



Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie Chimique

Laboratoire Valorisation des Energies Fossiles

LVALEF

Thèse de Doctorat en Sciences

Option : Génie Chimique

Valorisation énergétique des déchets solides municipaux : Applications de l'analyse du cycle de vie

Présentée par

Sadia ZIBOUCHE

Ingénieur, Master en Génie Chimique

Sous la direction de Mr Rabah BOUARAB **Professeur ENP**

Présentée et soutenue publiquement le (18/12/2023)

Composition du jury

Présidente	Farroudja MOHELLEBI	Professeure ENP
Directeur de thèse	Rabah BOUARAB	Professeur ENP
Examineurs	Hakim LOUNICI	Professeur U. Bouira
	Yacine KERCHICH	Professeur ENP
	Madjda AZIZA	Docteur CDER Bouzaréah
Invité	Mohamed AMOURI	Docteur CDER Bouzaréah

ENP 2023



Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie Chimique

Laboratoire Valorisation des Energies Fossiles

LVALEF

Thèse de Doctorat en Sciences

Option : Génie Chimique

Valorisation énergétique des déchets solides municipaux : Applications de l'analyse du cycle de vie

Présentée par

Sadia ZIBOUCHE

Ingénieur, Master en Génie Chimique

Sous la direction de Mr Rabah BOUARAB Professeur ENP

Présentée et soutenue publiquement le (18/12/2023)

Composition du jury

Présidente	Farroudja MOHELLEBI	Professeure ENP
Directeur de thèse	Rabah BOUARAB	Professeur ENP
Examineurs	Hakim LOUNICI	Professeur U. Bouira
	Yacine KERCHICH	Professeur ENP
	Madjda AZIZA	Docteur CDER Bouzaréah
Invité	Mohamed AMOURI	Docteur CDER Bouzaréah

ENP 2023

Remerciements

Tous d'abord, je remercie le bon DIEU de m'avoir accordé santé, énergie et volonté pour réaliser ce travail.

Ce travail a été effectué au sein du de valorisation des énergies fossiles (LAVALEF) de l'Ecole Nationale Polytechnique.

Je remercie vivement mon promoteur Prof BOUARAB pour son encadrement, sa disponibilité, les longues discussions constructives, ses conseils valeureux, ses encouragements et sa bienveillance sur le bon déroulement des travaux de cette thèse.

Je tiens à remercier particulièrement Docteur AMOURI pour toutes les orientations qu'il n'a cessé de me promulguer durant toute cette période.

Ma gratitude va au Chef de département Docteur REBAS pour tout son soutien, conseils et aussi d'avoir mis à ma disposition les moyens techniques nécessaires pour la réalisation de ce travail.

Je tiens particulièrement à remercier tous les membres du jury pour avoir accepté d'évaluer mes travaux. Un grand merci au Professeure MOHELLEBI d'avoir accepté de présider le Jury. Ma reconnaissance va également à Professeur LOUNICI, Professeur KERCHICH et Docteur AZIZA, d'avoir accepté d'examiner cette thèse, pour le temps qu'ils ont passé à lire le manuscrit et pour les commentaires constructifs qu'ils m'ont adressés et qui ont permis d'améliorer la qualité du mémoire de thèse.

J'exprime ma gratitude la plus sincère à l'équipe du Centre de Développement des Energies Renouvelables pour m'avoir fourni le matériel et les données nécessaires, en particulier le logiciel SimaPro@ PRé Consultants.

Enfin j'exprime ma gratitude à tous ceux qui, de près ou de loin, ont participé à la réalisation de ce présent travail.

العنوان : استعادة الطاقة من النفايات الصلبة : تطبيقات تحليل دورة الحياة.

ملخص

هذه الدراسة تهدف إلى تشجيع انتقال أساليب إدارة النفايات التي تمارس على مستوى ولاية الجزائر من دفن النفايات إلى بدائل مستدامة، وهي الهضم اللاهوائي المقترن بمحرك الجمع بين الحرارة والوقود لاستعادة النفايات. للقيام بذلك، يتم إجراء مقارنة بين أربع استراتيجيات لإدارة النفايات الصلبة باستخدام منهجية تقييم دورة الحياة. تشمل الخيارات التي تم تحليلها نظام مدافن النفايات الصلبة الحالي، وطمر النفايات مع استعادة الغاز الحيوي والهضم اللاهوائي والهضم اللاهوائي مع استعادة الطاقة. قدمت مرافق المدينة الفعلية بيانات المخزون. تشير النتائج إلى أن سيناريو المكب ينتج التأثير الأكبر بسبب انبعاثات الديزل للنقل والغاز الحيوي المنبعث. من ناحية أخرى، فإن القوالب المستخدم في المنشآت الصناعية وانبعاثات المحركات له تأثير سلبي على سيناريوهات الهضم اللاهوائي. علاوة على ذلك، تظهر سيناريوهات الهضم اللاهوائي تحسناً كبيراً في جميع فئات التأثير باستثناء التلوث والسمية وصحة الإنسان، والتي تُعزى إلى ارتفاع انبعاثات أكاسيد النيتروجين وثنائي أكسيد الكربون من محرك الغاز الحيوي. سيناريو الهضم اللاهوائي المقترن بمحول التوليد المشترك للطاقة الحرارية هو السيناريو الأقل تأثيراً على البيئة، حيث إنه يزيل 403.06 كجم من مكافئ ثاني أكسيد الكربون لكل طن من النفايات، ويوفر الوقود الأحفوري مع تجنب صافي قدره 18.2 بيكول جول لكل طن من النفايات، وإنتاج 280 جيجاواط من الكهرباء سنوياً تغطي 6٪ من احتياجات المدينة من الكهرباء. أظهر تحليل الحساسية أن تباين المعلمات لا يغير ترتيب ترتيب السيناريوهات، مما يؤكد موثوقية النتائج.

الكلمات المفتاحية: تحليل دورة الحياة، النفايات المنزلية الصلبة، الهضم اللاهوائي، تصريف النفايات، استعادة الطاقة.

Titre : Energy recovery from municipal solid waste : Applications of life cycle assessment.

Abstract

This study is an approach aimed at encouraging the transition of waste management methods practiced in Algiers from landfill to sustainable alternatives, namely anaerobic digestion coupled with a CHP engine for biogas recovery. A comparison of four municipal solid waste management (DSMM) strategies is undertaken using life cycle assessment methodology. The options analyzed include the current DSM landfill system, landfill with biogas recovery, anaerobic digestion and anaerobic digestion with energy recovery (SC4). Actual city facilities provided data for the inventory. The results show that the landfill scenario produces the greatest impact, due to the diesel emissions for transport and the biogas emitted. On the other hand, steel used for industrial plants and engine emissions have a negative impact on the anaerobic digestion scenarios. Furthermore, the anaerobic digestion scenarios show a significant improvement in all impact categories, with the exception of eutrophication, toxicity and human health, which is due to the high NO_x and CO emissions from the biogas engine. The scenario of anaerobic digestion coupled with a CHP cogeneration mover has the least environmental impact, eliminating 403.06 kg of CO₂ equivalent per ton of waste, saving fossil fuels with a net avoidance of 18.2 PJ per ton of waste, and generating 280 GWhel of electricity per year, covering 6% of the city's electricity needs. Sensitivity analysis revealed that varying the parameters did not alter the ranking order of the scenarios, confirming the reliability of the results.

Keywords : Life cycle assessment, Municipal solid waste, Anaerobic digestion, Landfill.

Titre : Valorisation énergétique des déchets solides municipaux : Applications de l'analyse du cycle de vie.

Résumé

Cette étude s'inscrit dans une démarche qui vise à encourager la transition du mode gestion de déchets pratiqués au niveau de la wilaya d'Alger vers des alternatives durables à savoir la digestion anaérobie couplés à la cogénération. Pour ce faire une comparaison de quatre modes de gestion des déchets est entreprise en utilisant la méthodologie d'analyse du cycle de vie. Les options analysées comprennent le système actuel de mise en décharge des déchets avec et sans valorisation du biogaz, la digestion anaérobie avec et sans récupération d'énergie. L'inventaire de l'ACV est basé sur des données fournis par des installations réelles de la wilaya. Les résultats indiquent que le scénario de la mise en décharge produit l'impact le plus important en raison des émissions induites par l'utilisation de diesel pour le transport et du biogaz émis. En revanche, l'acier utilisé pour les installations industrielles et les émissions des moteurs ont un impact négatif sur les scénarios de digestion anaérobie. En outre, les scénarios de digestion anaérobie montrent une amélioration significative dans toutes les catégories d'impact, à l'exception de l'eutrophisation, de la toxicité et de la santé humaine, ce qui est dû aux émissions élevées de NO_x et de CO provenant du moteur à biogaz. Le scénario de la digestion anaérobie couplé à la cogénération présente le moins d'impact sur l'environnement, puisqu'il permet d'éliminer 403,06 kg d'équivalent CO₂ par tonne de déchets, d'économiser des combustibles fossiles avec un évitement net de 18,2 PJ par tonne de déchets. L'analyse de sensibilité a révélé que la variation des paramètres ne modifie pas l'ordre de classement des scénarios, ce qui confirme la fiabilité des résultats.

Mots clés : Analyse du cycle de vie, Déchets solides municipaux, Digestion anaérobie, Décharge, Valorisation énergétique.

