique pour la Réunion: application à la sécurité énergétique

Sommaire

6.1	Abstract	134
6.2	Introduction	134
6.2.1	Island context	134
6.2.2	Context in Reunion island	136
6.2.2.1	The electrical system in Reunion Island	138
6.3	Materials and Method	138
6.3.1	Overview of OSeMOSYS	138
6.3.2	LEAP System	140
6.3.3	Life Cycle Assessment	141
6.3.4	Building Scenarios	142
6.3.4.1	Assumptions	142
6.3.4.2	The scenarios	145
6.3.5	Description of the LEAP model for Reunion Island	146
6.4	Results and discussion	148
6.4.1	Projection of the electrical mix	148
6.4.2	Environmental analysis	151
6.4.3	Cost of production	151
6.5	Conclusion	152

Article published in *IEEE Xplore, 2022 7th International Conference on Environment Friendly Energies and Applications (EFEA)* under the title:

BIOMASS-BASED SCENARIO TO ACHIEVE THE ELECTRICITY SUSTAINABILITY: THE CASE OF REUNION ISLAND

doi.org/10.1109/EFEA56675.2022.10063740

Jordy C. I. Rabetanetiarimanana¹, Leslie Ayagapin¹, Dominique Morau¹, Jean Philippe Praene¹

Dans ce chapitre, l'impact sur le coût de l'électricité et sur les émissions associées à la production d'électricité de l'intégration de la valorisation des OMR par gazéification et incinération dans le système électrique de La Réunion est évalué. Dans cette étude, le mélange OMR4 a été sélectionné, conformément aux directives du PPE, qui prévoit la collecte séparée des déchets organiques à partir de 2025 en vue de leur méthanisation. Pour la gazéification, les résultats de la modélisation (chapitre 4) sont utilisés pour estimer le potentiel énergétique de OMR4, c'est-à-dire la quantité d'électricité pouvant être produite par la gazéification. De plus, les résultats obtenus dans le chapitre (5) nous ont permis d'affiner le calcul de la quantité de CO₂ émise par le nouveau système de production d'électricité intégrant la gazéification.

6.1 Abstract

Reunion Island aims to achieve electricity autonomy by 2030 to limit its heavy dependence on fossil fuel imports. Currently, coal and oil account for 64% of electricity production in Reunion Island. In order to break this dependence, this study aims to analyse the integration of renewable energies into the electricity system and in parallel to study the economic and environmental efficiency of the proposed scenario using the LEAP energy modeling tool and the OSeMOSYS optimization model. It is imperative to put in place strong energy policies to accelerate the transition to 100% renewable energy and exploit the island's enormous renewable potential. This study allows us to draw the following conclusions: by setting intermittent production at 30%, electrical autonomy in 2030 can be achieved through high levels of production from biomass and waste, which will represent 57.61% of total electricity production. Moreover, the biomass-based scenario has a low production cost and a low greenhouse gas (GHG) emission rate compared to the business as usual (BAU) scenario in 2030. The integration of biomass and waste into the electricity system leads to a 91% and 91.6% reduction in the cost of electricity and GHG emission respectively in 2030.

6.2 Introduction

6.2.1 Island context

ACCESS to sustainable energy is a challenge for decision-makers and government, which can be considered as one of the pillars that promote the development of modern society [1]. Energy sufficiency is a prerequisite for a country's economic development [2, 3, 4]. In addition, the establishment of sustainable energy services makes it possible to develop

¹Piment Laboratory, University of Reunion Island, 120 Avenue Raymond Barre, 97430 Le Tampon Réunion France

commercial and educational activities and improve the living standards of the local population [5]. However, the current electricity production system faces barriers such as the depletion of fossil resources (oil and natural gas) and climate change [5]. Therefore, over the past decade, the sustainability of energy systems has attracted attention for political, economic and environmental reasons. Dependence on conventional resources generates geopolitical tensions that push countries to produce their own energy. Moreover, COP21 in Paris encourages nations to contribute to the mitigation of greenhouse gas (GHG) emissions [6].

The situation is much more serious for the islands where electricity production is dominated by coal and fossil fuels [7]. In an island network, diesel provides a large part of the production [6], even though it is expensive and polluting. The energy production system is generally composed of conventional power plants, characterized by low capacity factors and high specific consumption [7]. Fossil fuel dependence is a threat to the archipelagos [8]. The use of imported conventional resources creates environmental and energy security problems, especially for non-interconnected areas [9]. Islands are more vulnerable to climate change [10] and the latter can have a long-term effect on energy security or a short-term effect on different types of consumers [1]. In addition, isolation weakens islands and affects socio-economic life [1, 11, 12]. The majority of the world's islands have considerable energy supply problems and increased oil participation in their energy mix [7, 9, 13]. For example, an island's energy system and economic development are linked to the price of fossil fuels. Consequently, it can be said that the price of electricity is defined exogenously for the islands [14].

It is therefore imperative to develop a sustainable policy regarding the ever-increasing price of fossil fuels [12]. The sustainable development of an island includes 3 major aspects known as the energy trilemma: energy security, carbon neutrality and affordability [15, 1]. Small islands need alternatives based on renewable resources in order to diversify the mix and break the dependence on fossil resources [7, 12] and to strengthen energy security [7]. Over the past two decades, islands have developed some energy policies that focus on renewable energy (RE) [11]. For example, the French law of 2000 force electricity companies such as EDF (Electricité de France) to conclude certain renewable electricity purchase contracts with private producers [16]. Despite efforts to integrate renewable technologies into the power generation system, the deployment of renewable resources is not fully locked, i.e. there are still economic, technological and social barriers. First, for most of the islands, the rate of renewable production in the mix has stagnated in recent years due to the lack of funding [12]. In addition, small-scale power generation requires significant investment since the deployment of Renewable energy is expensive [12, 14]. Hence, the cost of electricity production in the islands is high compared to the mainland [6, 15, 16]. As a result, the risks are high for investors [7, 12]. Secondly, the intermittency of renewable energy is a major technological barrier that forces decision-makers to limit the share of renewable production in the mix [12]. Finally, end-users play an important role in establishing a sustainable system, consumers must change their habits influenced by societal norms and commit to using energy efficiently [17].

Despite these barriers, research on improving energy systems has gained the attention of researchers. Alexis et al. [1] used established metrics from the Shannon-Wiener Index (SWI), Herfindahl-Hirschman Index (HHI) and Energy Information Administration (EIA)

fuel mix data to provide an island-specific reference approach for energy security. Using HOMER, Jian et al. [18] examined the potential to achieve energy self-sufficiency on the Isle of Wangan based on the use of renewable energy. They pointed out that improving energy efficiency can reduce GHG emissions by 30-40 %. Recently, researchers have realized that islands are interesting territories in terms of studying the sustainable energy system and can offer a model for continents [11, 13, 15, 16]. Due to severe resource scarcity, islands are under increasing economic pressure to become examples of sustainable energy systems that illustrate best practices for the future integration of renewable energy [9]. Nevertheless, the implementation of a renewable system is not obvious since there are socio-economic variables that interact with it. However, stakeholders such as government and energy operators should change their behaviour and ensure the evolution of the implementation of new systems [15]. To combat the high cost of electricity production, fossil fuel dependence and GHG emissions, the combination of renewable energy and energy storage is the most widely proposed solution in the literature [9, 13, 16]. In addition, battery storage has reached maturity levels that allow large-scale installations [9]. Thus, energy storage systems can enhance the islands' energy security, particularly for those oriented towards decentralised production [19]. It has recently been noted that the islands' electricity systems are already undergoing the transition from a centralized system based on fossil fuels to decentralized systems dominated by renewable resources [12, 15, 16]. Then, the relatively small size makes the islands potentially adaptable to change and capable of significant changes [1]. Since energy self-sufficiency has been the main objective of the islands, accompanying measures have been established as in the case of the French islands. French laws impose an equalization of the electricity tariff on all French territories and oblige consumers to contribute to the public electricity service (CSPE) [16, 20]. The CSPE is used to compensate for the significant difference between the cost of production and the regulated selling price of electricity [16, 20]. Subsequently, technical measures were implemented to accelerate the move toward sustainability. In particular, ICT has set up a "smart system" that allows communication between suppliers and consumers. It is clear that the distribution of this system at the consumer will have an impact on demand or supply [15]. In addition, Notton et al. [1] highlighted that islands have structural fragility, voltage and frequency drops are more numerous and deeper in islands than on the mainland. Thus, small electrical installations of average nominal power should be favoured for better adaptation to the load and to limit disturbances due to the loss of an electrical installation. Therefore, the peak power of the electrical unit must not exceed 25% of the average grid power [16].

6.2.2 Context in Reunion island

Currently, energy security problems for European countries such as Reunion Island are much more serious [1]. Reunion Island's electricity production is dominated by diesel and coal [12, 21]. According to Horizon Reunion [22], fossil energy dependence is 85.8% and 62.3% of total electricity production comes from conventional resources in 2022. So far, strategies to ensure energy security have not yet been put in place, while the population is expected to reach 962,140 by 2030 [21, 23]. Therefore, strengthening the integration of renewable energy into the power generation system is important to ensure the sustainability and resilience of power systems [1]. For Reunion Island, the penetration of RE in the mix has stagnated for several years [11]. However, like most islands with large populations, Reunion Island has a high renewable potential [6]. In the current energy landscape, solar,

wind, and hydro resources are already under exploitation, while untapped opportunities lie in wave energy, geothermal sources, biomass, and waste valorization energy.

Like other islands around the world, Reunion Island faces different kinds of barriers that block the incorporation of renewable energies into the energy mix. Selosse et al. [21] reported in their work that the lack of infrastructure at the network level makes the production system very vulnerable. As a result, the decentralized system that facilitates the integration of renewable energy sources is not yet implemented, forcing centralization. The power plants almost distributed throughout the island are centralized by EDF and then redistributed in the networks [12, 21]. However, this process generates losses and high production costs. Another technological barrier that reduces the performance of RE is intermittency. Consequently, the French law of 23 April 2008 limits the share of intermittent resources to 30% in the mix [16, 21]. Also, due to the low profitability of the electricity market [5], investors are discouraged. Indeed, the installation of new decentralized renewable systems lacks funding. Second, market barriers refer to the high control of the electricity market by a few public and private entities and the lack of competition [11, 12]. There are 5 major electricity companies in Reunion Island: public and semi-public companies such as Région Réunion and EDF and private companies such as Albioma, Veolia and Quadran [24].

In order to achieve energy self-sufficiency by 2030 and to satisfy the need for electricity in an ecological and environmental way, certain policies have been implemented. Thus, the overseas territories benefit from tariff equity. Besides, the government requires electricity companies such as EDF to enter into a contract to purchase renewable electricity from private producers [16]. Recently, Selosse et al. [21] studied different scenarios for self-sufficiency in 2030 and stated that electricity from biomass represents just over 50% of total electricity production in 2030 and replaces electricity from coal. They also highlighted that solar and wave energy are not the most cost-effective option, and wind energy tends to disappear in the face of these more politically supported energies. Then, Praene et al. [11] assessed the transition in small islands and were able to deduce that small islands are not yet very committed to the transition and that most of them even became vulnerable between 2010 and 2014. Recently, based on their study on urban planning for a successful energy transition, Bénard-Sora et al. [12] proposed a new perspective on the potential of a territory and the tools available to develop renewable energy. In the literature, most of the scenarios developed for Reunion Island were based on PV and wind. However, the island's biomass potential is considerable and waste recovery remains an untapped option. The exploitation of biomass and waste will be another alternative for renewable electricity generation and can contribute to lowering the emission factor value of electricity generation, mitigating vulnerability and promoting sustainability. Biomass and waste energy recovery has therefore been incorporated into the new Pluriannual Energy Program (PPE) [25]. The PPE also aims to develop additional renewable energy sources and eventually replace fossil fuels, with the goal of reaching a 100% renewable electricity mix by 2030. The objective of this work is to develop biomass and RHW-based scenarios to achieve energy self-sufficiency by 2030. Three scenarios are examined in this study. The first scenario serves as a baseline (Business as usual), while the other two scenarios are based on the PPE and incorporate energy recovery from RHW through incineration and gasification, respectively. The environmental impact and the economic feasibility of this transition will be investigated using the Life Cycle Assessment (LCA)

and the cost-benefit analysis of the LEAP modelling tool, respectively. In the section 6.3 : we describe the energy modelling tools used (OSeMOSYS and LEAP), the LCA methodology, the scenarios built and the model of the electrical system of Reunion Island under LEAP. The results and discussions on electricity production, LCA and cost of electricity production are presented in section 6.4.

6.2.2.1 The electrical system in Reunion Island

Reunion Island's electricity mix is generally composed of heavy fuel oil, diesel, coal, hydraulic, wind, solar, bagasse and biogas [12]. In 2022, 62.3% of electricity produced in Reunion Island are from fossil resources. Hence, coal plays an important role in electricity production in Reunion Island.

Reunion Island has two thermal power stations (Albioma Bois Rouge and Albioma Le Gol) which are fuelled by coal and bagasse during the sugar season. Then, imported heavy oil and diesel are transformed in the two power stations of the East Port (Combustion Turbine and Diesel Engine). Hydroelectric production is maintained by 8 hydropower plants. For other renewable resources, there are two wind farms with a total power of 15.1 MW and a few solar farms scattered all over the island. The only type of waste treatment in Reunion Island is landfill, which is not considered as a waste recovery process. Consequently, biogas production from waste is very low, the three biogas plants have a total capacity of 4.4 MW in 2022. Moreover, in 2018, the Albioma electricity company has just installed a power plant (41 MW) equipped with a combustion turbine and powered mainly by bioethanol (80%) and diesel (20%) [22]. In addition, apart from the 5 MW battery installed in St-Leu, a 5 MW battery has been newly installed in St-Benoît [22]. All the productions are centralized to EDF to be redistributed in the grid [12]. According to figure 6.1, before, the renewable system was dominated by hydraulics, but in recent times, it has been noticed that the investment has been in favour of the photovoltaic system. Since 2010, the PV capacity has been steadily increasing while other renewable capacities such as hydro and wind remain constant. Moreover, fig.6.2 shows the history of electricity generation in Reunion over the last three years.

6.3 Materials and Method

6.3.1 Overview of OSeMOSYS

OSeMOSYS [26] (Open Source energy MOdelling SYStem) is an "Open Source" energy modelling system based on a bottom-up approach. It is a modeling framework for long-term user-defined optimization of the energy system. Thus the tool generates an optimized model after processing the data inserted by the user [27]. In the basis, OSeMOSYS is a linear program, seeking the energy mix that meets exogenously defined energy demands and minimizes the total cost of the system while taking into account the constraints imposed by the user [27, 28]. Unlike other modeling systems such as MARKAL/TIMES [29], MESSAGES [30], OSeMOSYS requires less learning data and time for simulation [31]. In addition, no initial financial investment is required to launch OSeMOSYS [31]. These two advantages allow a wide range of users such as students, energy researchers in developing countries and policy makers to study the different possible scenarios for a specific region. The OSeMOSYS code is structured into independent feature blocks composed of equations and inequalities, details on the original structure of the code are

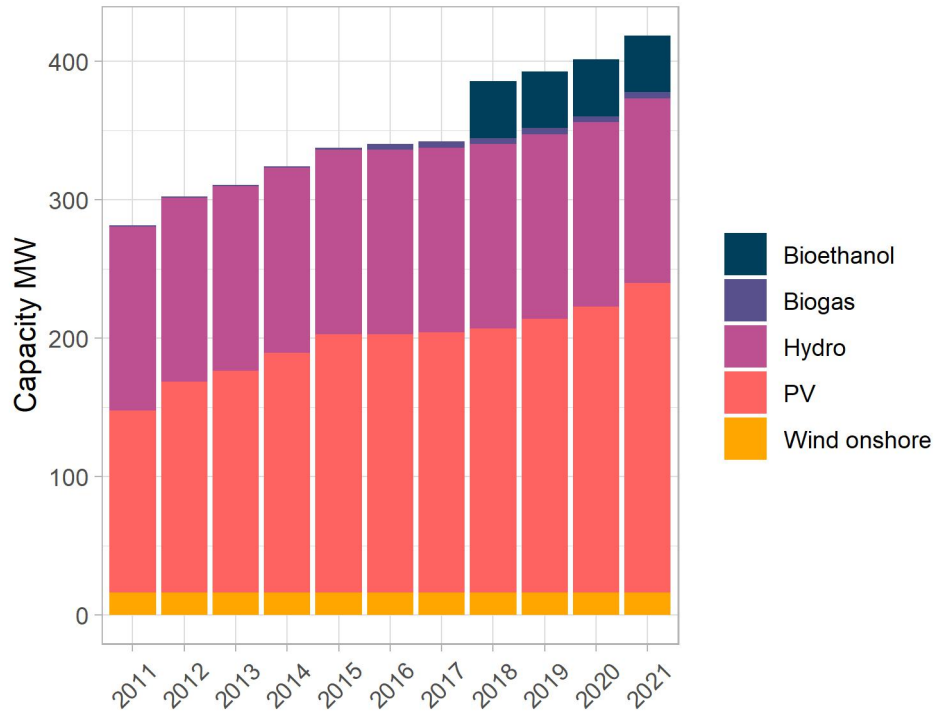


Figure 6.1: Installed renewable capacities [MW]
source: [22]

explained in the work of Howells et al. [31]. In order to facilitate the manipulation of the tool, interfaces such as MoManI [26] and LEAP [32] have been created. MoManI (Model Management Infrastructure) has recently been developed to create, manage, execute and store the inputs and outputs of linear programming models such as those built with the OSeMOSYS base code [27].

Recently, OSeMOSYS has been used in scientific research, academic teaching and capacity building for energy planners [27]. OSeMOSYS has been very useful for the study of the integration of renewable energies into electricity production. The Open Access tool provides an important service to planners by helping them to develop economically, socially and environmentally optimal scenarios. Taliotis et al. [33] modelled Cyprus's energy system while including energy and transport, to analyse the replacement of fossil fuel by natural gas. By using OSeMOSYS, their goal was to obtain a minimum cost of the electricity mix that meets exogenously determined electricity demand. In their work, the study horizon extends from 2013 to 2040 and they have divided each year into 63 time slices. The results obtained were used to inform the government on the benefits of natural gas development in a scenario based entirely on renewable resources. Similarly, Timmons et al. [34] adopted an economic approach to minimize the cost of a fully renewable system, the result showed that the cost is minimal for a system that is 80 percent renewable. That is, with 10% coal and 10% diesel in the mix, the price of electricity is 0.105 \$/kWh, whereas for a 100% renewable system, the price is 0.13 \$/kWh. Besides, Dhakouani et al. [35] studied the impact of renewable energy integration on the energy efficiency of Tunisia's production system using OSeMOSYS. From their results, they noted that the higher the renewable energy rate in the mix, the lower the reliability of the production system. In the case of Reunion, so far, no work has presented a study of the impact of the

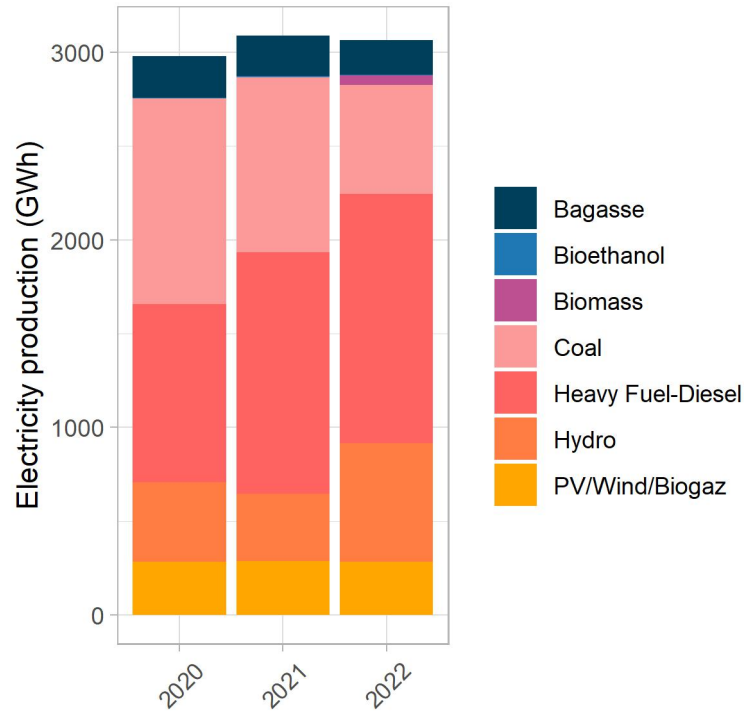


Figure 6.2: Electricity production between 2020 and 2022

integration of renewable energies on the electricity production system, or the analysis of the cost of a 100% renewable system. In 2018, Maizi et al. [36] analysed the economic and technical problems related to the integration of the renewable system and also assessed the flexibility of the new system in Reunion. In the modelling tool TIMES [29], they have integrated a solution related to the intermittency of renewable resources and variation in demand. According to their hypothesis, a more flexible solution is obtained by managing the response to demand and installing energy storage. The result showed that the load curve is almost flat by postponing some demands, we also noticed the important role played by storage during the peak.

6.3.2 LEAP System

In this study, the LEAP (Low Emissions Analysis Platform) modelling tool will be adopted to develop and analyze different renewable scenarios from the base year (2015) to 2030. The LEAP model is energy, economic and environmental modelling tool developed by the Stockholm Environment Institute (SEI) since the early 1980s [37, 38]. LEAP is an integrated modelling tool used for energy policy analysis and climate change mitigation assessment [38, 39, 40]. The tool forecasts the consumption, production, extraction of energy resources and environmental impact of each sector and analyses in detail the economic benefits of each energy scenario [37, 38, 39, 40, 41, 42]. The system is designed to help policymakers and planners identify and account for future energy consumption patterns and the impact associated with different scenarios [41]. Thus, LEAP is appropriate for energy policy analysis and climate change mitigation assessment [43]. As the tool had been in existence for almost thirty years, it has already been widely used in

scientific research, studies for more than 190 countries have been carried out with LEAP [39, 41]. The advantage of the LEAP system is that it can be used at different scales, i.e. it can model a city, region, state and even a continent [37, 38, 39]. In addition, LEAP is a flexible and transparent tool [37, 38, 39, 42], flexibility is mainly observable at the level of annual time steps defined exogenously. The main input data required in the LEAP model are macroeconomic variables such as gross domestic product (GDP) and income, demographics, energy demand, energy resources and prices, options, costs and performance of technologies [38, 41]. In addition, LEAP simulation requires little initial data [37, 39], only the reference year requires detailed statistical data [39]. After entering the data, LEAP will take over the forecasting of the electricity sector load and capacity expansion. Also, the system can be used to quantify GHG emissions from the energy and non-energy sectors using TED (Technology & Environmental Database) [43]. TED provides detailed information on the costs and environmental impacts of a wide range of energy technologies, including existing technologies and next-generation devices [43]. The weakness of the LEAP system is that it does not automatically generate optimization scenarios. Therefore, LEAP has recently been associated with the OSeMOSYS open-source energy modelling system to generate an optimized model [37, 42]. OSeMOSYS calculations are fully integrated into the LEAP user interface but the user can also run OSeMOSYS manually by editing the data file initially generated by LEAP [32, 37].

In recent years, many studies have been conducted using the LEAP model to analyze the evolution of energy systems and develop different scenarios. In 2016, Kumar [41] analysed the potential of renewable energies in the energy mix of two South-East Asian countries, Indonesia and Thailand using LEAP. In his work, he used LEAP-OSeMOSYS to calculate the optimal expansion and distribution of power plants in the Indian power system [41]. The optimal system is defined as the energy system with the lowest social cost value over the entire calculation period. In 2019, Nieves et al. [40] analyzed the energy demand and GHG emissions produced by the production system in Colombia. The study was carried out using LEAP software, with which two scenarios were studied. The negative scenario characterized by low economic growth and low energy efficiency growth induced by the lack of incentives for technological change, i.e. low substitution of fossil energy. On the other hand, the positive scenario is marked by strong economic growth and an acceleration of technological substitution that allows higher levels of energy efficiency, as well as a significant shift towards renewable energies. Besides, Emodi et al. [38] used LEAP to explore the demand, future energy supply and GHG emissions of Nigeria's electricity system between 2010 and 2040. They developed four scenarios such as the reference scenario, the moderately low carbon scenario, the advanced low carbon scenario and the green optimistic scenario, to analyse the impact of different energy policies on the Nigerian energy system. In Australia, Emodi et al. [42] performed a low-cost analysis of the power generation system using LEAP-OSeMOSYS.

6.3.3 Life Cycle Assessment

Life Cycle Assessment (LCA) is a comprehensive form of analysis using the principles of life cycle assessment, cost cycle analysis and a variety of other methods to evaluate the environmental, economic and social attributes of energy systems, from the extraction of raw materials from the ground to the use of the energy carrier. There are now a large number of LCA analyses examining power generation technologies at different levels in the literature. Several authors have proposed an overview and harmonization of LCA

results of power generation technologies in order to provide a range of greenhouse gas (GHG) emission values for different technologies [44, 45, 46]. Other authors have compared the environmental impacts of fossil fuel technologies in Turkey [47], Singapore [48], Mauritius on bagasse electricity [49] and Brazil [50]. Of the many studies, very few focus on islands [51]. Existing electricity systems on the islands depend mainly on the use of fossil fuels that have to be transported to the islands, resulting in high costs and environmental impacts. However, islands offer advantageous conditions for the use of renewable energies, such as wind and solar [52, 53], hydropower, biomass, geothermal or ocean energy [54, 55, 56, 57, 58]. Biomass is a promising renewable alternative to decarbonize and secure energy production in islands [59]. Increasing the use of renewable energies would be a very effective way of reducing these problems. The integration of fluctuating renewables, especially in the electricity grids of small islands, is a real challenge [60]. The environmental assessment of electricity production from sugar cane cultivation for energy purposes through LCA has been carried out in Reunion Island [61]. The work in this paper is carried out within the framework of clean production, showing the current state of electricity production in Reunion Island. This current state highlights the part of the life cycle that contributes most to GHG emissions. This study will be one of the first assessments of the environmental burdens of electricity production through scenario modelling in Réunion and will enrich the literature review on LCA studies on a subtropical island territory. Fig.6.3 illustrates the system boundary for the LCA study of the electricity production system in Reunion Island.