Table des matières

Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Introduction générale	13
Chapitre 1. Déchets solides municipaux.....	18
1.1 Introduction.....	18
1.2 Définition des déchets	18
1.2.1 Définition juridique	18
1.2.2 Approche économique.....	19
1.2.3 Approche sociologique	19
1.2.4 Approche environmentaliste	20
1.2.5 Classification des déchets solides	20
1.2.6 Classification en fonction de l'origine du déchet.....	20
A. Déchets solides municipaux et assimilés (DMA).....	20
B. Déchets industriels.....	20
C. Déchets toxiques en quantités dispersées.....	21
D. Déchets agricoles et agro-alimentaires.....	21
E. Déchets d'activité de soins de santé	21
1.2.7 Classification en fonction de la nature du danger.....	22
A. Déchets dangereux.....	22
B. Déchets inertes	22
C. Déchets ultimes	22
D. Déchets non dangereux	23
1.2.8 Classification selon le mode de traitement des déchets.....	23
A. Déchets biodégradables ou décomposables	23
B. Déchets recyclables	23
C. Déchets ultimes	23
1.3 Généralités sur les déchets solides municipaux	23
1.3.1 Définition des déchets solides municipaux	23
1.3.2 Composition des déchets solides municipaux	24
1.3.3 Pollution et nuisances générés par les déchets solides municipaux.....	28
A. Pollution des eaux.....	29
B. Pollution de l'air.....	29
C. Pollution du sol	31
1.3.4 Gestion des déchets solides municipaux.....	32
Chapitre 2. Mise en décharge.....	36
2.1 Introduction.....	36

2.2	Définition de la mise en décharge.....	36
2.3	Classification des décharges.....	39
2.4	Conception et exploitation des décharges.....	41
2.5	Lixiviats de décharge.....	43
2.6	Gaz de décharge.....	46
Chapitre 3. Digestion anaérobie		50
3.1	Introduction	50
3.2	Généralités sur la digestion anaérobie	50
3.3	Classification des installations de digestion anaérobie.....	53
3.4	Collecte et caractérisation des déchets solides municipaux	54
3.5	Facteurs clés affectant l'efficacité des digestions de l'OFDSM.....	55
3.5.1	Qualité de la matière première et processus de prétraitement.....	55
3.5.2	Conception et sélection des procédés de digestion	60
3.5.3	Conditions du processus de digestion et leur optimisation	62
	A. pH.....	62
	B. Température.....	63
	C. Rapport carbone/azote (rapport C/N).....	64
	D. Taux de charge organique (OLR) Organic loading rate.....	64
	E. Temps de rétention hydraulique	65
	F. Post-traitement et récupération des produits.....	65
3.6	Processus d'épuration et de valorisation du biogaz	65
3.7	Post-traitement et valorisation du digestat.....	67
3.8	Défis actuels	68
Chapitre 4. Analyse du cycle de vie		72
4.1	Introduction	72
4.2	Historique de l'analyse de cycle de vie	73
4.3	Méthodologie de l'analyse du cycle de vie	73
4.3.1	Définition des objectifs et du champ d'étude.....	77
4.3.2	Analyse de l'inventaire du cycle de vie	78
4.3.3	Analyse des impacts environnementale et interprétation des résultats.....	80
4.4	Analyse du cycle de vie appliqué à la gestion des déchets.....	82
4.5	Amélioration de la qualité des travaux d'ACV appliqué à la gestion des DSM.....	84
4.5.1	Définition du champ d'application	84
	A. Unité fonctionnelle	84
	B. Limites du système	85
	C. Hypothèses.....	85
	D. Sélection des catégories d'impact	86
4.5.2	Analyse de l'inventaire	87
	A. Sources d'acquisition des données de l'inventaire	87

B.	Utilisation d'un logiciel de modélisation.....	88
4.5.3	Évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV) et interprétation des résultats	88
A.	Méthodes LCIA.....	88
B.	Méthodes d'analyse de la qualité des données	89
4.5.4	Analyse de sensibilité	90
Chapitre 5.	Approche méthodologique	93
5.1	Collecte de données.....	93
5.1.1	L'étude de cas	93
A.	Situation géographique et démographique	93
B.	Situation économique.....	93
C.	Capitale politique	93
5.1.2	Evolution de la production de déchets solides municipaux par la wilaya	93
5.1.3	Composition des déchets de la wilaya d'Alger	94
5.1.4	Gestion des déchets solides municipaux de la wilaya d'Alger	96
5.2	Analyse du cycle de vie	97
5.2.1	Analyse du cycle de vie	98
A.	Définition de l'objectif et du champ d'application	98
B.	Unité fonctionnelle (UF)	99
C.	Scénarios de gestion des DSM.....	99
-	Scénario 01 (SC1) : Mise en décharge.....	99
-	Scénario 02 (SC2) : Décharge avec récupération d'énergie.....	103
-	Scénario 03 (SC3) : Digestion anaérobie	103
-	Scénario 04 (SC4) : Digestion anaérobie avec récupération d'énergie	106
D.	Limites du système et inventaire du cycle de vie	107
E.	Approches d'évitement de l'allocation	108
F.	Évaluation de l'impact du cycle de vie.....	108
G.	Analyse de sensibilité	111
-	Transport des déchets.....	112
-	Composition des DSM et production de biogaz.....	112
-	Émissions fugitives d'une installation de digestion anaérobie	112
Chapitre 6.	Résultats et discussions	115
6.1	Introduction.....	115
6.2	Contribution aux impacts potentiels du cycle de vie des sous-systèmes et processus.....	115
6.3	Comparaison des impacts potentiels individuels	120
6.3.1	Potentiel de réchauffement climatique	120
6.3.2	Appauvrissement de la couche d'ozone	122
6.3.3	Acidification terrestre.....	122
6.3.4	Toxicité humaine	123
6.3.5	Potentiel d'eutrophisation.....	124

6.3.6	Formation d'oxydants photochimiques.....	124
6.3.7	Particules en suspension respiratoires	124
6.3.8	Écotoxicité terrestre	124
6.3.9	Rayonnements ionisants	125
6.3.10	Écotoxicité des eaux marines et douces.....	125
6.3.11	Occupation des terres agricoles / Occupation des terres urbaines / Transformation des terres naturelles	126
6.3.12	Épuisement des ressources en eau / épuisement des métaux	127
6.3.13	Épuisement des ressources fossiles.....	127
6.4	Évaluation des dommages au point final	130
6.5	Analyse de sensibilité	131
6.5.1	Émissions fugitives	131
6.5.2	Composition des déchets et composition du biogaz.....	132
6.5.3	Transport des déchets.....	132
6.5.4	Recyclage des déchets.....	133
Conclusion générale.....		136
Références bibliographiques		140
Annexe I.....		159
Annexe II.....		163
Annexe III.....		166

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Composition typique des déchets solides municipaux par type de composant (Nanda & Berruti, 2021).	25
Tableau 3.1: Méthodes de prétraitement des substrats OFDSM avant le processus de digestion anaérobie (Gikas et al., 2018).....	57
Tableau 3.2: Comparaisons des différents systèmes de digesteurs anaérobies (Kothari et al., 2014). .	61
Tableau 5.1 : Information générale sur le centre d'enfouissement technique HAMICI.	97
Tableau 5.2: Caractéristiques des lixiviats après traitement au niveau du centre d'enfouissement technique HAMICI.	102
Tableau 5.3: Principaux flux d'entrant et extrant des quatre scénarios étudiés par unité fonctionnelle (une tonne de déchets).....	109
Tableau 5.4 : Plage de variation des paramètres d'entrée pour l'analyse de sensibilité.	113
Tableau 6.1: Résultat des impacts environnementaux individuels pour les différents scénarios étudiés.	121

Liste des figures

Figure 1.1: Composition des déchets solides municipaux dans différents groupes de revenus.	26
Figure 2.1: Intégration d'une décharge avec recyclage des lixiviats et valorisation du biogaz.	37
Figure 2.2: Apport énergétique dans la mise en décharge et l'incinération des déchets solides municipaux.	38
Figure 2.3: Mécanisme de formation des gaz de décharge.	46
Figure 3.1: Voies de récupération d'énergie à partir de la fraction organique des déchets dans un processus de digestion anaérobie.	53
Figure 5.1: Evolution de la production des déchets de la wilaya d'Alger.	94
Figure 5.2: Evolution de la composition des déchets solides municipaux de la wilaya d'Alger.	95
Figure 5.3: Résumé graphique de la démarche suivie.	97
Figure 5.4: Schéma descriptif du processus de la mise en décharge considérés dans le scénario SC1.	100
Figure 5.5: Schéma descriptif du processus de digestion anaérobie considérés dans le scénario SC3.	104
Figure 6.1: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC1.	116
Figure 6.2: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC2.	117
Figure 6.3: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC3.	118
Figure 6.4: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC4.	119
Figure 6.5: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) le potentiel de réchauffement climatique, (b) l'appauvrissement de la couche d'ozone, (c) l'acidification terrestre et (d) la toxicité humaine.	123
Figure 6.6: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'eutrophisation marine, (b) l'eutrophisation des eaux douces, (c) la formation d'oxydants photochimiques et (d) la formation de particules.	125
Figure 6.7: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'écotoxicité terrestre, (b) les rayonnements ionisants, (c) l'écotoxicité marine et (d) l'écotoxicité de l'eau douce.	126
Figure 6.8: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'occupation des terres agricoles, (b) l'occupation des terres urbaines et (c) l'occupation des terres naturelles.	127
Figure 6.9: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'épuisement des métaux, (b) l'épuisement de l'eau et (c) l'épuisement des ressources fossiles.	128
Figure 6.10: Comparaison des impacts individuels sur les différents scénarios de déchets solides municipaux.	129

Figure 6.11: Comparaison des catégories de dommages pour les différents scénarios de déchets solides municipaux.....	130
Figure 6.12 : Influence des émissions fugitives sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).....	131
Figure 6.13: Influence des émissions fugitives sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).....	132
Figure 6.14: Influence du transport des déchets sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).....	133
Figure 6.15: Influence du recyclage des déchets sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).....	134

Liste des abréviations

ACV	Analyse du Cycle de Vie
AGV	Acide Gras Volatile
ALO	Occupation des Terres Agricoles
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CHP	Production Combinée de Chaleur et d'Electricité
DA	Digestion Anaérobie
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DSM	Déchets Solides Municipaux
EICV	L'Évaluation de l'Impact du Cycle de Vie
FD	Appauvrissement en Combustibles Fossiles
FE	Eutrophisation de L'eau Douce
FEC	Ecotoxicité en Eau Douce
FODSM	Fraction Organique des Déchets Solides Municipaux
GES	Gaz à Effet de Serre
GWP	Potentiel de Réchauffement Planétaire
HT	Toxicité Humaine
ICV	L'inventaire du Cycle de Vie
IR	Rayonnement Ionisant
MD	Appauvrissement en Métaux
ME	Eutrophisation Marine
MEC	Ecotoxicité Marine
NLT	Transformation des Terres Naturelles
OD	Appauvrissement de la Couche D'ozone
OLR	Taux de Charge Organique
PEHD	Polyéthylène Haute Densité
PMF	Formation de Particules
POF	Formation D'oxydants Photochimiques
SC	Scenario
TA	Acidification Terrestre
TDS	Solides Dissous Totaux
TE	Ecotoxicité Terrestre
TRH	Temps de Rétention Hydraulique
UF	Unité Fonctionnelle
ULO	Occupation des Terres Urbaines
VSR	Réduction des Solides Volatils
WD	Appauvrissement de la Couche D'eau