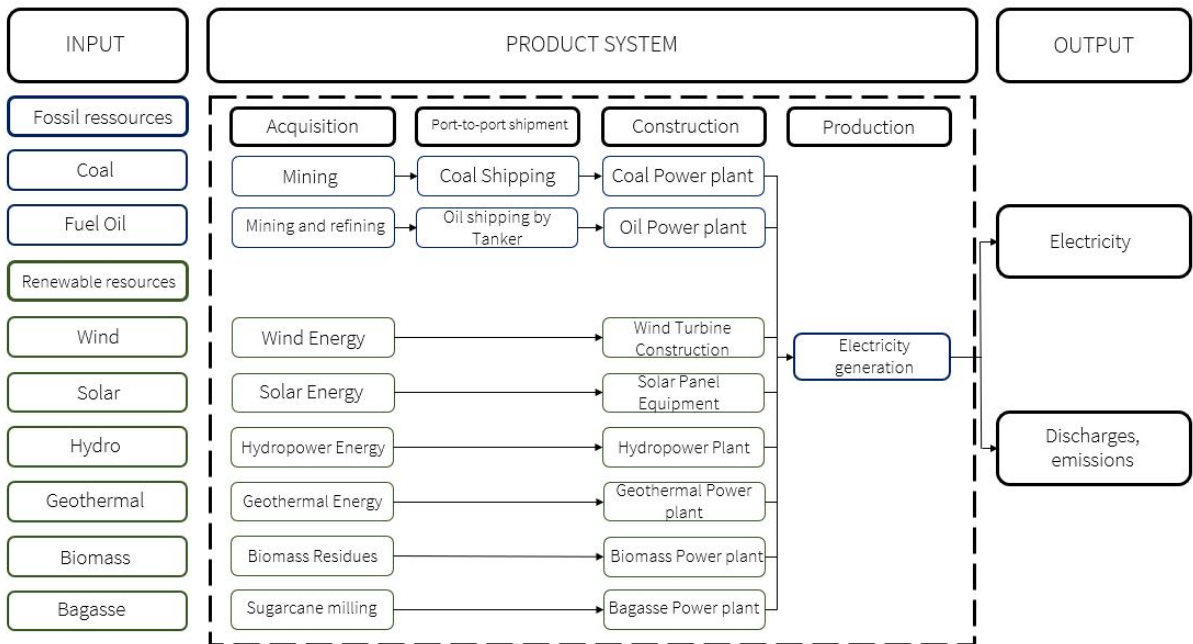


Figure 6.3: Cradle-to-gate life cycle stages of the electricity production system

6.3.4 Building Scenarios

6.3.4.1 Assumptions

- *Demand forecast:* In this study, the electricity demand forecast established by EDF is employed [62]. EDF has developed two scenarios, and we have chosen to adopt the

"Emeraude" scenario, which utilizes the population projection provided by "scénario INSEE central". According to the "scénario INSEE central", the number of the Reunion Island population in 2030 is projected to be 962,140 [23]. The electricity demand forecast used in the model are detailed in Table 6.1.

Table 6.1: Demand forecast for the EDF reference scenario

	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2025	2030
Energy delivered to the grid (GWh)	2962	3047	2977	3089	-	-	-	
EDF reference scenario (GWh)	-	-	-	-	-	3071	3131	3476

source: [63]

– *Renewable potential*

1. *The biomass potential in Reunion Island:* The sugar cane sector represents the first source of income for Reunion Island. In 2022, the bagasse sector accounted for 6% of electricity production, a value that can be increased with the introduction of a new variety of sugar cane. Another variety of high-fibre cane can enhance the production of electricity from bagasse. The percentage of fibre in a normal cane is between 12-17%, while for high-fibre cane the value is in the range of 20-30% [64]. The cane with a very high fibre content is the energy cane, the fibre content even exceeds 30% of the mass of the cane [64]. According to the PRERURE plan, a power of 162 MW can be estimated from the high-fibre cane by 2030 [65]. Moreover, the ALbioma Group has recently started to use green pulp and other green waste outside sugar harvests.
2. *PV:* Due to its location, solar energy is abundant in Réunion. According to Praene et al. [65], the annual sunshine duration is approximately 1400-2900 hours at altitudes below 400 meters. During the wet season, the daily radiation can exceed 6.5 kWh/m² in certain coastal areas (altitude <300 meters). Indeed, as per [66, 20], the potential for solar photovoltaic is on the order of 750 MW. The decree of April 12, 2017, stated that PPE aimed to install a capacity of 53.5 MW between 2016 and 2018 and 68 MW of PV between 2019 and 2023 [67]. However, only 3.8 MW were installed between 2016 and 2018. In summary, the PPE's objective is to achieve a total capacity of 307.9 MW by 2023.
3. *Onshore Wind:* Reunion's wind farms are located in the east, including two wind farms: the Sainte-Suzanne wind farm in the northeast and the Sainte-Rose wind farm in the southeast. The southeast and northeast coasts are suitable for wind energy production due to the high terrain and the direction of the trade winds. Over 60% of the year, trade winds blow along Réunion's coasts, with speeds reaching up to 4 m/s, especially during the dry season, which is between April and November [65]. The wind energy potential has been estimated to be between 50 MW and 60 MW for the island [65, 66, 20].
4. *Hydropower:* Reunion has developed various hydropower production sites to ensure its energy supply. The largest among the eight hydropower plants in Reunion are "Rivière de l'Est" (79 MW), Takamaka II (26 MW), and Takamaka I (17.4 MW in 2016). In 2022, the total capacity was 133.3 MW, and it is possible to estimate an additional 13.8 MW in the future [20]. For Reunion,

it can be said that the hydropower sector has almost reached its limit, as most of the sites have already been exploited.

5. *RHW*: The waste recovery sector is unexploited in Reunion Island. The 2 technical centres in Saint Louis and Sainte Suzanne produce biogas from landfill and these will reach saturation by 2022. From a scientific point of view, the landfill is not considered to be an energy recovery method for waste. A recovery method such as the gasification or incineration of RHW is therefore necessary in order to increase renewable production. In 2021, electricity production from biogas was 17.6 GWh, which represents 0.56% of electricity produced. This percentage is notably low in comparison to the existing amount of RHW. In 2019, the ADEME reports a production of 231,782 tonnes of RHW in Reunion Island [68]. Up to now, this quantity of RHW goes directly to landfill. Therefore, the energy recovery of RHWs remains an unexploited sector in Reunion Island, however, it can contribute both to the production of electricity and to the reduction of GHG emissions. To achieve PPE objectives, a massive valorisation of the RHW is imperative. In this study, the OMR4 mixtures was chosen, in accordance with the PPE requirements, which mandate separate collection of organic waste for methanization from 2025. Based on the results obtained in chapters 4 and 5, the gasification of OMR4 produces 805.8 kWh/ton of OMR4, while incineration yields 522 kWh/ton of OMR4. According to the PPE, a 16 MWe installation is planned for the energy recovery of non-hazardous solid waste. Taking into account the quantity of OMR4 produced in a year (165 965 tons), the availability of the unit is 348 days for gasification and 225 days for incineration, respectively.
6. *OTEC (Ocean Thermal Energy Conversion)*: Recently, OTEC has attracted the attention of researchers. This technology, although not entirely new, harnesses the temperature difference between warm surface water and cold deep ocean water, converting it into electricity [69, 70, 71]. Typically, the temperature differences between cold and warm seawater in the oceans range from 22°C to 26°C [71]. Bernardoni et al. [71] stated that with an ideal Carnot cycle operating between these temperature differences, the maximum theoretical efficiency is about 5-6%. Furthermore, Jung et al. [70] highlighted that with a Rankine cycle, the theoretical efficiency is less than 7%. For Reunion, the integration of marine energies into the energy mix has been studied since 2005 [65]. At that time, projects were developed with the aim of having 10 MW of OTEC by 2014. However, in 2013, only 0.25 MW was installed, and it is still not operational to this day [?]. The island has several potential sites, such as Sainte Rose in terms of depth differences [65]. This technology could provide about 100 MW of capacity by 2030 [20, 65, 66].
7. *Wave Energy*: Winds are the source of ocean surface water waves. Water waves, dispersed in all directions across the oceans, result from wind energy. Consequently, there are substantial energy flows available along the Reunion coastlines. The energy density of wave energy farms (2 to 3 kW/m²) is ten times and five times higher than that of solar farms and wind parks, respectively [72]. Thus, harnessing wave energy can be a very favorable solution for achieving 100% renewable electricity production. The island has considered

two technologies: the Pelamis technology from Scotland and the OTEC technology from Australia [65]. With a potential of 30 MW [20], the exploitation of wave energy could meet 10% of the island's energy needs [65].

Table 6.2 summarizes the assumptions on the renewable potentials of Reunion Island.

Table 6.2: Renewable potentials of Reunion Island

Energy Resources	Potential [MW]
Solar PV	750
Wind Onshore	60
Hydroelectricity	147
Cane with a high fiber content	162
Energy recovery of RHW	16
OTEC	100
Wave energy	30

- *Fossil fuel prices:* It is important to note that the LEAP model is based on the cost-benefit principle. Therefore, it is essential to incorporate the costs of the resources used, including fossil fuel prices, into the model. For the modelling, we will use the cost projection proposed by Selosse et al. [20] in their work concerning the development of sustainable energies and energy security in Reunion Island. The table 6.3 presents the cost of importing fossil fuels.

Table 6.3: Projection of fossil fuel prices [20]

Types of imported fuel	2015	2020	2025	2030	Unit (2018 USD)
Coal	91,05	104,16	107,12	109,4	USD/t
Crude oil	86,67	100	107,5	115	USD/barrel
Heavy fuel	174,34	201,15	216,24	231,33	€/t

- *The cost of technologies:* The year 2015 was chosen as the reference year for the simulation and the costs corresponding to each year up to 2030 were inserted into the model. The table 6.4 shows the different costs for the base year and the last year of the simulation.

6.3.4.2 The scenarios

To assess the possibility of achieving energy autonomy in Reunion by 2030, we have considered three scenarios. The first scenario is the reference scenario or business as usual scenario (BAU), in which PPE is not implemented. Therefore, the import of fossil fuels is not prohibited in the BAU scenario. The other two scenarios, on the other hand, are based on the new PPE aimed at achieving energy autonomy by 2030. These scenarios include the valorization of biomass (bagasse, household bio-waste, wood), the development of renewable resources (photovoltaics, wind power, marine energy), the elimination of fossil fuels from 2023 and the obligation to sort household bio-waste at source from 2025. The PPE targets in terms of installed capacity are presented in Table 6.5. The

Table 6.4: Projection of technology costs

Resource	Technology	C.C [\$ /kW]		FOM [\$ /kW]		VOM [\$ /MWh]	Réf
		2015	2030	2015	2030	-	
Wind	Wind Onshore	1600	1550	32	31	N/A	[73]
Solar PV	Utility PV	2300	1750	25	18	N/A	[73]
Hydro	Hydro Dam	2480	2180	13.63	13.63	2.43	[74]
Coal-Bagasse	Thermal power plant	1700	1700	72	72	4.9	[10]
Heavy fuel /Diesel	Combustion turbine	2108	2108	10	10	16.1	[10] [74]
Municipal solid waste	Landfill	1682	1682	273	273	N/A	[10]
RHW	Gasification	6500	6500	228	228	3.5	[10]
RHW	Incineration	5200	5200	218	218	N/A	[75]
Marine	OTEC	1500	1500	N/A	N/A	N/A	[69]
Wave energy	CETO 6 tech	7190	3870	150	150	N/A	[10] [74]

main distinction between Scenario 2 and Scenario 3 lies in the choice of technology for energy recovery from residual household waste (RWH). Scenario 2 opts for gasification, while scenario 3 favors incineration.

In order to transform thermal power plants into 100% biomass power plants before 2023, the Albioma group plans to remove coal from Reunion's electricity mix. Hence, to maintain the level of production, they have started to exploit other resources other than bagasse. By using green pulp and other forest residues to enhance production from biomass, the group has succeeded in producing 650 GWh of green electricity in 2018. Therefore, in scenario 2 and 3, coal is no longer part of the mix from 2023 onwards and 150 MW of heavy fuel oil/diesel power plant will be removed in 2025 and the rest in 2030. Then, the additions of capacities to replace the withdrawn capacities are detailed in Table 6.5. Furthermore, the disconnection threshold for intermittent resources is set at 30% in the reference scenario. However, in line with the objectives of the PPE, this threshold will gradually increase to reach between 40% and 45% by 2023. Indeed, in scenarios 2 and 3, a disconnection threshold of 45% is set for intermittent energies (solar photovoltaic, wind power and OTEC).

6.3.5 Description of the LEAP model for Reunion Island

In this section, a general description of the electrical system model of Reunion Island under LEAP will be presented. Apart from the cost variables described above, parameters such as the demand profile, the efficiency of the generation technologies, the chosen dispatch rule, time slices, etc. are to be defined in the model.

- **Transmission and distribution loss:** In the case of Reunion Island, electrical losses currently account for 10% of electricity production [66].
- **Reserve margin:** Reunion's electrical system has always had a reserve in terms of capacity, i.e. the maximum peak power consumption of the network has never exceeded the available power (cf. Table 6.6). For the simulation, a reserve margin of 30% was imposed.
- **"Time slices":** Time slices are the seasonal and hourly division of the day into which annual electricity loads can be divided. The load may vary depending on the season and the time of day. With LEAP, a year can be divided into as many time

Table 6.5: Summary of scenarios

Resources	Technology	BAU (MW)	Sc.2 & 3 (MW)	Year
Oil-Diesel	Combustion turbine	291	291	2023
	Combustion turbine		141	2025
	Combustion turbine		0	2030
Coal-Bagasse	Thermal power plant	204.2	204.2	2023
Wooden palett, green waste	Thermal power plant		1	2024
High fiber cane	Thermal power plant		4	2028
Wooden palett	Thermal power plant		0.4	2028
Sludge	Thermal power plant		0.4	2028
Bioethanol	Combustion turbine	41	41	2023
Hydro	Hydro Dam	133.22	133.22	2023
	Hydro Dam		13.4	2024
Biodegradable waste	Anaerobic digestion	4.4	4.4	2023
	Anaerobic digestion		1.1	2024
Wind	Wind onshore	15.1	15.1	2023
	Wind onshore		27.4	2025
PV	Utility PV	232.8	232.8	2023
Battery		10	10	2023
RHW	Thermoconversion	0	16	2025
Marine	OTEC	0	100	2025

Table 6.6: Reserve margin

Year	Available capacity [MW]	Peak [MW]	Reserve margin [%]
2010	711,1	445	37,42
2015	840,3	520	38,17
2017	843,9	482	42,88

slices as desired, the total number of hours for all time slices must equal the total number of hours in a year (8760 hours). For the LEAP-Reunion model, 56-time slots have been defined. First, there are 2 seasons, each year is roughly divided into 2 seasons of equal length, i.e. the dry season (May-November) and the wet season (November-April). Secondly, 3 types of days of the week have been fixed: the working day (Monday-Friday), Saturday and Sunday. For the working day, 24 daily time slots were specified (cf. Table 6.7). On the other hand, Saturday and Sunday are divided into only 2-time slots: day (6am-6pm) and night (6pm-6am).

Table 6.7: Daily time slices

Type	1 st slice	2 nd slice	...	7 th slice	...	12 th slice
Day	[6-7]	[7-8]	...	[12-13]	...	[17-18]
Night	[18-19]	[19-20]	...	[0-1]	...	[5-6]

6.4 Results and discussion

6.4.1 Projection of the electrical mix

The results presented in this section depict the evolution of the reunionnense electric mix by 2030 based on the policies implemented in each scenario studied. These results are achieved through least-cost optimization and climate change mitigation.

- **Scenario 1 (BAU):** In the reference scenario where PPE is implemented, the electrical mix is dominated by fossil resources, as shown in fig.6.4. Indeed, by 2030, fossil production represents between 65.5% and 66.5% of the electrical mix, compared to 62.3% in 2021. An increase in the share of fossil resources is expected if no measures are taken. Furthermore, to meet electricity demand, solar PV energy will be in greater demand, reaching 15.75% in 2030.

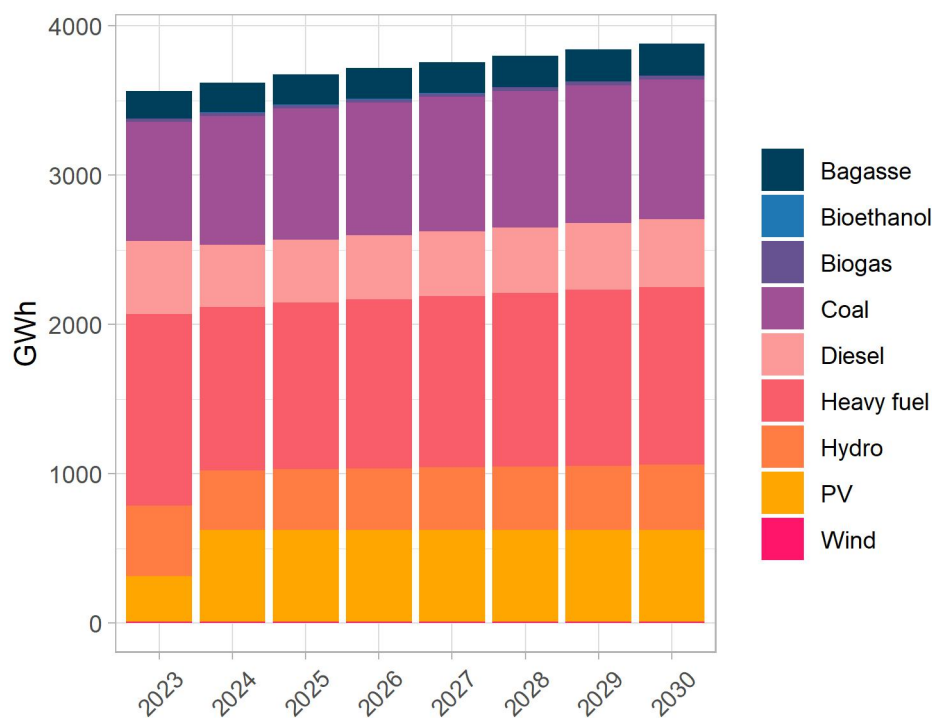
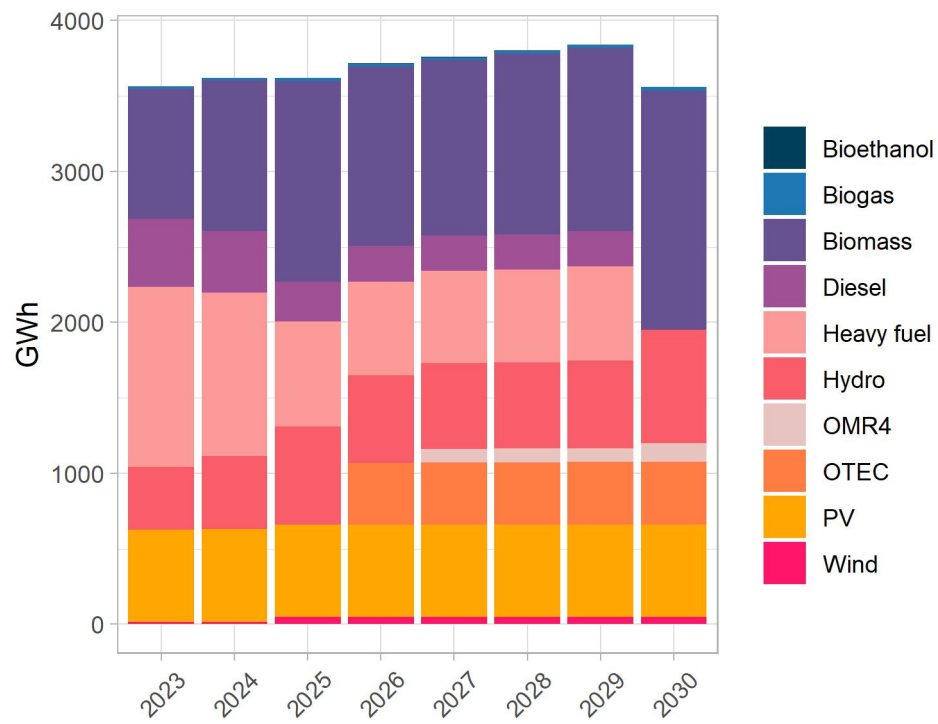


Figure 6.4: The Reference Scenario electricity mix

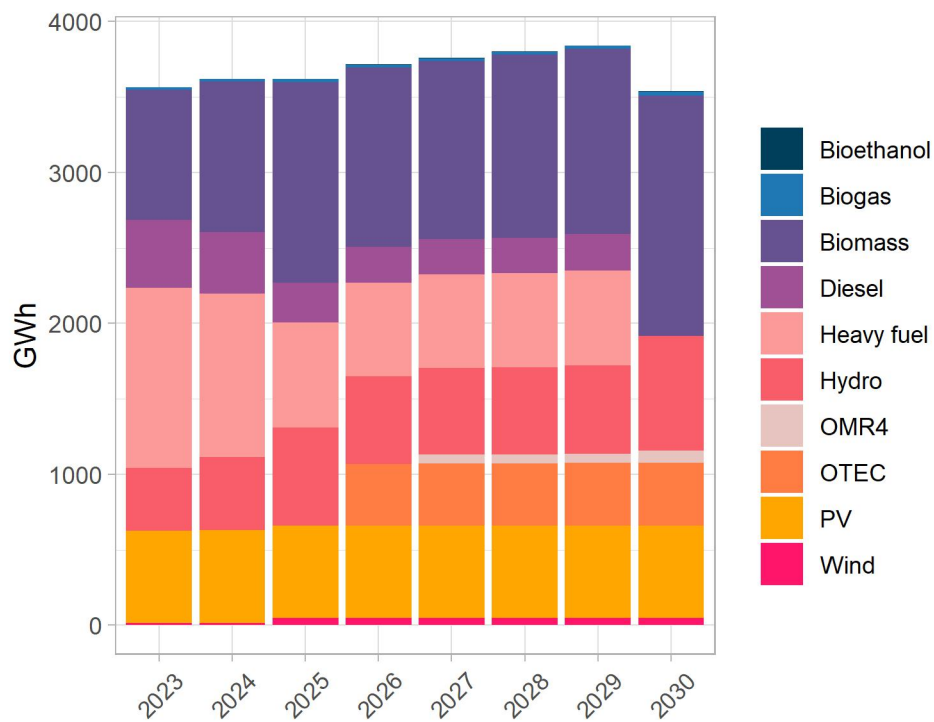
- **Scenario 2:** Fig.6.5a depicts the result of the electrical mix for scenario 2 (gasification). This result shows that after the removal of coal in 2023, the share of fossil fuels decreases to 46%. Subsequently, the gradual elimination of oil and diesel leads to a reduction in the share of fossil fuels, which is 26.5% in 2025. To offset the decline in fossil resources, the model relies on production from biomass and hydroelectric sources, accounting for 36.6% (1327 GWh) and 17.9% (649 GWh) respectively in 2025. In this scenario, biomass includes bagasse, high fiber cane, wood pallets, forest wood, pruning wood, green pulp and green waste. Then, following the elimination of oil and diesel in 2030, the share of production from biomass and hydroelectric sources increases to 44.39% (1581 GWh) and 21.2% (755 GWh), respectively. Furthermore, achieving electrical self-sufficiency in this scenario is partly

the result of deploying intermittent resources (PV, Wind and OTEC), which will represent 30.2% of the mix by 2030. In the context of this electrical self-sufficiency, it becomes necessary to increase the disconnection threshold for intermittent resources. As for the energy recovery of [OMR4](#) through gasification, its contribution varies from 91.4 to 121.2 GWh between 2027 and 2030, which corresponds to a range of 2.4% to 3.4% of the electricity mix.

- **Scenario 3:** Between 2023 and 2026, the results of scenario 3 are similar to those of scenario 2. The difference between scenarios 2 and 3 lies in the share of energy recovery from [OMR4](#) in the electricity mix. Since gasification produces more energy compared to incineration, it makes gasification more readily available for a given year in terms of electricity production. Therefore, the share of incineration is lower than that of gasification and varies from 59.6 GWh to 78.7 GWh between 2027 and 2030.



(a)



(b)

Figure 6.5: Electricity mix: (a) Scenario 2 (b) Scenario 3

6.4.2 Environmental analysis

According to fig.6.6, in the absence of policies aimed at reducing the share of fossil fuels in the electricity mix, the emission factor for electricity production remains stagnant and stays slightly below 0.732, which is the emission factor value recorded for 2021. On the other hand, when compared to scenario 1, the implementation of the PPE leads to a reduction of 93.2% and 88.26% in the emission factor for scenarios 2 and 3, respectively, by 2030. The elimination of coal in 2023 in scenarios 2 and 3 results in a 32.4% reduction in the emission factor compared to scenario 1. Subsequently, the removal of 150 MW of oil- and diesel-fired power plant leads to a 56% reduction in the emission factor compared with scenario 1. Furthermore, it is worth noting that scenario 2 is more environmentally friendly compared to scenario 3.