Introduction générale

Introduction générale

Au cours des dernières années, les pays en développement ont connu des taux élevés de croissance démographique en raison de l'augmentation de l'exode rural, de l'industrialisation et de l'urbanisation, ainsi que de l'amélioration des niveaux de vie (Dlamini et al., 2019). Ces changements se sont accompagnés d'une augmentation des défis environnementaux, parmi lesquels la production accrue de déchets solides municipaux provoquant ainsi des demandes sans précédent sur les municipalités pour fournir des services de gestion des déchets (Mohee & Simelane, 2015). Ces accumulations de déchets ont causé de graves problèmes écologiques impliquant la pollution de l'air et de l'eau. En Algérie, la quantité de déchets produite a considérablement évolué, entre 1980 et 2018, avec une production passant de 2,25 millions à 13,5 millions de tonnes par an (AND, 2018). Selon les projections présentées par Djemaci, cette quantité est estimée à 30 millions de tonnes en 2030 (Djemaci, 2014). En contrepartie le même mode de traitement est maintenu depuis la période colonial à savoir la mise en décharge.

L'Algérie comme la majorité des pays en développement pratique la mise en décharge comme options de gestion des déchets ménagers en raison de son coût d'exploitation peu élevé et de la tolérance d'une main-d'oeuvre non qualifiée (Balogun-Adeleye et al., 2019). Néanmoins, la mise en décharge n'est pas la stratégie de gestion adaptée aux déchets en Algérie car ils sont principalement constitués de matières organiques (60% en poids) qui génèrent des quantités importantes de gaz de méthane CH₄ et de lixiviats, sources de pollution (Ramachandra et al., 2018).

Le gouvernement Algérien a défini ces dernières années, une stratégie nationale en matière de protection de l'environnement qui s'est traduite par le plan national d'action pour l'environnement et le développement durable. La politique de gestion des déchets s'inscrit pleinement dans la volonté des autorités Algérienne de mettre en oeuvre une transition vers des stratégies de gestion de déchets plus durables.

Dans ce contexte, l'identification d'un système de gestion des déchets approprié est un élément important de la conception du plan national de gestion des déchets solides municipaux ainsi que les schémas directeurs qui en découlent.

L'apparition des concepts de durabilité et d'économie circulaire ont conduit à un changement global, de la simple protection de l'environnement à la récupération et à la valorisation des ressources (Iqbal et al., 2020). Dans ce contexte, toute stratégie de gestion des déchets doit

s'inscrire dans une perspective de développement durable afin d'aboutir à un mix énergétique fiable et durable qui réponde au mieux à la demande en énergie. En Algérie, la promotion et l'intégration des énergies renouvelables dans le mix énergétique national constituent un enjeu majeur de préservation des ressources fossiles, de diversification de la production d'électricité et de contribution au développement durable. Le programme national des énergies renouvelables de 2015-2030 prévoit une capacité de production de 22 GW dont 1000 MW basé sur la biomasse et la 400 MW basé sur la cogénération.

De plus, le processus analytique de hiérarchisation des déchets solides municipaux est une méthode largement adoptée pour l'évaluation et la sélection des technologies de traitement des déchets. Elle permet aux décideurs de hiérarchiser les solutions en fonction de critères recherchés (Tsydenova et al., 2018). L'utilisation des outils d'aide à la décision pour la comparaison des différentes alternatives de gestion des déchets est d'une importance cruciale pour le développement d'une filière de gestion des déchets solides municipaux plus durable et compétitive (J. Zhang et al., 2021). Il en existe plusieurs entre autres, l'analyse du cycle de vie dont l'objectif est de mettre en œuvre une stratégie intégrée de gestion des déchets à grande échelle afin de modifier les systèmes linéaires actuels en économie circulaire (Laurent, Bakas, et al., 2014). L'application de cette méthode pour la gestion de déchets permet de fournir des conclusions générales pour les options étudiées et d'évaluer des impacts environnementaux potentiels d'un système dans le but de prévenir ou de réduire la production et la nocivité des déchets.

C'est dans ce cadre que s'inscrit la présente étude dont l'objectif est d'évaluer et de comparer les impacts environnementaux de quatre alternatives de gestion de déchets dans la ville d'Alger afin de montrer la nécessité de trouver des alternatives au mode de gestion actuel et d'assurer un traitement durable des déchets en utilisant des outils d'aide à la décision. Quatre scénarios ont été étudiés :

- Le scénario de base est le mode de gestion actuel basé sur la mise en décharge avec torchage du biogaz (SC1).
- Le deuxième scénario (SC2) ou les déchets solides dans ce scénario sont éliminés dans la même décharge que dans le premier scénario, avec des installations supplémentaires pour produire de l'électricité à partir du biogaz afin d'évaluer l'impact de la valorisation énergétique du biogaz des décharge.
- Le troisième scénario (SC3) est basé sur la digestion anaérobie des déchets impliquant un traitement biologique.

- Le quatrième scénario (SC4) ou la même unité de digestion anaérobie définie dans le scénario SC3 est adoptée, mais il est supposé que le biogaz produit de l'électricité et de la chaleur avec une unité de production combinée de chaleur et d'électricité CHP.

Le choix des scénarios pour cette étude a été basé sur la composition des déchets de la wilaya. Cette étude considère la digestion anaérobie parce qu'elle est mieux adaptée aux résidus organiques facilement dégradables et qu'elle est plus performante que les systèmes basés sur la mise en décharge et le compostage en termes de récupération d'énergie et d'impact sur le potentiel de réchauffement climatique. Les scénarios ont été comparés à l'aide de la méthodologie de l'ACV qui est une méthodologie scientifique, guidée par la norme ISO 14040 (2006), qui prend en compte l'ensemble du cycle de vie d'un système spécifié, ce qui pourrait aider à la prise de décision concernant le choix des systèmes de gestion des déchets.

Cette étude suit une approche holistique passant d'une évaluation basée sur les processus à une évaluation basée sur les systèmes. Cela permet d'inclure l'interaction entre le processus, les technologies et l'ensemble de la chaîne de gestion des déchets dans l'objectif de mettre en œuvre une stratégie intégrée de gestion de déchets. Les données de l'inventaire du cycle de vie ont été collectées à partir d'installations réelles dans des installations de traitement des déchets existantes dans la ville d'Alger. La méthode d'évaluation d'impact ReCiPe a été utilisée, en tenant compte de 18 catégories intermédiaires (Midpoint) ; potentiel de réchauffement planétaire (GWP), appauvrissement de la couche d'ozone (OD), acidification terrestre (TA), eutrophisation de l'eau douce (FE), eutrophisation marine (ME), toxicité humaine (HT), formation d'oxydants photochimiques (POF), formation de particules (PMF), écotoxicité terrestre (TE), Écotoxicité en eau douce (FEC), Écotoxicité marine (MEC), Rayonnement ionisant (IR), Occupation des terres agricoles (ALO), Occupation des terres urbaines (ULO), Transformation des terres naturelles (NLT), Appauvrissement de la couche d'eau (WD), Appauvrissement en métaux (MD), Appauvrissement en combustibles fossiles (FD). Ces impacts intermédiaires sont regroupés en trois grandes catégories de dommages (santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources).

Cette thèse est organisée en cinq chapitres. Le premier chapitre passe en revue des généralités sur les déchets solides municipaux ; production, composition et valorisation. Le deuxième chapitre décrit le mode de gestion pratiqué actuellement qui est la mise en décharge allant de la conception de la décharge aux émissions de lixiviats et de biogaz produites.

Le troisième chapitre donne un aperçu général sur l'outil d'aide à la décision utilisé dans cette étude et la méthodologie de l'analyse du cycle de vie. De plus l'application de la analyse de cycle de vie aux de différentes options de gestion des déchets a été également discutée.

Le quatrième chapitre décrit les méthodes et matériels utilisés dans le cadre de cette étude ; il est consacré à une revue détaillée des quatre scénarios étudiés dans la région d'étude, l'inventaire du cycle de vie, les méthodes, les hypothèses et les limites des systèmes étudiés.

Le dernier chapitre de cette étude présente les résultats obtenus ainsi que leurs discussions et interprétations.

Chapitre 1

Déchets solides municipaux

Chapitre 1. Déchets solides municipaux

1.1 Introduction

Les taux élevés de consommation d'énergie et de biens, conjugués à la croissance démographique et aux niveaux de vie élevés, entraînent une augmentation de production de déchets solides municipaux qui constituent une menace sérieuse pour l'environnement s'ils ne sont pas éliminés ou recyclés efficacement.

Actuellement, on estime que 2.01 milliards de tonnes de déchets solides municipaux sont générés dans le monde, dont près de 33 % ne sont pas collectés par les municipalités. Approximativement, une moyenne de 0,74 kg de déchets est générée par habitant et par jour ([Waste Atlas, 2018](#)). Selon la Banque mondiale, la production de déchets solides municipaux devrait atteindre 3,4 milliards de tonnes d'ici 2050. Sur le total des déchets solides ([The world bank, 2023](#)) municipaux qui sont collectés par les municipalités, environ 70% finissent dans des décharges, 19% sont recyclés et 11% sont utilisés pour la récupération d'énergie.

Sur une population mondiale actuelle de 7,6 milliards d'habitants ([U.S, 2023](#)), près de 3,5 milliards de personnes sont privées d'installations de gestion des déchets de base ([Waste Atlas, 2018](#)). Il est également prévisible que le nombre de personnes n'ayant pas un accès correct aux services élémentaires de gestion des déchets pourrait atteindre 5,6 milliards d'ici 2050.