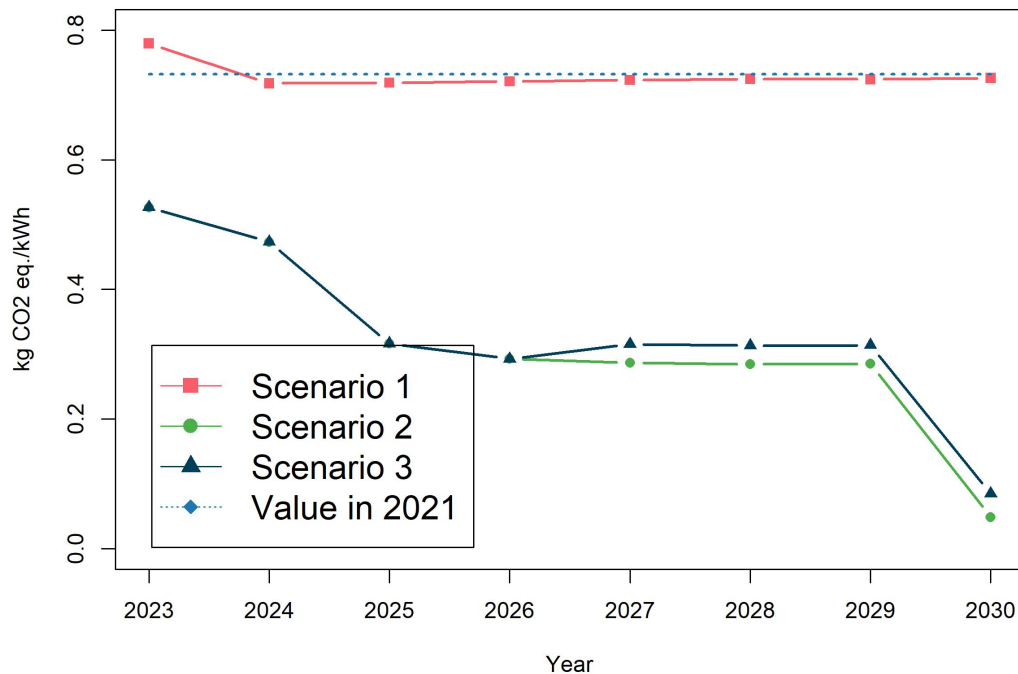


Figure 6.6: Electricity emission factor

6.4.3 Cost of production

Figure 6.7 shows the cost of electricity production for the three scenarios during the modelling period. From 2023, the reference scenario (BAU) has the highest production cost, which will decrease slightly to 249.46 €/MWh in 2030. For scenarios 2 and 3, the elimination of coal-fired power plants in 2023 and of heavy fuel oil in 2025 and 2030 will considerably reduce the cost of electricity generation. Example, in scenario 2, the cost of electricity decreases from 239.84 €/MWh to 6.22 €/MWh between 2023 and 2030. Furthermore, it is also noticeable that the cost of electricity production in scenarios 2 and 3 is similar.

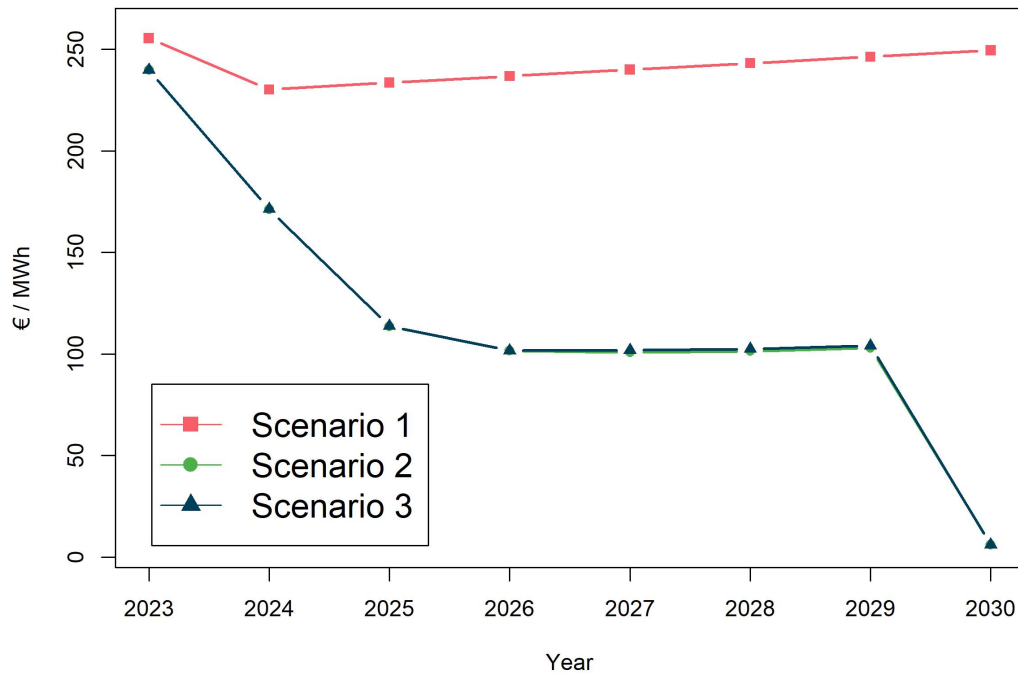


Figure 6.7: Cost of electricity production

6.5 Conclusion

For several decades, the electricity supply of Reunion Island has been linked to the import of coal and oil. Recently, Reunion has decided to embark on a sustainable energy policy and is trying to break the heavy dependence on fossil fuels. In the meantime, the objective was to achieve a 100% renewable energy mix by 2030. For this small island, energy self-sufficiency and zero-carbon production by 2030 is a challenge. Such a goal will not be achieved without a well-established energy policy that promotes a high penetration of renewable resources in the electricity mix. The objective of this study is to investigate the feasibility of producing electricity with 100% renewable resources by 2030. The results show that despite the decrease in the price of renewable systems such as PV and wind, power generation in the baseline scenario will still be dominated by fossil fuels with 66.5% of the mix in 2030. The scenarios incorporating the new energy policy implemented in Reunion demonstrate the possibility of achieving electrical autonomy by 2030. This can be achieved by strengthening the biomass sector, which involves increasing the production of bagasse, high fiber cane, and green pulp. Additionally, the installation of OTEC technology and the utilization of all hydraulic potentials are also of paramount importance. Furthermore, it should be noted that the recovery of RHW makes only a limited contribution to this transition. Moreover, the differences in electricity production costs and GHG emission rates between the BAU scenario and the other two scenarios are significant. In this context, as we also move towards eco-responsible transport, it is important to develop a scenario that takes into account the integration of electric vehicles in the transport sector. What policies should be implemented to address this shift? Will it compromise energy security and self-sufficiency in 2030?

Bibliography

- [1] Alexis Ioannidis, Konstantinos J. Chalvatzis, Xin Li, Gilles Notton, and Phedeas Stephanides. The case for islands' energy vulnerability: Electricity supply diversity in 44 global islands. *Renewable Energy*, 143:440–452, 2019. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2019.04.155. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.155>.
- [2] Dumisani Chirambo. Towards the achievement of sdg 7 in sub-saharan africa: Creating synergies between power africa, sustainable energy for all and climate finance in-order to achieve universal energy access before 2030. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 94:600–608, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.025>.
- [3] Philipp A Trotter. Rural electrification, electrification inequality and democratic institutions in sub-saharan africa. *Energy for Sustainable Development*, 34:111–129, 2016. URL <https://doi.org/10.1016/j.esd.2016.07.008>.
- [4] Haein Kim and Tae Yong Jung. Independent solar photovoltaic with energy storage systems (ess) for rural electrification in myanmar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82:1187–1194, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.037>.
- [5] Jordy Charly Isidore Rabetanetiarimanana, Mamy Harimisa Radanielina, and Hery Tiana Rakotondramiarana. Pv-hybrid off-grid and mini-grid systems for rural electrification in sub-saharan africa. *Smart Grid and Renewable Energy*, 9(10):171, 2018. URL <http://www.scirp.org/journal/doi.aspx?DOI=10.4236/sgre.2018.910011>.
- [6] Dean Marcus Gioutsos, Kornelis Blok, Leonore van Velzen, and Sjoerd Moorman. Cost-optimal electricity systems with increasing renewable energy penetration for islands across the globe. *Applied Energy*, 226(May):437–449, 2018. ISSN 03062619. doi: 10.1016/j.apenergy.2018.05.108. URL <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.108>.
- [7] Georgios Tzanes, Effrosyni Zafeiraki, Christiana Papapostolou, Dimitrios Zafirakis, Moustris Konstantinos, Kosmas Kavadias, Konstantinos Chalvatzis, and John K. Kaldellis. Assessing the Status of Electricity Generation in the Non-Interconnected Islands of the Aegean Sea Region. *Energy Procedia*, 159:424–429, 2019. ISSN 18766102. doi: 10.1016/j.egypro.2018.12.065. URL <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.12.065>.
- [8] Omar R. Llerena-Pizarro, Raul Pereira Micena, Celso Eduardo Tuna, and José Luz Silveira. Electricity sector in the Galapagos Islands: Current status, renewable sources, and hybrid power generation system proposal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 108(July 2018):65–75, 2019. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2019.03.043. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.03.043>.
- [9] Ioannis Kougias, Sándor Szabó, Alexandros Nikitas, and Nicolaos Theodossiou. Sustainable energy modelling of non-interconnected mediterranean islands. *Renewable*

- energy*, 133:930–940, 2019. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.090>.
- [10] Ryan P. Shea and Yatindra Kumar Ramgolam. Applied levelized cost of electricity for energy technologies in a small island developing state: A case study in Mauritius. *Renewable Energy*, 132:1415–1424, 2019. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2018.09.021. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.021>.
 - [11] Jean Philippe Praene, Mahéva Payet, and Fiona Bénard-Sora. Sustainable transition in small island developing states: Assessing the current situation. *Utilities Policy*, 54 (March):86–91, 2018. ISSN 09571787. doi: 10.1016/j.jup.2018.08.006. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.08.006>.
 - [12] Fiona Bénard-Sora and Jean Philippe Praene. Sustainable urban planning for a successful energy transition on Reunion Island: From policy intentions to practical achievement. *Utilities Policy*, 55(February):1–13, 2018. ISSN 09571787. doi: 10.1016/j.jup.2018.08.007. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.08.007>.
 - [13] Michael Child, Alexander Nordling, and Christian Breyer. Scenarios for a sustainable energy system in the Åland Islands in 2030. *Energy Conversion and Management*, 137:49–60, 2017. ISSN 01968904. doi: 10.1016/j.enconman.2017.01.039. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2017.01.039>.
 - [14] George Matthew, William J. Nuttall, Ben Mestel, and Laurence S. Dooley. A dynamic simulation of low-carbon policy influences on endogenous electricity demand in an isolated island system. *Energy Policy*, 109(November 2016):121–131, 2017. ISSN 03014215. doi: 10.1016/j.enpol.2017.06.060. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2017.06.060>.
 - [15] George Jr Matthew, William J. Nuttall, Ben Mestel, and Laurence S. Dooley. Low carbon futures: Confronting electricity challenges on island systems. *Technological Forecasting and Social Change*, 147(June 2018):36–50, 2019. ISSN 00401625. doi: 10.1016/j.techfore.2019.06.014. URL <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2019.06.014>.
 - [16] G. Notton, J. L. Duchaud, M. L. Nivet, C. Voyant, K. Chalvatzis, and A. Foulloy. The electrical energy situation of French islands and focus on the Corsican situation. *Renewable Energy*, 135:1157–1165, 2019. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2018.12.090. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.12.090>.
 - [17] Eimear Heaslip and Frances Fahy. Developing transdisciplinary approaches to community energy transitions: An island case study. *Energy Research and Social Science*, 45(November 2017):153–163, 2018. ISSN 22146296. doi: 10.1016/j.erss.2018.07.013. URL <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.07.013>.
 - [18] Jian Hua and Hong Gwo Shiu. Sustainable development of renewable energy on Wangan Island, Taiwan. *Utilities Policy*, 55(April 2017):200–208, 2018. ISSN 09571787. doi: 10.1016/j.jup.2018.10.003. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.10.003>.

- [19] Giorgio Osti. The uncertain games of energy transition in the island of Sardinia (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 205:681–689, 2018. ISSN 09596526. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.346. URL <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.346>.
- [20] Sandrine Selosse, Olivia Ricci, Sabine Garabedian, Nadia Maïzi, Mines Paristech, C M A Centre, Rue Claude Daunesse, and Sophia Antipolis. Exploring sustainable energy future in Reunion Island. *Utilities Policy*, 55(October):158–166, 2018. ISSN 0957-1787. doi: 10.1016/j.jup.2018.10.006. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.10.006>.
- [21] Sandrine Selosse, Sabine Garabedian, Olivia Ricci, and Nadia Maïzi. The renewable energy revolution of reunion island. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89 (February):99–105, 2018. ISSN 1364-0321. doi: 10.1016/j.rser.2018.03.013. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.013>.
- [22] Observatoire Energie Réunion (OER), . Bilan énergétique de la Réunion 2022, édition août 2023.
- [23] INSEE. La population réunionnaise à l’horizon 2050.
- [24] Observatoire Energie Réunion (OER3). Bilan énergétique de la Réunion 2016, édition 2017.
- [25] Ministère de la transition écologique et Solidaire. Programmation Pluriannuelle de l’Energie (PPE) de la Réunion (2016-2018/2019-2023), Etude d’impact économique et social, 2019.
- [26] Mark Howells, Holger Rogner, Neil Strachan, Charles Heaps, Hillard Huntington, Socrates Kypreos, Alison Hughes, Semida Silveira, Joe DeCarolis, Morgan Bazillian, et al. Osemosys: the open source energy modeling system: an introduction to its ethos, structure and development. *Energy Policy*, 39(10):5850–5870, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.06.033>.
- [27] Francesco Gardumi, Abhishek Shivakumar, Robbie Morrison, Constantinos Taliotis, Oliver Broad, Agnese Beltramo, Vignesh Sridharan, Mark Howells, H Jonas, Taco Niet, Youssef Almulla, Eunice Ramos, Thorsten Burandt, Gustavo Nikolaus, Pinto De Moura, Eduardo Zepeda, Gabriela Pe, and Thomas Alfstad. From the development of an open-source energy modelling tool to its application and the creation of communities of practice : The example of OSeMOSYS. 20, 2018. doi: 10.1016/j.esr.2018.03.005. URL <https://doi.org/10.1016/j.esr.2018.03.005>.
- [28] M Welsch, M Howells, M Bazilian, J F Decarolis, S Hermann, and H H Rogner. Modelling elements of Smart Grids e Enhancing the OSeMOSYS (Open Source Energy Modelling System) code. *Energy*, 46(1):337–350, 2012. ISSN 0360-5442. doi: 10.1016/j.energy.2012.08.017. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.08.017>.
- [29] Energy Technology Systems Analysis Programme. Documentation for the TIMES Model Part I, February 2021.
- [30] IAEA (International Atomic Energy Agency). Pess energy models. 2010.

- [31] Mark Howells, Holger Rogner, Neil Strachan, Charles Heaps, Hillard Huntington, Socrates Kypreos, Alison Hughes, Semida Silveira, Joe Decarolis, Morgan Bazillian, and Alexander Roehrl. OSeMOSYS : The Open Source Energy Modeling System An introduction to its ethos , structure and development. *Energy Policy*, 39(10): 5850–5870, 2011. ISSN 0301-4215. doi: 10.1016/j.enpol.2011.06.033. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.06.033>.
- [32] C.G. Heaps. LEAP: The Low Emissions Analysis Platform. [Software version: 2020.1.91] Stockholm Environment Institute. Somerville, MA, USA. 2022 <https://leap.sei.org>.
- [33] Constantinos Taliotis, Holger Rogner, Stephan Ressler, Mark Howells, and Francesco Gardumi. Natural gas in Cyprus : The need for consolidated planning. *Energy Policy*, 107(April 2017):197–209, 2020. doi: 10.1016/j.enpol.2017.04.047. URL <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.04.047>.
- [34] D Timmons, A Z Dhunny, K Elahee, B Havumaki, M Howells, and A Khoodaruth. Cost minimization for fully renewable electricity systems : A Mauritius case study. *Energy Policy*, 133(March):110895, 2019. ISSN 0301-4215. doi: 10.1016/j.enpol.2019.110895. URL <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.110895>.
- [35] Daniele Grosso, Andrea Carpignano, and Bruno Dalla Chiara. Linking energy and transport models to support policy making. 111(June):336–345, 2017. doi: 10.1016/j.enpol.2017.09.045. URL <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.09.045>.
- [36] Nadia Maïzi, Vincent Mazauric, Edi Assoumou, Stéphanie Bouckaert, Vincent Krakowski, Xiang Li, and Pengbo Wang. Maximizing intermittency in 100 % renewable and reliable power systems : A holistic approach applied to Reunion Island in 2030. *Applied Energy*, (July):0–1, 2017. ISSN 0306-2619. doi: 10.1016/j.apenergy.2017.08.058. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.058>.
- [37] Subhash Kumar. Assessment of renewables for energy security and carbon mitigation in Southeast Asia: The case of Indonesia and Thailand. *Applied Energy*, 163:63–70, 2016. ISSN 03062619. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.11.019. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.11.019>.
- [38] Nnaemeka Vincent, Chinenye Comfort, Girish Panchakshara, Adaeze Saratu, and Augusta Emodi. application crossmark. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68(September 2016):247–261, 2017. ISSN 1364-0321. doi: 10.1016/j.rser.2016.09.118. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.118>.
- [39] Nadia S. Ouedraogo. Modeling sustainable long-term electricity supply-demand in Africa. *Applied Energy*, 190:1047–1067, 2017. ISSN 03062619. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.12.162. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.162>.
- [40] I Dyner and O B. Energy demand and greenhouse gas emissions analysis in Colombia : A LEAP model application. 169:380–397, 2019. doi: 10.1016/j.energy.2018.12.051. URL <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.12.051>.

- [41] Subhash Kumar and Reinhard Madlener. CO₂ emission reduction potential assessment using renewable energy in India. *Energy*, 97:273–282, 2016. ISSN 03605442. doi: 10.1016/j.energy.2015.12.131. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.12.131>.
- [42] Nnaemeka Vincent, Taha Chaiechi, and A B M Rabiul Alam. Are emission reduction policies effective under climate change conditions ? A backcasting and exploratory scenario approach using the LEAP- OSeMOSYS Model. *Applied Energy*, 236(August 2018):1183–1217, 2019. ISSN 0306-2619. doi: 10.1016/j.apenergy.2018.12.045. URL <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.12.045>.
- [43] Cai Liya and Guo Jianfeng. Scenario analysis of co₂ emission abatement effect based on leap. *Energy Procedia*, 152:965–970, 2018. URL <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.101>.
- [44] S. Astariz and G. Iglesias. The economics of wave energy: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45:397–408, 2015. ISSN 13640321. doi: 10.1016/j.rser.2015.01.061.
- [45] Roberto Turconi, Alessio Boldrin, and Thomas Astrup. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28:555–565, December 2013. doi: 10.1016/j.rser.2013.08.013. URL <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.013>.
- [46] M.Z. Jacobson. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. *Energy Environ. Sci.*, 2:148 – 173, 2009. doi: 10.1039/B809990C.
- [47] A. Atilgan, B., Azapagic. Life cycle environmental impacts of electricity from fossil fuels in Turkey. *Journal of Cleaner Production*, 106(555 - 564), 2015. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.07.046.
- [48] H.H. Tan, R.B., Wiyaja, D., Khoo. LCI (Life cycle inventory) analysis of fuels and electricity generation in Singapore. *Energy*, 35:4910 – 4916, 2010. doi: 10.1016/j.energy.2010.08.036.
- [49] T. Ramjeawon. Life cycle assessment of electricity generation from bagasse in Mauritius. *Journal of Cleaner Production*, 16:1727 – 1734, 2008. doi: 10.1016/j.jclepro.2007.11.001.
- [50] A.R. Silva, D.a.L., Delai, I., Miranda, M.M.D., Laura, M., Montes, D., Ometto. LCA Application: The Case of the Sugar Cane Bagasse Electricity Generation in Brazil. In *19th CIRO Conference on Life Cycle Engineering*, 2012.
- [51] A. Brizmohun, R., Ramjeawon, T., Azapagic. Life cycle assessment of electricity generation in Mauritius. *Journal of Cleaner Production*, 106:565 – 575, 2015. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.1.033.
- [52] C. Breyer P. Blenchinger, C. Cader, P. Bertheau, H. Huyskens, R. Seguin. Global analysis of the techno-economic potential of renewable energy hybrid systems on small islands. *Energy Policy*, .
- [53] J. Hesselbach H. Meschede, P. Holzapfel, F. Kadelbach. Classification of global island regarding the opportunity of using RES. *Applied Energy*, 175:251– 258, 2016.

- [54] Onea E. Rusu, F. Estimation of the wave energy conversion efficiency in the Atlantic Ocean close to the European islands. *Renewable Energy*, 85:687 – 703, 2016.
- [55] J.V Lopez J.C Santamarta, F. Jarabo, J. Rodriguez-Martin, M.P Arraiza. Analysis and Potential of Use of Biomass Energy in Canary Islands. In *Analysis and Potential of Use of Biomass Energy in Canary Islands*, pages 136 – 141, 2014.
- [56] R. Mohee Z.M.A. Bundhoo, S. Mauthoor. Potential of biogas production from biomass and waste materials in the Small Island Developing State of Mauritius. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 56:1087 – 1100, 2016.
- [57] C. Gomes M. Fadaeenejad, R. Shamsipour, S.D.. Rokni. New approaches in harnessing wave energy: With special attention to small islands. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29:345 – 354, 2014.
- [58] T. Farias C. Camus. The electric vehicles as a mean to reduce CO2 emissions and energy costs in isolated regions. (Azores) case study. *Energy Policy*, 43:153 – 165, 2012.
- [59] C. Breyer P. Blenchinger, C. Cader, P. Bertheau, H. Huyskens, R. Seguin. Global analysis of the techno-economic potential of renewable energy hybrid systems on small islands. *Energy Policy*, .
- [60] T.B Tsuchida. *Renewables Integration on Islands A2 - Renewable Energy Integration*. Academic p edition, 2014.
- [61] C. Poser J. Masson, C. Lejars, J.L. Fusillier, S. Auzoux. Assessing economic and environmental benefits of dedicated energy cane using a simulation tool. *Sugar Ind*, 142:270– 276, 2017.
- [62] EDF, . Bilan plévisionnel de l’équilibre offre-demande d’électricité à la Réunion, 2022.
- [63] EDF. . Bilan prévisionnel de l’équilibre d’électricité à la Réunion, 2022.
- [64] A Khoodaruth and MK Elahee. Use of higher fibre cane for increasing cogenerated electricity: Policy implications for mauritius. *Utilities Policy*, 26:67–75, 2013. URL <https://doi.org/10.1016/j.jup.2013.07.001>.
- [65] Jean Philippe Praene, Mathieu David, Frantz Sinama, Dominique Morau, and Olivier Marc. Renewable energy: Progressing towards a net zero energy island, the case of Reunion Island. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1): 426–442, 2012. ISSN 13640321. doi: 10.1016/j.rser.2011.08.007. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.007>.
- [66] Mathilde Drouineau, Edi Assoumou, Vincent Mazauric, and Nadia Maïzi. Increasing shares of intermittent sources in Reunion Island : Impacts on the future reliability of power supply. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 46:120–128, 2015. ISSN 1364-0321. doi: 10.1016/j.rser.2015.02.024. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.024>.
- [67] Observatoire Energie Réunion (OER), . Bilan énergétique de la Réunion 2018, édition juillet 2019.

-
- [68] ADEME. Caractérisation des déchets sur l'île de la Réunion, MODECOM La RE-UNION Juillet 2018 - Mars 2019.
- [69] D. E. Cavrot. Economics of Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC). *Renewable Energy*, 3(8):891–896, 1993. ISSN 09601481. doi: 10.1016/0960-1481(93)90047-K. URL [https://doi.org/10.1016/0960-1481\(93\)90047-K](https://doi.org/10.1016/0960-1481(93)90047-K).
- [70] Jung Yeul Jung, Ho Saeng Lee, Hyeon Ju Kim, Yungpil Yoo, Woo Young Choi, and Ho Young Kwak. Thermoeconomic analysis of an ocean thermal energy conversion plant. *Renewable Energy*, 86:1086–1094, 2016. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2015.09.031. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2015.09.031>.
- [71] C. Bernardoni, M. Binotti, and A. Giostri. Techno-economic analysis of closed OTEC cycles for power generation. *Renewable Energy*, 132:1018–1033, 2019. ISSN 18790682. doi: 10.1016/j.renene.2018.08.007. URL <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.08.007>.
- [72] N. Khan, A. Kalair, N. Abas, and A. Haider. Review of ocean tidal, wave and thermal energy technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 72(January):590–604, 2017. ISSN 18790690. doi: 10.1016/j.rser.2017.01.079. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.079>.
- [73] IEA. *Energy Technology Perspectives 2012: Pathways to a Clean Energy System (Paris: OECD/IEA, 2012)*. 2012. ISBN 9789264174887. URL https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/ETP2012{_}free.pdf.
- [74] EIA. Cost and Performance Characteristics of New Generating Technologies. *Annual Energy Outlook 2019*, 2019(January):1–3, 2019. URL https://www.eia.gov/outlooks/aeo/assumptions/pdf/table{_}8.2.pdf.
- [75] Waste to energy international. URL <https://wteinternational.com/news/gasification-vs-incineration/>. Gasification vs incineration.

CHAPITRE 7

Conclusion et perspectives

Sommaire

7.1	Conclusion	161
7.2	Perspectives	163
7.3	Annexe 1	164
	7.3.1 Résultats du modèle MSSM	164
	7.3.2 Résultats du modèle cinétique	164
7.4	Annexe 2	166
7.5	Publications scientifiques	168
7.6	Conférences internationales	168

7.1 Conclusion

L'objectif initial de cette thèse était d'apporter une contribution essentielle à l'établissement d'un nouveau système de gestion des déchets à la Réunion en se concentrant sur la résolution des problèmes liés à l'enfouissement des OMR. En effet, les travaux réalisés se sont concentrés sur l'étude de la valorisation énergétique des OMR par gazéification, en abordant les aspects énergétiques et environnementaux. Les tâches entreprises dans cette démarche comprenaient : i) une étude de caractérisation thermo-physico-chimique de cinq mélanges de déchets provenant des OMR, ii) le développement d'un modèle de gazéification, permettant de simuler avec précision le processus de conversion thermochimique des OMR, iii) une comparaison des performances environnementales des systèmes de valorisation énergétique des OMR par gazéification et incinération, iv) une analyse de l'impact environnemental et économique de l'intégration de la gazéification des OMR dans le système de production d'électricité de la Réunion.