1.2 Définition des déchets

1.2.1 Définition juridique

Au sens de la réglementation européenne un déchet est « Toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire» ([Directive 2008/98/CE, 2008](#)). Selon la législation française: « Est un déchet au sens de la présente loi tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon».

Selon la loi n° 01-19 du 12-12-2001 relative à la gestion, au contrôle et l'élimination des déchets en Algérie, le déchet est considéré comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer » ([Loi n° 01-19, 2001](#)).

1.2.2 Approche économique

Selon le sens économique, le déchet est défini comme un objet ou une matière qui n'a pas de valeur.

L'Organisation Mondiale de la Santé définit le déchet comme quelque chose que son propriétaire ne veut plus et qui n'a pas de valeur commerciale courante ou perçue. Aussi du point de vue économique, un déchet est défini comme étant un objet ou une matière dont la valeur économique est nulle ou négative pour son détenteur, à un moment donné et dans un lieu donné. La valeur de nullité de la valeur du déchet reste toutefois relative (Porter, 2010).

L'amélioration de stratégies de gestion des déchets, l'avancée des recherches et des techniques de traitement, l'évolution des sociétés ont pu changer la vision négative du déchet. Les choses en première utilisation perdent leurs fonctions, et deviendront déchets. Cependant, les déchets des uns peuvent servir de matières premières secondaires pour la fabrication d'autres produits et même des biens pour d'autres personnes ou communautés selon l'expression « les résidus des uns font le bonheur des autres ». On peut considérer les déchets comme une richesse potentielle grâce à des techniques novatrices, extraire une nouvelle valeur apte à réintégrer dans le circuit économique. C'est tout l'enjeu de la valorisation, dont la part croissante doit permettre d'exploiter la richesse contenue dans les déchets et faire baisser la part des quantités stockées.

1.2.3 Approche sociologique

Sociologiquement, la définition des déchets est plus orientée sur la relation Homme – Déchet. Cependant, les déchets, en particulier solides municipaux, n'ont pas été facilement acceptés comme sujet de recherche ou de discussion de haut niveau en sciences sociales. Une mise à distance voire une marginalisation des déchets est prônée dans toutes les couches sociales. La représentation des déchets et tout ce qui tourne autour varie largement d'une société à une autre. Les recherches sont menées sur les comportements, l'analyse des interactions entre différents acteurs et les représentations des déchets en fonction des types de sociétés. Le déchet est le témoin d'une culture et de ses valeurs reflétant le niveau social des populations et de l'espace dans lequel elles évoluent : zones rurales/urbaines, habitats collectifs/individuels (Guzman & De Souza, 2018). Les auteurs s'attèlent d'abord à décrire les relations sociales liées aux déchets entre les membres d'une même famille, entre les habitants d'un même immeuble, entre les ménages et les autorités publiques sur le plan social.

1.2.4 Approche environnementaliste

Selon le point de vue environnemental, le déchet est représenté comme une menace, un risque dès que l'on envisage son contact, direct ou après traitement, avec l'environnement (Desa et al., 2012). La diffusion des polluants dans le milieu s'accompagne souvent d'un risque sanitaire. L'évaluation des nuisances sanitaires associées aux déchets et à leurs modes de gestion est un champ complexe de la santé environnementale qui, peut-être plus que tout autre champ, requiert une approche scientifique multidisciplinaire. L'objectif de gestion étant de prévenir ou réduire la production et la nocivité des déchets.

1.2.5 Classification des déchets solides

Les déchets peuvent être classés en 2 grandes catégories, selon l'origine du déchet et selon la nature du danger :

1.2.6 Classification en fonction de l'origine du déchet

A. Déchets solides municipaux et assimilés (DMA)

Les déchets solides municipaux et assimilés sont les déchets produits par les ménages, les commerçants, les artisans, et même les entreprises et industries quand ils ne présentent pas de caractère dangereux ou polluant : papiers, cartons, bois, verre, textiles, emballages. Ces déchets sont collectés par la commune, ils peuvent être éliminés sans sujétions techniques particulièrement et sans risques pour les personnes ou l'environnement (Bensmail & Ainouche, 2010). « Les communes ou les établissements publics de coopération intercommunale assurent, éventuellement en liaison avec les autorités locales ou régionales, l'élimination des déchets des ménages ». Ces collectivités assurent également l'élimination des autres déchets définis par décret, qu'elles peuvent, eu égard à leurs caractéristiques et aux quantités produites, collecter et traiter sans sujétions techniques particulières (A.D.E.M.E, 2014).

B. Déchets industriels

Ils se composent de deux catégories :

Déchets industriels banals : Il s'agit des déchets non dangereux issus des activités économiques : industrie, commerce, artisanat et agriculture et autres. Leur composition est semblable à celle des ordures ménagères. On les appelle aussi déchets assimilables aux ordures ménagères. Ces déchets peuvent être éliminés par les mêmes techniques que celles utilisées pour les ordures ménagères (Celenza, 2000).

Déchets industriels spéciaux : Les déchets industriels spéciaux proviennent, en général, des activités industrielles. Ils contiennent, en quantités variables, des éléments toxiques ou

dangereux qui présentent des risques accrus pour la santé humaine et l'environnement. Ils peuvent être de nature organique (solvants, hydrocarbures...) ou minérale (acides, bains de traitement de surface, sables de fonderies, boues d'hydroxydes métalliques...).

C. Déchets toxiques en quantités dispersées

Ils désignent des déchets dangereux produits et détenus par les professionnels en trop petites quantités pour suivre directement la filière habituelle de traitement des déchets dangereux et ils peuvent être définis lorsqu'ils sont détenus en petites quantités :

- Solvants ;
- Produits chimiques et laboratoire,
- Peintures, colles, vernis ;
- Cartouches de toners pour imprimantes ;
- Produits phytosanitaires.

Ils sont soumis à la réglementation générale en matière de déchets dangereux et relèvent, à ce titre, des plans d'élimination des déchets industriels spéciaux ([Actu environnement, 2022](#)).

D. Déchets agricoles et agro-alimentaires

Ce type de déchet est issu essentiellement de l'industrie agro-alimentaire et du secteur agricole. Les déchets et sous-produits organiques des industries agroalimentaires (IAA) sont générés par les activités de transformation des produits végétaux et animaux. Ils se caractérisent par une grande hétérogénéité (lactosérum, marcs de raisin, vinasses, déchets de légumes ou de fruits, déchets de l'industrie de la viande...) et par leur capacité à subir une fermentation et utilisation pour la méthanisation ([Cd2e acteur de l'éco transition, 2022](#)).

E. Déchets d'activité de soins de santé

Ce sont des déchets spécifiques des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, curatif ou palliatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire, ainsi que les activités de recherche et d'enseignement associées, de production industrielle et de thanatopraxie.

Les déchets d'activités de soins à risque infectieux sont classés comme les déchets dangereux. Leur production est de l'ordre de 150 000 t/an.

Le décret du 6 novembre 1997 impose l'obligation d'élimination de ce type de déchets au producteur. Une convention écrite lie le producteur et le prestataire en charge de l'élimination du déchet. Des documents sont établis afin d'assurer la traçabilité des opérations de collecte et de traitement ([Brent et al., 2007](#)).

Ces déchets doivent être séparés des autres déchets. Ils utilisent des emballages à usage unique avant l'enlèvement. Des durées maximales d'entreposage sont imposées. Le transport de ces DAS répond aux exigences imposées aux matières dangereuses (conditionnement, étiquetage, classement par risques biologiques).

1.2.7 Classification en fonction de la nature du danger

A. Déchets dangereux

Selon l'article R541-8, le déchet dangereux est défini comme : « tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés de dangers ». Ils sont signalés par un astérisque dans la liste des déchets. Ils sont considérés comme dangereux s'ils présentent une ou plusieurs des propriétés suivantes : explosif, comburant, inflammable, irritant, nocif, toxique, cancérigène, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, mutagène, écotoxique ([Article R541-8, 2023](#)).

B. Déchets inertes

Le déchet inerte est tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine ([Sarmah et al., 2020](#)).

Ces déchets proviennent de l'exploitation des mines et des carrières, des chantiers du bâtiment et des travaux publics, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation. Ils ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et à l'environnement.

C. Déchets ultimes

Est considéré comme ultime un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux. Les installations d'élimination des déchets par stockage ne sont autorisées à accueillir que des déchets ultimes. Le caractère ultime d'un déchet n'est pas fonction des caractéristiques « physico-chimiques » du déchet mais s'apprécie en fonction du système global de collecte et de traitement. Cette notion est locale et doit normalement être précisée dans le cadre des plans départementaux d'élimination des déchets solides municipaux et assimilés ([Visvanathan, 1996](#)).

D. Déchets non dangereux

Les déchets non dangereux sont les déchets qui ne présentent aucune des caractéristiques relatives à la dangerosité mentionnées auparavant (toxique, explosif, corrosif, ...). Ce sont les déchets banals des entreprises, commerçants, et artisans (papiers, cartons, bois, textiles, ...) et les déchets solides municipaux.

1.2.8 Classification selon le mode de traitement des déchets**A. Déchets biodégradables ou décomposables**

Ils sont au moins pour partie détruits naturellement, plus ou moins rapidement, En général par les bactéries, champignons et autres micro-organismes et/ou par des réactions chimiques laissant des produits de dégradation identiques ou proches de ceux qu'on peut trouver dans la nature, parfois néanmoins contaminés par certains résidus.

B. Déchets recyclables

Ce sont des matériaux que l'on peut techniquement recycler. Pour qu'un déchet soit recyclé, il faut qu'il soit récupéré dans le cadre d'une collecte de tri sélectif. Un objet recyclable n'est donc pas forcément recyclé. Ainsi, le recyclage constitue de longue date une composante incontournable de l'économie des matières premières contribuant très sensiblement à l'approvisionnement national.

C. Déchets ultimes

Déchets qui ne sont plus valorisables, ni par recyclage, ni par valorisation énergétique. A ce titre, ils sont réglementairement les seuls à pouvoir être stockés (enfouis) dans un Centre de Stockage des Déchets Ultimes. Ce sont les déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment. Ils devraient être les seuls déchets à être mis en décharge

1.3 Généralités sur les déchets solides municipaux**1.3.1 Définition des déchets solides municipaux**

Les déchets solides municipaux sont un mélange assorti de déchets solides jetés quotidiennement par la population urbaine et rurale, sous forme d'ordures ménagères ou de déchets de cuisine. Ils proviennent des déchets solides d'une municipalité collectés auprès des ménages, des bureaux, des petites institutions et entreprises commerciales (Vergara & Tchobanoglous, 2012).