Dans un premier temps, nous avons examiné les contextes de la gestion des déchets et de l'énergie à la Réunion. Ensuite, une revue bibliographique des lois en vigueur en France, englobant à la fois les réglementations relatives à la gestion des déchets et celles liées à la transition énergétique, a été entreprise. Les objectifs des programmes régionaux issus de l'application de ces lois ont mis en évidence l'importance de mener cette étude sur la valorisation énergétique des OMR.

Dans un deuxième temps, l'étude de caractérisation physico-chimique des cinq mélanges de déchets nous a permis de classer nos différents mélanges conformément aux critères établis par l'ADEME. Les résultats ont indiqué que **OMR1** (OMR sans particules fines) est qualifié en tant que combustible de bonne qualité en raison de son PCI de 11.9 MJ/kg et de sa faible teneur en Cl de 0.73%. De même, **OMR4** (OMR sans particules fines et putrescibles) est également classé parmi les combustibles de bonne qualité en raison de son PCI plus élevé de 13.45 MJ/kg et de sa teneur en Cl de 10.8%, renforcée par son taux d'humidité relativement bas de 18.3%. En raison de leur PCI inférieur à 12 MJ/kg, **OMR2** (OMR avec particules fines) et **OMR5** (OMR sans plastique) sont classés en tant que mélanges de mauvaise qualité. Enfin, **OMR3** présente le PCI le plus élevé (16.7 MJ/kg) parmi les cinq mélanges, cependant, sa teneur en Cl dépassant 1.5% l'empêche d'être classé parmi les bons combustibles.

Ensuite, l'analyse de la décomposition thermique des cinq mélanges sous N_2 a montré que la dégradation massique de 70% s'observe dans la plage de température de 140 à 520°C, sur une période de 50 minutes, avec une vitesse de chauffe de 10°C par minute. Les résultats de la dégradation thermique sous air a mis en évidence une réduction de masse de 90% qui se produit dans l'intervalle de température allant de 145 à 500°C, au bout de 50 minutes, avec un taux de chauffe de 10°C par minute. Par ailleurs, la DSC sous N_2 a révélé que l'énergie nécessaire pour la décomposition augmente à mesure que la diversité des mélanges augmente. Ainsi, il en résulte que sous N_2 , la décomposition de **OMR2** demande la plus grande quantité d'énergie (392.4 J/g), tandis que celle de **OMR5** nécessite la plus faible quantité d'énergie (143.3 J/g).

Le développement et l'optimisation d'un modèle de réacteur de gazéification à lit fixe co-courant ont permis de prédire les produits de la gazéification des OMR et de les classer

en fonction d'indicateurs de performance tels que le rapport $H_2 : CO$, le rendement en gaz, l'efficacité du gaz froid, le rendement en goudron, la teneur en H_2S et le PCI du syngaz. Selon leur performance respective ([Annexe 1](#)), les cinq mélanges ont été classés comme suit (du plus performant vers le moins performant) : [OMR3](#), [OMR1](#), [OMR2](#), [OMR4](#) et [OMR5](#). Ces résultats ont démontré que la conversion par gazéification atteignait des performances optimales lorsque les particules fines des OMR étaient éliminées, tandis que les fractions de plastique et les composants putrescibles étaient préservés. En outre, l'analyse de sensibilité a montré que les paramètres les plus influents de la gazéification des OMR sont: le ratio d'équivalence (ER), la température de gazéification et les caractéristiques physico-chimiques des mélanges.

Puis, une comparaison de la performance environnementale entre une unité de valorisation des OMR par gazéification et par incinération a été réalisée. Pour la gazéification, une méthodologie d'évaluation environnementale pour un réacteur à lit fixe à courant descendant a été développée. Quatre mélanges d'OMR ([OMR1](#), [OMR2](#), [OMR4](#) et [OMR5](#)) ont été étudiés pour évaluer l'impact de la variabilité des intrants sur chaque système de valorisation énergétique des déchets. Les résultats ont indiqué que l'unité de valorisation énergétique des OMR par gazéification présente de meilleures performances que l'incinération. L'analyse de cycle de vie (ACV) a mis en évidence le fait que la gazéification produit moins de CO_2 (de 9,5 à 12,6 fois moins) et de PCDD/Fs (de 26 à 79 fois moins), et plus de NO_x (jusqu'à 1,69 fois plus) que l'incinération. En termes d'impact environnemental, les résultats de l'analyse en composante principale (ACP) a montré que les deux technologies ont des profils spécifiques. La gazéification est associée à la formation de l'ozone troposphérique et à des impacts sur la santé humaine (cancer) et l'acidification terrestre. D'autre part, l'unité de valorisation énergétique des déchets par incinération a un impact plus important sur le changement climatique, l'eutrophisation, l'écotoxicité terrestre et aquatique et la santé humaine (non-cancer). En outre, chaque technologie affiche une performance environnementale optimale avec [OMR5](#). Ceci est dû à l'absence de plastique qui réduit considérablement la quantité de CO_2 fossile émise. Selon les performances environnementales respectives des systèmes basés sur la gazéification ([Annexe 2](#)), les quatre mélanges ont été classés comme suit (du plus performant vers le moins performant) : [OMR5](#), [OMR2](#), [OMR4](#), et [OMR1](#).

Le modèle de gazéification développé dans cette thèse a permis de calculer la quantité d'électricité produite pour chaque mélange de déchets. Ensuite, l'outil [WILCI](#) a permis de calculer à la fois l'impact environnemental et la production d'électricité d'une unité de traitement des déchets par incinération. La confrontation des résultats ont montré que la gazéification produit plus d'électricité par rapport à l'incinération. En outre, Une analyse prospective de la production d'électricité à la Réunion a été menée. Les résultats des scénarios intégrant la [PPE](#) ont montré que, dans une optique de minimisation des coûts de production et des impacts environnementaux, la gazéification joue un rôle plus prépondérant que l'incinération dans la composition du mix électrique. À l'horizon 2030, la gazéification de [OMR4](#) contribue avec 121,2 GWh, tandis que l'incinération fournit 78,7 GWh. En d'autre mot, la gazéification des 165 965 tonnes de [OMR4](#) produites à la Réunion en une année permet d'assurer une disponibilité de l'unité de valorisation de 16 MW pendant 348 jours. Les résultats de cette analyse prospective du mix électrique ont également montré que le scénario favorisant la gazéification de [OMR4](#) affiche un facteur d'émission de 0,04 kg éq. CO_2/kWh en 2030, par rapport à 0,08 CO_2/kWh

pour l'incinération. En ce qui concerne le coût de production de l'électricité, aucune différence n'a été observée entre les deux scénarios intégrant respectivement la gazéification et l'incinération.

Pour conclure, cette étude démontre que la gazéification est une technologie respectueuse de l'environnement, offrant une solution au problème de l'enfouissement des OMR et contribuant à la transition énergétique de l'île. Il est indéniable que cette technologie mérite d'occuper une place dans le système de gestion des déchets et de production d'électricité.

7.2 Perspectives

En premier lieu, il est nécessaire de réaliser des expérimentations à échelle pilote afin de valider les résultats du modèle développé. L'expérimentation nous permettra également d'investiguer l'effet synergique de la co-gazéification de différentes catégories de déchets.

En second lieu, dans la partie analyse environnementale de la gazéification des OMR, le manque de données sur les quantités de cendres volantes et de cendres résiduelles provenant de la gazéification nous amène à supposer que chaque mélange de RHW génère les mêmes quantités. Par conséquent, il est impératif de recueillir ces données lors des expérimentations et d'analyser la composition chimique des cendres en vue d'ajuster les émissions dans l'eau et le sol résultant de la gazéification. En outre, la production d'un outil permettant d'évaluer les performances environnementales d'une unité de valorisation énergétique par gazéification en fonction de la composition du mélange fera partie de nos travaux futurs.

En troisième lieu, il convient de noter que les coûts d'installation et de maintenance des technologies utilisées dans l'analyse prospective du mix électrique nécessitent une mise à jour afin d'affiner le calcul.

Enfin, en terme de mise en application des résultats obtenus, des campagnes de sensibilisation et d'information (atelier et séminaire) devraient être menées afin d'impliquer les principaux acteurs de la gestion des déchets sur le territoire.

7.3 Annexe 1

Cette section présente les résultats de la gazéification des mélanges OMR4 et OMR5, qui n'ont pas été inclus dans la publication.

7.3.1 Résultats du modèle MSSM

Le tableau 7.1 présente les résultats de la gazéification de OMR4 et OMR5 à partir du modèle MSSM. Ces résultats montrent que l'absence de matière putrescible dans OMR4 conduit à une production relativement plus élevée de H_2 et CO, comparé aux autres mélanges, à l'exception de OMR3. Ces résultats peuvent s'expliquer par la proportion plus élevée de plastique dans le mélange, qui apporte plus d'hydrocarbures. Cependant, le PCI du syngaz est inférieur à celui de OMR1, OMR2 et OMR3, principalement en raison du faible pourcentage de méthane dans le syngaz produit par OMR4. De plus, de manière inattendue, la concentration massique de goudron dans le syngaz produit lors de la gazéification de OMR4 est plus élevée que celle de OMR1, OMR2 et OMR3. Cette augmentation est attribuée à une plus grande quantité de plastique présente dans le mélange.

Ensuite, la gazéification de OMR5 produit moins de H_2 et de CO et plus de CO_2 que les autres combustibles. Cette différence s'explique par l'absence de plastique dans le mélange, ce qui réduit la quantité de matières volatiles, tout en augmentant la teneur en humidité due à l'augmentation de la part de matières putrescibles. Par conséquent, le PCI du syngaz produit par la gazéification de OMR5 est le plus faible parmi les cinq mélanges. En outre, la gazéification de OMR5 produit 2 fois plus de CH_4 par rapport à celle de OMR4. Cependant, il convient de noter que l'absence de plastique dans OMR5 ne réduit pas la quantité de goudron produite. Au contraire, la concentration massique du goudron dans le syngaz produit par la gazéification de OMR5 a augmenté et est supérieur à celle des autres mélanges. Cela est attribuable à l'augmentation du pourcentage de produits textiles dans le mélange. Il est à rappeler que les produits textiles contiennent des plastiques, notamment le nylon et le polyester, ce qui explique la persistance de la production de goudron. Pour OMR4 et OMR5, la valeur de CGE (27.7% et 24.4%) indique une efficacité énergétique du procédé relativement faible, suggérant ainsi la nécessité d'optimiser les résultats en ajustant les conditions opératoires (ER et température de gazéification).

7.3.2 Résultats du modèle cinétique

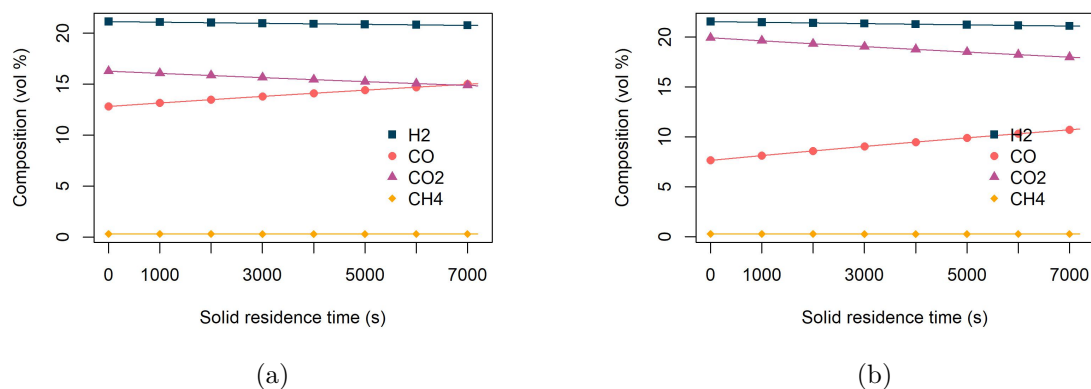
Cette partie traite les résultats obtenus à partir du modèle cinétique. La variation de la composition du syngaz en fonction du temps de résidence est montrée par fig.7.1. Il est à noter que les courbes de variation de la concentration de chaque espèce gazeuse présentent une tendance similaire dans fig.7.1a et fig.7.1b. Les mêmes tendances sont également observées pour OMR1, OMR2 et OMR3. Une légère augmentation de la concentration en CO a été constatée, ainsi qu'une légère diminution de la concentration en CO_2 . De plus, la concentration en H_2 et en CH_4 est restée presque constante tout au long du procédé.

Table 7.1: Les résultats du modèle MSSM

	OMR4	OMR5
ER	0.3	0.3
T equilibrium (°C)	775.2	711.9
T gasification	766.2	769
H ₂ (% vol)	10.83	6.11
CO (% vol)	19.93	13.10
CO ₂ (% vol)	11.81	17.57
N ₂ (% vol)	53.89	56.21
H ₂ O (% vol)	6.41	8.17
CH ₄ (% vol)	3.45	6.89
Tar (% vol)	0.067	0.071
H ₂ S (% vol)	0.013	0.027
Tar content (g/Nm ³)	2.21	2.35
Gas yield (Nm ³ /kg fuel)	2.19	2.05
Char yield (g/ kg OMR)	11.29	10.89
LHV syngas (MJ/Nm ³)	4.92	4.78
CGE	27.7	24.41

Table 7.2: Les indicateurs de performance de la gazéification

	H ₂ : CO	Gas yield (Nm ³ / kg)	CGE (%)	LHV (MJ/Nm ³)	Tar (g/Nm ³)
OMR1	0.56	2.80	53.4	6.07	1.72
OMR2	0.5	2.23	41.6	5.32	2.16
OMR3	0.64	3.43	55.9	6.18	1.41
OMR4	0.54	2.19	27.7	4.92	2.21
OMR5	0.46	2.05	24.4	4.78	2.35

Figure 7.1: Composition du syngaz obtenue à partir du modèle cinétique (ER=0.3, dimension du char = 5 mm, et densité du char = 600 kg/m³) : (a) OMR4 (b) OMR5

Ensuite, fig7.2b montre que le rendement en charbon diminue également tout au long du procédé. Pour OMR4 et OMR5, un rendement en charbon de 133.15 et 157.36 g/kg de RHW est obtenu pour un temps de résidence de 2 heures, respectivement. Ces rendements sont beaucoup plus élevés par rapport à ceux de OMR1, OMR2 et OMR3. La différence

s'explique par le fait que OMR4 et OMR5 contiennent une proportion plus élevée de non-biodégradables qui contribuent directement à la teneur en carbone.

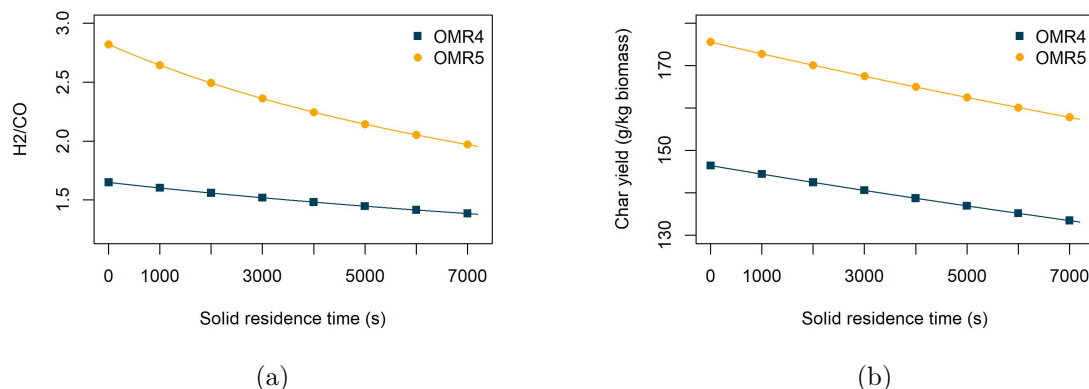


Figure 7.2: (a) Variation du rapport H₂/CO en fonction du temps de résidence (b) Rendement en char

Fig.7.3a et 7.3b présente respectivement la variation du PCI, du CGE et du rendement en gaz en fonction du temps de résidence pour OMR4 et OMR5. Dans les deux cas, le CGE diminue respectivement de 24.5% à 22.9% et de 27.5% à 26%. Le rendement en gaz pour OMR4 et OMR5 demeure pratiquement constant, avec une valeur moyenne de 2,4 Nm³/kg de RHW pour OMR4 et 2,32 Nm³/kg de RHW pour OMR5, respectivement.

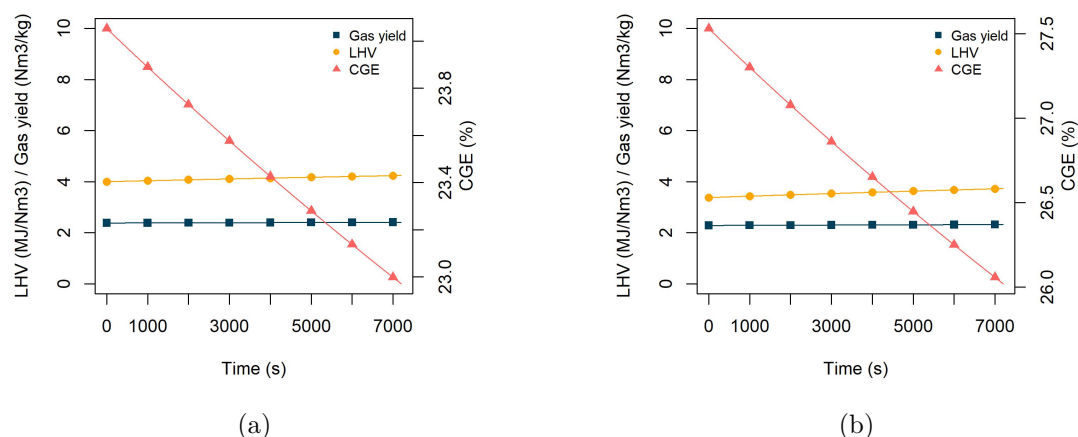


Figure 7.3: Effet du temps de séjour sur le rendement en charbon, le PCI du syngaz et le CGE: (a) OMR4 (b) OMR5

7.4 Annexe 2

Le volume réel de gaz de combustion V_{fg} (Eq.(7.3)) est déterminé en utilisant les valeurs de V_0 (Eq.(7.1)) et V_1 (Eq.(7.2)), qui représentent respectivement le volume théorique d'air nécessaire à la combustion et le volume théorique de gaz de combustion en Nm³.

$$V_0 = 0.0476 \times \left[0.5 \times \text{CO} + 0.5 \times \text{H}_2 + 1.5 \times \text{H}_2\text{S} + \sum \left(m + \frac{n}{4} \right) \times C_m H_n - O_2 \right] \quad (7.1)$$

$$V_1 = 0.01 \times \left[\text{CO}_2 + \text{CO} + 2 \times \text{H}_2\text{S} + \sum \left(m + \frac{n}{4} \right) \times C_m H_n + \text{H}_2 \right] + 0.8061 \times V_0 + \frac{N}{100} \quad (7.2)$$

$$V_{fg} = V_1 + (\alpha - 1) \times V_0 + 0.0161 \times (\alpha - 1) \times V_0 \quad (7.3)$$

où, H_2 , CO , CO_2 , H_2S et O_2 sont exprimés en unité de pourcentage molaire; $C_m H_n$ représente les hydrocarbures dans le syngaz. N est la teneur en azote obtenue par caractérisation physico-chimique. Pour la gazéification, α est égal à 1.2.

Table 7.3: Résultats du ReCiPe 2016 endpoint (H) V1.07

	Unité	I-OMR1	I-OMR2	I-OMR4	I-OMR5	G-OMR1	G-OMR2	G-OMR4	G-OMR5
Ressources	USD2013	0.02250505	0.04116777	0.01097807	0.02579847	1.87571347	1.87571347	1.87571347	1.87571347
Santé humaine	DALY	0.00066966	0.00062617	0.00095262	0.00021726	0.00027353	0.00015458	0.00015809	0.00012691
Ecosystèmes	species.yr	1.9057E-06	1.7442E-06	2.7371E-06	5.5183E-07	3.7554E-07	3.1297E-07	3.2694E-07	1.9492E-07

7.5 Publications scientifiques

1. J. C. I. Rabetanetiarimanana, M.H. Radanielina, H.T. Rakotondramiarana, and Dominique Morau. *"Semi-empirical model of waste gasification in a downdraft reactor"*. Biomass Conversion and Biorefinery (2023). doi.org/10.1007/s13399-023-04449-6
2. J. C. I. Rabetanetiarimanana, L. Ayagapin, D. Morau and J. P. Praene, *"Biomass-based scenario to achieve the electricity sustainability: the case of Reunion Island."* 2022 7th International Conference on Environment Friendly Energies and Applications (EFEA), Bagatelle Moka MU, Mauritius, 2022, pp. 1-6, doi.org/10.1109/EFEA56675.2022.10063740
3. J. C. I. Rabetanetiarimanana, M.H. Radanielina, H.T. Rakotondramiarana, and Dominique Morau. *A survey of the gasification of residual household waste*. Smart Grid and Renewable Energy (2022), 13, 268-293. doi.org/10.4236/sgre.2022.1311017
4. J. C. I. Rabetanetiarimanana, Dominique Morau, H.T. Rakotondramiarana, and M.H. Radanielina. *Input-based life cycle assessment and multivariate analysis of waste-to-energy (WtE) plants : comparison of gasification and incineration routes*. Under review in Journal of Environmental Management

7.6 Conférences internationales

1. 9th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation, WasteENG 2022, June 27-30,2022, Copenhagen, Denmark: "Modelling and simulation of pilot-scale stratified downdraft gasifier system using residual household waste (RHW) as feedstock for power generation"
2. 9th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation, WasteENG 2022, June 27-30,2022, Copenhagen, Denmark: "Physicochemical characterization of typical residual household waste (RHW) from Reunion Island"
3. 1st International Conference on Sustainable Chemical & Environmental Engineering, SUSTENG 2022, August 31 - September 4, 2022, Rethymno, Crete, Greece: "Environmental assessment of the integration of gasification into the waste management system in Reunion Island"
4. 7th International Conference on Environment Friendly Energies and Applications, EFEA 2022, December 14 - 16, 2022, Mauritius: "Biomass based scenario to achieve the electricity sustainability: the case of Reunion Island"

Analyse éco-énergétique de la gazéification des ordures ménagères résiduelles (OMR)

Résumé: La production mondiale de déchets atteindra plus de 2,6 milliards de tonnes par an en 2025. La gestion de déchets est un défi majeur pour les territoires insulaires. En plus des déchets recyclables, des encombrants et des déchets verts, les déchets ménagers et assimilés (DMA) comprennent également les ordures ménagères résiduelles (OMR), qui représentaient 44,6% de leur composition pour la Réunion en 2018. Par rapport à la France métropolitaine, où 67% des OMR sont valorisées par incinération en 2019, à la Réunion, la totalité des OMR produites (230 kilotonnes en 2018) sont directement envoyées en enfouissement. Compte tenu des réglementations nationales en vigueur, il est impératif de mettre en place une filière de valorisation des OMR afin de réduire les contraintes spatiales et environnementales associées à l'enfouissement. En France métropolitaine, l'incinération est la technologie couramment utilisée pour la valorisation énergétique des déchets solides, tandis que la gazéification demeure encore au stade expérimental. Dans le contexte réunionnais, il est important de déterminer quelle technologie permettra une valorisation efficace des OMR à la fois du point de vue environnemental et énergétique. Cette thèse propose alors d'étudier la gazéification des OMR sous les angles énergétique, environnemental et économique. Pour atteindre ces objectifs, une méthodologie de recherche en quatre étapes est adoptée: i) étude de caractérisation thermo-physico-chimique de cinq compositions de déchets issus des OMR; ii) développement et optimisation d'un modèle de réacteur de gazéification à lit-fixe co-courant; iii) comparaison de la performance environnementale de deux systèmes de production d'électricité (basés respectivement sur la gazéification et l'incinération); iv) analyse de l'intégration de la gazéification dans le mix électrique de la Réunion, en évaluant son incidence sur les coûts et les émissions de gaz à effet de serre (GES) de la production d'électricité.

Mots clés: Gazéification, Ordures Ménagères Résiduelles (OMR), Modélisation, Caractérisation thermo-physico-chimique, Analyse d'impact environnemental, Production électrique

Environmental and energy analysis of gasification of residual household waste (RWH)

Abstract: Global waste production will reach over 2.6 billion tonnes per year by 2025. Waste management is a major challenge for island territories. In addition to recyclable, bulky, and green waste, household and similar waste (HWW) also includes residual household waste (RHW), which accounted for 44.6% of its composition for Reunion in 2018. In comparison to metropolitan France, where 67% of RHW was incinerated in 2019, in Reunion, all RHW produced (230 kilotonnes in 2018) was directly sent to landfill. In light of the prevailing national regulations, it is imperative to set up a waste-to-energy stream to reduce the spatial and environmental constraints associated with landfilling. In metropolitan France, incineration is the commonly used technology for solid waste energy recovery, while gasification remains at the experimental stage. In the context of Reunion Island, it is important to determine which technology will enable effective recovery of household waste from both an environmental and an energy point of view. This thesis, therefore, proposes to study RHW gasification from energy, environmental, and economic angles. To achieve these objectives, a four-stage research methodology has been

adopted: i) thermo-physico-chemical characterization study of five RHW waste compositions; ii) development and optimization of a downdraft gasifier model; iii) comparison of the environmental performance of two waste-to-energy systems (based on gasification and incineration, respectively); iv) analysis of the integration of gasification into Reunion's electricity mix, assessing its impact on electricity production costs and greenhouse gas (GHG) emissions.

Keywords: Gasification, Residual Household Waste (RHW), Modeling, Thermo-physico-chemical characterization, Environmental impact analysis, Electricity production