En raison de la mondialisation, le mode de vie à rapidement changé, ce qui entraîne une production de quantités considérables de déchets solides municipaux. En termes de production de déchets solides municipaux par habitant les dix premières nations sont les États-Unis, le Canada, l'Australie, l'Italie, l'Espagne, les Pays-Bas, l'Allemagne, l'Afrique du Sud, la France et le Royaume-Uni (Hoorweg et al., 2013).

En outre, il est prévu que la plupart de ces pays resteront dominants en ce qui concerne leur production par habitant de déchets solides municipaux par habitant. Cela peut s'expliquer par le comportement de consommation des citoyens de ces pays. La population urbaine produit plus de déchets solides municipaux que les communautés rurales en raison de la différence dans les habitudes alimentaires, des modes de consommation des ressources et du mode de vie.

1.3.2 Composition des déchets solides municipaux

La classification et la composition des déchets solides municipaux varient considérablement entre les différentes municipalités du monde, bien qu'ils soient constitués de fractions biodégradables et non biodégradables, provenant respectivement de matières organiques et inorganiques.

Néanmoins, les déchets solides municipaux se composent généralement de déchets de cuisine, déchets de jardin, papier et carton, plastique et caoutchouc, métal, verre, déchets électroniques, caoutchouc, matériaux inertes et déchets divers (tableau 1.1).

Les éléments énumérés dans ce tableau sont une représentation générale des déchets solides municipaux. La composition, la catégorisation et la classification des déchets sont sujettes à une certaine disparité d'une ville à l'autre, selon la juridiction locale et la désignation des déchets solides.

Les déchets de cuisine et les déchets de jardin constituent ensemble la fraction organique des déchets. Les déchets divers sont les plus hétérogènes. Ils comprennent les textiles, les tissus, les déchets biomédicaux, les produits d'hygiène personnelle, les articles de soins de santé, les cosmétiques, les produits pharmaceutiques, les litières pour animaux, le cuir, le caoutchouc et les résidus polymères.

La composition des déchets solides municipaux dans différents groupes de revenus est illustrée à la figure 1.1 (Nanda & Berruti, 2021).

Tableau 1.1: Composition typique des déchets solides municipaux par type de composant
(Nanda & Berruti, 2021).

Déchet	Description
Déchets de cuisine	<ul style="list-style-type: none"> - Déchets alimentaires : viande, poisson, os, coquilles d'œufs, carapaces de crabe, moule et homard avariés et les aliments solides périmés, - Résidus agroalimentaires : déchets de légumes, coquilles de fruits, épis de maïs, cosses, amandes, pelures, écorces et graines, - Résidus de café et déchets de feuilles de thé.
Déchets de jardin	Feuilles, herbes, résidus d'arbres, brindilles, écorce, paille, pourparlers, bois carbonisé.
Papier et carton	Papier journal, prospectus publicitaires, magazines, livres, papier de soie, papier parchemin, papier thermique, papier à copier, papier à usages multiples, papier de bureau déchiqueté, chemises, sacs en papier, boîtes en carton, boîtes d'emballage, carton ondulé.
Plastique et caoutchouc	<ul style="list-style-type: none"> - Polyéthylène basse densité : bouteilles de shampoing, bouteilles de détergent, récipients d'huile comestible et canettes en plastique, - Polyéthylène haute densité : filaments d'imprimantes tridimensionnelles, bouchons de bouteilles, isolation de câbles coaxiaux, boîtes de plomberie électrique, récipients de stockage d'aliments, formes de chaussures, bois d'œuvre en plastique, canalisations d'eau et d'égouts, etc. - Polypropylène : Bouteilles, chaises et bureaux. - Polyéthylène téréphtalate : Bouteilles d'eau potable et bouteilles de boisson. - Polyéthylène : Sacs en polyéthylène de qualité inférieure, emballages en plastique. - Polycarbonate : Bouteilles/canettes d'eau et de lait, disques compacts, disques numériques polyvalents et lunettes de sécurité. - Chlorure de polyvinyle : Disques vinyles, câbles métalliques, sols de construction, dalles de plafond, terrains de jeux domestiques, mousse et jouets.
Métaux	Boîtes d'emballage alimentaire, canettes, papier d'aluminium, ustensiles de cuisine, ustensiles métalliques et équipement culinaire, couteaux, fils, clôtures, bouteilles, couvercles.
Verre	Bocaux de stockage des aliments, bouteilles en verre, cocotte, ustensiles, ampoules électriques, décoration intérieure, miroirs décoratifs et encadrés.
Déchets électroniques	Piles mortes et appareils électroniques : Ordinateurs, moniteurs, ordinateurs portables, tablettes, téléphones portables, systèmes audio, horloges et montres.
Divers	<ul style="list-style-type: none"> - Céramique, - Textiles, - Déchets biomédicaux : Aiguilles, seringues et dispositifs de santé solides municipaux brisés. - Produits pharmaceutiques : Médicaments, pilules, capsules, crèmes et produits cosmétiques.
Matériaux inertes	<ul style="list-style-type: none"> - Meubles cassés, - Pierres, sol, limon, béton, cendres, poussière, cloisons sèches et autres matériaux inorganiques. - Déchets de construction, de démolition et de rénovation.

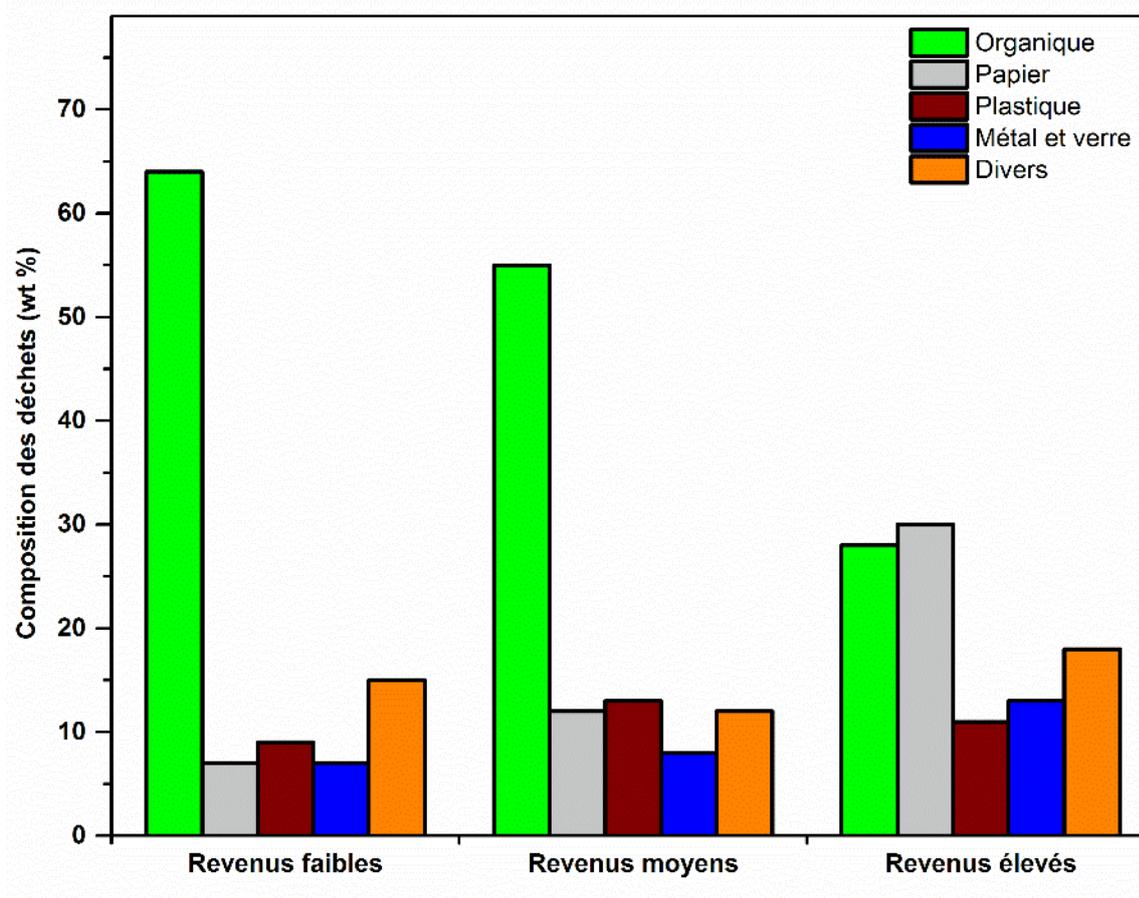


Figure 1.1: Composition des déchets solides municipaux dans différents groupes de revenus (Nanda & Berruti, 2021).

La composition et les caractéristiques des déchets solides municipaux dépendent de divers facteurs tels que le profil socio-économique, les conditions climatiques locales, la démographie, l'ampleur du recyclage et la fréquence de la collecte des déchets solides municipaux. Le groupe à faible revenu présente une proportion élevée de déchets organiques, tandis que le groupe à revenu élevé présente une production relativement plus importante de déchets de papier, de métaux, de verres et de déchets divers. Les groupes à revenu moyen et élevé produisent également beaucoup de déchets plastiques.

Selon la Banque mondiale, les pays à faible revenu et à revenu élevé sont définis comme ceux dont le revenu national brut par habitant est ≤ 1025 \$ et le revenu national brut $\geq 12\,376$ \$ à partir de l'année fiscale 2020 (The World Bank, 2020). À l'inverse, les nations à revenu intermédiaire inférieur et à revenu intermédiaire supérieur sont celles dont le revenu national brut par habitant est compris entre 1026 et 3995 dollars et entre 3996 et 12 375 dollars, respectivement.

Les déchets alimentaires constituent une part importante de la fraction organique à forte teneur en humidité des déchets solides municipaux dans les pays en développement.

Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 1,3 milliard de tonnes de déchets alimentaires sont générés chaque année dans le monde, dont l'empreinte carbone est estimée à 3,3 milliards de tonnes de CO₂ (FAO 2020).

Des quantités considérables de déchets alimentaires se retrouvent dans les déchets solides municipaux en raison de:

- (1) La surproduction ;
- (2) Les dommages physiques subis par les fruits et légumes lors de la récolte, du transport et de l'entreposage ;
- (3) La pourriture causée par les micro-organismes, les insectes et les ravageurs ;
- (4) L'exclusion des fruits et légumes naturellement altérés par les supermarchés ;
- (5) Le comportement des consommateurs, qui sont irrésistibles à l'achat contre la consommation (Nanda & Berruti, 2021; Okolie et al., 2020).

Inversement, les pays développés sont économiquement avantagés par une grande quantité de déchets de papier, de plastique, métaux et de verre dans leur flux de déchets solides municipaux car le marché mondial du recyclage des déchets de papier et de ferraille représente plus de 30 milliards de dollars par an (Worldwatch Institute, 2012).

Pouvoir calorifique des déchets

Le pouvoir calorifique des déchets solides municipaux des pays en développement est beaucoup plus faible en raison de la forte charge en matière organique et de la grande quantité d'humidité qu'ils contiennent. Par exemple, le pouvoir calorifique représentatif des déchets solides municipaux arbitraires dans quelques pays en développement est le suivant : Bangladesh (717 kcal/kg), Inde (800-1100 kcal/kg), Sri Lanka (950-1250 kcal/kg), Thaïlande (500-1500 kcal/kg), Chine (1200-1600 kcal/kg) et Malaisie (1500-2600 kcal/kg) (A. Kumar & Samadder, 2017).

En revanche, les pays développés génèrent de manière caractéristique une grande quantité de déchets à base de plastique et de papier, qui contribuent au pouvoir calorifique comparativement plus élevé des déchets solides municipaux en raison d'une teneur en humidité plus faible et d'une teneur en carbone plus importante. Par exemple, les pouvoirs calorifiques des déchets solides municipaux générés dans quelques pays développés sont les suivants : Japon (2000-2200 kcal/kg), Royaume-Uni (2200-3000 kcal/kg) et Corée du Sud (2600-3000 kcal/kg) (A. Kumar & Samadder, 2017). La part des composants inorganiques dans les déchets solides

municipaux augmente avec l'accroissement de la population d'un pays et le revenu national brut d'un pays.

1.3.3 Pollution et nuisances générés par les déchets solides municipaux

Les déchets solides municipaux (DSM) constituent une catégorie spécifique de déchets provenant des ménages et peuvent inclure des déchets commerciaux et industriels, en fonction de la norme de déclaration. Ils méritent une attention particulière compte tenu de leurs impacts environnementaux à l'échelle locale, régionale et mondiale, de leur proximité avec les personnes et donc de leurs impacts potentiels sur la santé, et de leur valeur dans le cadre d'une éventuelle récupération par les chaînes d'approvisionnement de l'économie circulaire (Kaza et al., 2018).

Les différents types de déchets solides municipaux peuvent avoir des impacts environnementaux et sanitaires variables en fonction de la méthode d'élimination (Eriksson et al., 2005). Les déchets plastiques sont de plus en plus préoccupants à l'échelle mondiale car ils persistent pendant de longues périodes et sont ingérés par des organismes, provoquant des effets sur la santé tout au long de la chaîne alimentaire, y compris potentiellement sur les humains (Wagner M., 2017). Les émissions fugitives provenant du traitement des déchets ont produit 3 à 4 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES) en 2006. La pollution azotée provenant des lixiviats de déchets est un autre impact local important à long terme, pouvant causer des maladies et des déséquilibres en nutriments dans les masses d'eau avoisinantes (Monni et al., 2006). En outre, il a été démontré que le brûlage à l'air libre des déchets émet des quantités importantes de polluants atmosphériques dangereux, ce qui a de fortes implications pour la santé humaine, en particulier dans les pays en développement (Wiedinmyer et al., 2014). Il est difficile de quantifier les estimations globales de la pollution due aux déchets, en partie à cause du manque de données à petite échelle. Il existe de nombreuses études sur les émissions de GES provenant des décharges et des dépotoirs, mais elles se limitent à des évaluations spécifiques à un site ou à un pays, et la comptabilité globale manque de valeurs par pays, de facteurs d'émission spécifiques au climat, et de changements dans la composition des déchets et dans les traitements au fil du temps (Monni et al., 2006). Bien que de nombreux essais expérimentaux et sur le terrain mesurent la teneur en azote des lixiviats provenant de décharges spécifiques, il n'existe pas de comptabilité globale des apports et des émissions d'azote des décharges contrôlées, et le gaz N₂O provenant des déchets n'est actuellement ni mesuré ni inclus dans la comptabilité globale des GES (Ishigaki et al., 2016).

A. Pollution des eaux

Les décharges de déchets solides municipaux (DSM) sont considérées comme d'importantes sources de contamination des eaux souterraines en raison des fuites de lixiviats, un mélange complexe de polluants ayant une forte demande chimique en oxygène, une teneur élevée en azote ammoniacal et des caractéristiques toxicologiques durables (Y. Li et al., 2014). Par conséquent, la contamination des eaux souterraines résultant du transport des lixiviats de décharge peut constituer une préoccupation environnementale majeure. De nombreuses études ont indiqué que les principaux polluants des eaux souterraines provenant des décharges comprennent le chlorure (Cl⁻), le sodium (Na⁺), l'ammonium (NH₄⁺), la dureté totale, les solides dissous totaux (TDS), les matières organiques telles que la demande chimique en oxygène (DCO), les métaux lourds et le phosphate (Smahi et al., 2013; Tian et al., 2005). La contamination des eaux souterraines causée par les décharges est un sujet de préoccupation dans de nombreux pays développés depuis les années 1970. Environ 75 % des 55 000 décharges des États-Unis ont pollué les ressources en eau situées à proximité. En outre, les eaux souterraines à proximité de certaines décharges ont été contaminées par des nitrates, des nitrites et de l'ammonium en Espagne (Regadío et al., 2012), au Danemark (Milosevic et al., 2012) et en Grèce (Fatta et al., 2002).

En particulier dans les décharges non revêtues, le lixiviat peut contaminer les eaux souterraines avec des produits chimiques potentiellement dangereux à des concentrations qui ne respectent pas les normes relatives à l'eau potable. Cependant, les décharges avec revêtement constituent également une menace pour la qualité des eaux souterraines, car les revêtements finissent par céder (Sizirici & Tansel, 2015). Une fois que les contaminants atteignent les eaux souterraines, les polluants contenus dans les lixiviats peuvent se mélanger aux aquifères. Par exemple, de nombreuses décharges simplement construites ou non selon les standards ont entraîné une contamination des eaux souterraines à différents degrés dans les pays en développement. Ces décharges comprennent la décharge Henchir El Yahoudia à Tunis (Marzougui et Mammou, 2006), la décharge Matuail au Bangladesh (Azim et al., 2011), la décharge d'Ondo au Nigeria (Akinbile, 2012), le site de Mediouna au Maroc (Smahi et al., 2013), la décharge de Matang en Malaisie (Zawawi & Syafalnia, Abustan, 2012) et la décharge de Suchi en Inde (Bhalla et al., 2012).

B. Pollution de l'air

Les décharges sont considérées comme un authentique réacteur biochimique qui introduit de grandes quantités de polluants dans l'environnement, tels que les gaz de décharge, les gaz

odorants, la poussière et les substances solubles ou insolubles (Torno et al., 2011). Fang et al. (Fang et al., 2012) ont étudié les émissions de composés odorants provenant de différentes zones d'un site de décharge, et leurs résultats ont montré que les principales substances odorantes émises par le site de décharge étaient le styrène, le toluène, le xylène, l'acétone, le méthanol, le n-butanone, le n-butylaldéhyde, l'acide acétique, le sulfure de diméthyle, le disulfure de diméthyle et l'ammoniaque. La dynamique de la formation et de la dispersion de ces polluants dans les décharges dépend de leurs propres caractéristiques, de leur composition, de leur âge et des conditions atmosphériques dominantes (Nolasco et al., 2008). Ritzkowski et al. (Ritzkowski et al., 2006) ont indiqué que les émissions de polluants solides et gazeux produites dans les décharges durent environ trois décennies, voire des siècles, après la fermeture de la décharge.

L'un des principaux problèmes de pollution de l'air engendrés par le processus de mise en décharge des déchets solides municipaux est le rejet de gaz d'enfouissement. Les gaz d'enfouissement sont composés de méthane (CH_4 , ~50-60%), de dioxyde de carbone (CO_2 , ~40%) et de quelques composés organiques volatils non méthaniques (El-Fadel et al., 1997). D'autre part, les chlorofluorocarbones (CFC) peuvent provoquer la destruction de la couche d'ozone et des effets de serre en raison de leur contribution substantielle à l'effet de serre et de leur importance toxicologique (Newman et al., 2009; Ramanathan, 1975). Les BTEX (benzène, toluène, BTX, etc.) sont cancérigènes et mutagènes (Durmusoglu et al., 2010). On estime que le CH_4 a un potentiel de réchauffement global 21 fois supérieures à celui du CO_2 (Bogner et al., 2008). Au niveau mondial, les émissions de CH_4 provenant du secteur des déchets représentent environ 18 % des émissions de CH_4 anthropiques. Aux États-Unis, la décharge est connue comme la deuxième source d'émission de CH_4 anthropique, représentant 23 % des émissions anthropiques totales de CH_4 . Les émissions de CH_4 des décharges américaines ont été estimées à environ 5135 Gg en 2010 (US EPA, 2015). En Europe, la deuxième source d'émissions anthropiques de CH_4 proviennent des décharges (22%) avec des émissions de CH_4 estimées à 3373 Gg en 2010 (US EPA, 2015).

En outre, les décharges de déchets solides municipaux sont l'une des principales sources de mercure atmosphérique (Hg). Selon les travaux de recherche de Yanase et al. (Yanase et al., 2009), les émissions de mercure dans l'atmosphère représentent moins de 2 % du Hg initial contenu dans les piles ; cependant, les émissions de mercure dans l'air ambiant ne peuvent pas être ignorées. En raison de ses caractéristiques physiques et chimiques particulières, le mercure

peut traverser les frontières nationales par l'intermédiaire de l'atmosphère. En Chine, les concentrations de mercure dans les piles alcalines et neutres sont élevées et peuvent atteindre respectivement 1-5% et 0,025% (Tian et al., 2005). Le mercure utilisé dans la production de piles s'élève à des dizaines de tonnes chaque année.

C. Pollution du sol

La décharge à ciel ouvert constitue une menace sérieuse pour les ressources souterraines en eaux et les sols. La contamination du sol par les métaux lourds peut avoir des effets néfastes sur la santé humaine, les animaux et la productivité du sol (Smith et al., 1996). Au cours des dernières années, les métaux lourds ont considérablement endommagé la qualité et la fertilité des sols en raison de l'augmentation de la pollution de l'environnement des sources industrielles, agricoles et municipales (Adriano, 1986).

Les métaux provoquent des désordres physiologiques dans les sols, car leur absorption par le système racinaire retarde la croissance des plantes (Moustakas et al., 1994). Les déchets transportent différents métaux qui sont ensuite transférés aux plantes par différents moyens (Voutsas et al., 1996). Les contaminants tels que Cd, Cu, Ni, Pb et Zn peuvent altérer la chimie du sol et avoir un impact sur les organismes et les plantes qui dépendent du sol pour leur alimentation (Shayler et al., 2009).

De nombreuses études démontrent la gravité des risques causés par l'élimination non étudiés des déchets solides municipaux, qui finissent par affecter la vie végétale, entraînant une tendance irréversible à l'érosion (Phil-Eze, 2010). Les polluants des déchets solides constituent une force externe qui affecte les caractéristiques physico-chimiques du sol, contribuant ainsi à la faible production de végétation (Papageorgiou, 2006).

Les polluants, en premier lieu, entravent le métabolisme normal des plantes, ce qui constitue une blessure invisible. Elle prive notre écosystème de l'équilibre naturel et porte un préjudice irréparable. L'évaluation de la pollution du sol devient difficile lorsque les contaminants appartiennent à différentes sources et que leurs produits sont distribués de manière variable (Parth et al., 2011). Les propriétés chimiques du sol sont la principale raison des changements de végétation.

Dans les plantes, l'accumulation d'éléments chimiques dépend non seulement de leur contenu absolu dans un sol mais aussi du niveau de fertilité, des conditions acidoalcalines et oxydo-réductrices et de la présence de matière organique. Les perturbations de plus forte intensité mettent parfois en péril la survie de certaines espèces et entraînent une faible richesse. À cet égard, les pays en développement sont plus concernés, car ils ne disposent que de ressources

financières nécessaires pour moderniser leurs installations d'élimination des déchets et se révèlent plus vulnérables que les autres pays (Hazra & Goel, 2009).

1.3.4 Gestion des déchets solides municipaux

La sélection des alternatives de traitement des déchets solides reste un problème majeur et complexe, qui pourrait être traité par le biais d'une analyse multicritères. Dans la plupart des pays, les autorités locales sont responsables de la collecte des déchets, de la mise en place d'activités de recyclage et de la sélection des alternatives appropriées de traitement des déchets (Cherubini et al., 2009). Cependant, étant donné que les paramètres physico-chimiques des déchets solides municipaux (DSM) varient d'une région à l'autre, les autorités locales doivent étudier les performances potentielles des alternatives existantes afin d'adopter celle qui convient.

Le code de l'environnement français énonce à l'article L.541-1.-I les grands principes relatifs à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux (Code de L'environnement Article L541-1, 2010).

I.1 Grands principes

Les dispositions du présent chapitre ont pour objet de :

1. **Prévenir ou réduire** la production et la nocivité des déchets, notamment en agissant sur la fabrication et sur la distribution des produits ;
2. **Organiser le transport** des déchets et le limiter en distance et en volume ;
3. **Valoriser les déchets** par réemploi, recyclage ou toute autre action visant à obtenir à partir des déchets des matériaux réutilisables ou de l'énergie ;
4. **Assurer l'information du public** sur les effets pour l'environnement et la santé publique des opérations de production et d'élimination des déchets ainsi que sur les mesures destinées à en prévenir ou à en compenser les effets préjudiciables.

Ces principes s'inscrivent en complément des principes généraux définis à l'article L.110-1.-II du même code, et notamment :

1. Le principe **pollueur-payeur**, selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur ;
2. Le principe de **participation**, selon lequel chacun doit avoir accès aux informations relatives à l'environnement, y compris celles relatives aux substances et activités dangereuses.

Le traitement des déchets est l'ensemble de procédés visant à transformer les déchets pour notamment en réduire dans des conditions contrôlées leur potentiel polluant initial, la quantité ou le volume, et assurer leur recyclage ou leur valorisation.

La gestion des déchets solides municipaux a toujours été un paradigme entre les pays en développement et les pays développés. Il est important de noter que la gestion efficace des déchets solides municipaux, c'est-à-dire leur élimination, leur détournement ou leur recyclage, dépend largement de la population et du revenu national brut d'un pays.

Dans les pays développés, les technologies de conversion des déchets solides municipaux en combustibles, en chaleur et en électricité sont bien établies (Nanda & Berruti, 2021). Ils ont déployé des méthodes de combustion thermique avancées, telles que la pyrolyse et la gazéification, ainsi que des technologies et des méthodes de récupération et de recyclage des matériaux.

Bien que ces méthodes aient été testées dans les pays développés avec des résultats positifs, elles n'ont pas encore fait leur apparition dans les pays en développement, principalement en raison du manque de ressources humaines techniquement qualifiées, de politiques de récupération des matériaux et de ressources financières, ainsi que de l'absence de durabilité (Mmerekı et al., 2016). Cependant, l'Inde et la Chine, entre autres, ont adopté des méthodes innovantes telles que le traitement biologique, la conversion thermique et la récupération et le recyclage des matériaux : transformation des déchets en énergie (Al-Khatib et al., 2009).

Les pays développés, tels que les États membres de l'Union européenne et les États-Unis, ont mis en place des installations de vermi-compostage pour traiter les déchets organiques (Vujić et al., 2015). D'autres ont déployé des technologies telles que le bioséchage et la biostabilisation pour le traitement biologique des déchets organiques ou de leurs fractions. Le séchage biologique est un processus qui permet d'éliminer l'humidité en utilisant l'énergie thermique produite par la décomposition biologique. Bien que les pays en voie de développement et les pays moins développés produisent des déchets avec une fraction plus élevée de matières organiques, l'application du vermi-compostage est encore faible ou inexistante (Gupta et al., 2015). Cela signifie que le processus de traitement des déchets organiques est loin d'être développé et que les technologies et les méthodes de traitement des déchets sont inefficaces ou inexistantes (Liu et al., 2015). Cependant, comme c'est le cas pour d'autres méthodes de traitement dans les pays moins développés, les incinérateurs sont souvent conçus sans systèmes d'émission, ce qui produit souvent des gaz nocifs pour la santé publique et l'environnement. En outre, les gaz toxiques produits par les incinérateurs peuvent entraîner une pollution de l'air. Il

est donc évident que les pays moins développés seront confrontés à toute une série de problèmes environnementaux qui auront des répercussions négatives sur la population à l'avenir (Vujić et al., 2015).

Dans les pays les moins développés et les pays en développement, l'élimination des déchets de manière incontrôlée ou dans des décharges à ciel ouvert et des décharges conventionnelles est encore répandue, du fait qu'il s'agit d'une option relativement moins chère par rapport à d'autres options de gestion des déchets (Dhokhikah & Trihadiningrum, 2012; Medina, 2009).

Bien que la mise en décharge et les décharges à ciel ouvert existent dans de nombreux pays moins développés et en développement, la majorité d'entre elles sont mal situées, mal gérées et non hygiéniques (Rada et al., 2013). Les installations d'élimination appropriées font défaut dans les pays moins développés et en développement, avec des décharges "aléatoires" utilisées comme une solution de fortune et ne font pas partie d'une option de planification à long terme. En revanche, les pays développés ont tendance à utiliser des technologies et des méthodes avancées pour protéger la santé publique, la sécurité et l'environnement. En outre, ces pays disposent de réglementations strictes qui empêchent l'émission de dioxines par les incinérateurs. Ces réglementations sont les principaux moteurs de la réduction de la pollution, de l'incinération avec ou sans production d'énergie et de l'application de méthodes et de technologies de traitement et d'épuration respectueuses de l'environnement. En outre, des approches intégrées ont été adoptées et mises en œuvre pour le traitement et la gestion des déchets organiques dans les pays développés (Laohalidanond et al., 2015). Cela s'explique par le fait que les pays développés ont mis en œuvre des mesures politiques efficaces et performantes (Leitol, 2014; Ragazzi & Rada, 2008).

Chapitre 2

Mise en décharge

Chapitre 2. Mise en décharge**2.1 Introduction**

L'augmentation rapide de la population mondiale et le niveau élevé urbain génèrent des quantités massives de déchets solides en raison de la consommation sans précédent d'énergie et de biens. Malgré les nombreuses possibilités qui s'offrent à elles, les municipalités sont confrontées à de nombreux défis pour gérer efficacement les déchets solides en vue de leur élimination, de leur recyclage ou le détournement, c'est-à-dire la conversion des déchets en énergie ou leur utilisation alternative. Il convient de mettre l'accent sur les scénarios prometteurs de gestion efficace des déchets solides municipaux en termes de recyclage, de récupération de l'énergie et des ressources, ainsi que de mise en décharge durable.

La mise en décharge des déchets solides peut être durable lorsque les décharges sont conçues, itérées, exploitées et entretenues en tenant compte de certains facteurs importants, tels que :

(1) les protocoles réglementaires, (2) la sécurité des travailleurs (3) la réduction des impacts environnementaux, (4) la récupération ainsi que la valorisation des lixiviats et des gaz de décharge et (5) la possibilité d'exploitation minière (S. Yi et al., 2011).

2.2 Définition de la mise en décharge

La mise en décharge est la procédure d'élimination des déchets biodégradables et non biodégradables dans un site d'enfouissement, qui est situé à l'écart des zones suburbaines d'une municipalité. La mise en décharge est la voie d'élimination des déchets conventionnelle et la plus lucrative suivie dans de nombreux pays. Alors que l'incinération exige de gros investissements pour de vastes infrastructures et des températures extrêmement élevées, les technologies de récupération des ressources, telles que la pyrolyse, la liquéfaction, la gazéification, la digestion anaérobie et le compostage, nécessitent également une main-d'œuvre intensive et des coûts liés à l'équipement, à l'exploitation et à l'entretien. La mise en décharge est plus avantageuse que l'incinération et le recyclage des déchets solides municipaux en raison de sa rentabilité et de ses procédures moins intensives en main-d'œuvre (Nanda & Berruti, 2021).

En outre, une décharge consolidée peut également générer des revenus par l'utilisation de son gaz de décharge et de ses lixiviats pour produire de l'énergie. La figure 2.1 illustre graphiquement l'intégration d'une décharge avec recyclage des lixiviats et valorisation des gaz de décharge en biogaz, suivi de sa combustion ou de son torchère pour produire de la chaleur et de l'électricité combinées.

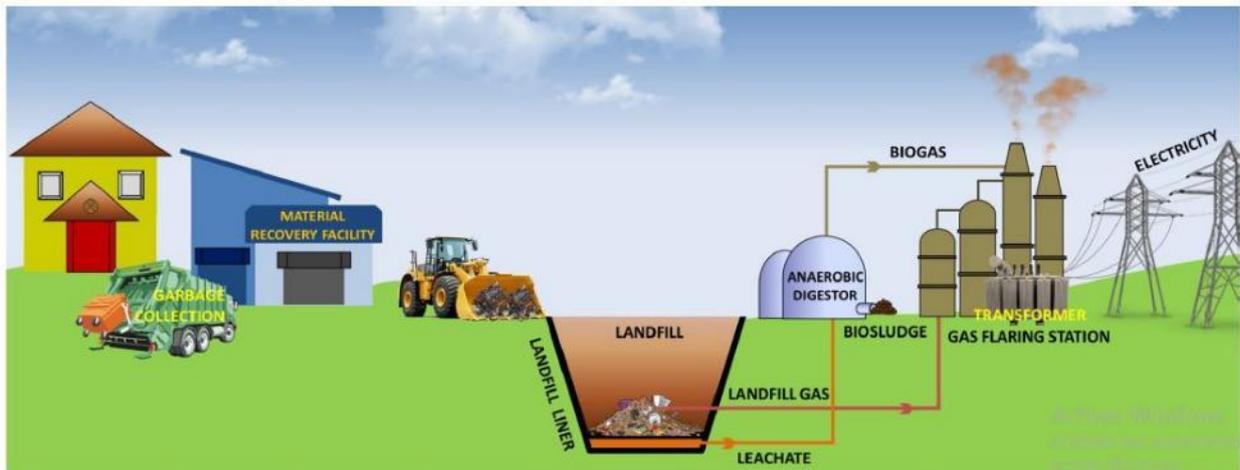


Figure 2.1: Intégration d'une décharge avec recyclage des lixiviats et valorisation du biogaz (Nanda & Berruti, 2021).

Le nombre de décharges actives et fermées dans l'Union européenne se situe entre 150 000 et 500 000, qui servent à stocker d'énormes quantités de déchets solides municipaux (Parrodi et al., 2019). En particulier, plus de 150 000 décharges en Europe contiennent 30 à 50 milliards de milliards de mètres cubes de déchets solides municipaux (Wagner M, 2017). Aux États-Unis, plus de 136 millions de tonnes de déchets municipaux solides sont mis en décharge chaque année (USEPA, 2016). Cependant, la mise en décharge des déchets solides municipaux solides municipaux est passée de 89 % en 1980 à moins de 53 % en 2014 aux États-Unis grâce aux progrès réalisés en matière de recyclage, le compostage, l'incinération et les technologies de récupération d'énergie.

La figure 2.2 illustre la part de l'apport énergétique dans la mise en décharge et l'incinération des déchets solides municipaux. Selon Nabavi-Pelesaraei et al. (2017), la mise en décharge et l'incinération des déchets nécessitent relativement moins de main-d'œuvre par rapport à d'autres intrants énergétiques majeurs tels que le diesel, l'électricité et le transport.

Dans une récente analyse technico-économique et des études d'évaluation du cycle de vie de 8500 tonnes de déchets solides municipaux à Téhéran, en Iran, il a été déterminé que l'incinération nécessitait une plus grande part d'électricité, c'est-à-dire 41 % de l'apport énergétique total par rapport à la mise en décharge qui nécessite 29 % d'électricité (Nabavi-Pelesaraei et al., 2017). Plus précisément, l'incinération de 8500 tonnes de déchets solides municipaux a nécessité l'apport de 422,2 kWh d'électricité pour une production de 3827,3 kWh. En d'autres termes, pour chaque 1,99 tonne de déchets solides municipaux incinérés pour produire de l'électricité, près de 1 GJ d'énergie est consommé, bien que des méthodes et des systèmes plus efficaces pourraient augmenter le taux de production d'énergie.

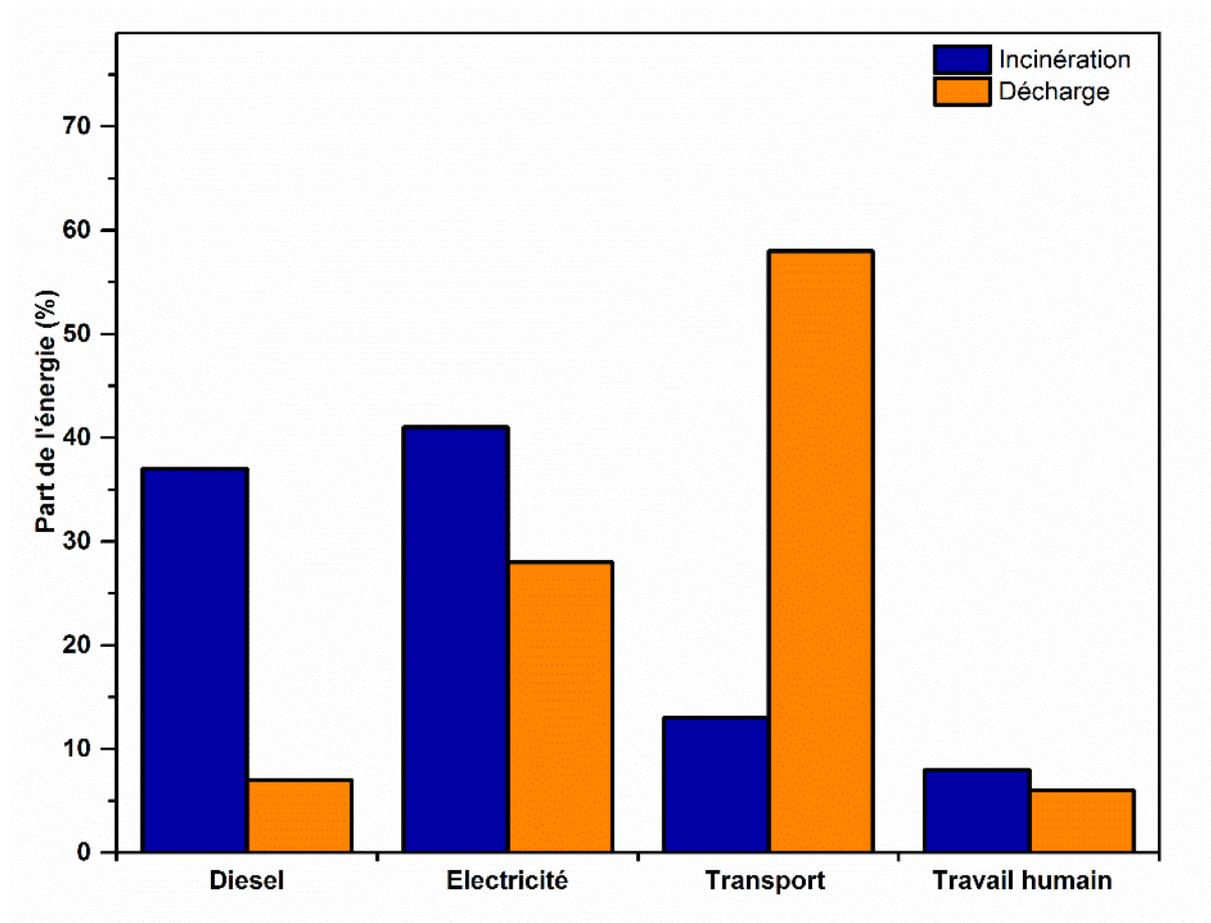


Figure 2.2: Apport énergétique dans la mise en décharge et l'incinération des déchets solides municipaux (Nanda & Berruti, 2021).

Deuxièmement, l'investissement énergétique attribué par le transport se partage une part importante avec la mise en décharge, soit 21 600 t.km ou 58 % de l'apport énergétique total que par l'incinération, soit 391,2 t.km ou 15 % de l'apport énergétique total. L'utilisation de camions de collecte d'ordures ménagères économes en carburant ou de camions avec un volume de collecte plus important ou un équipement intégré pour le compactage des garages, le choix de distances plus courtes peut réduire la consommation d'énergie liée au secteur des transports de la mise en décharge (Nanda & Berruti, 2021).

Les autorités gouvernementales du monde entier réglementent généralement la gestion des décharges. Parmi les pays développés qui ont adopté des règles strictes en matière de mise en décharge, on peut citer le Canada (agences provinciales de l'environnement et Environmental Protection Acts), les États-Unis (agences de l'environnement des États et US Environmental Protection Agency), le Royaume-Uni (Landfill Allowance Trading Scheme), l'Écosse (Scottish Environmental Protection Agency), l'Irlande du Nord (Northern Ireland Environmental Agency) et l'Union européenne (directive sur les décharges).

Dans certaines villes métropolitaines des pays en développement, la mise en décharge à ciel ouvert, non contrôlée et mal gérée des déchets solides municipaux est couramment pratiquée, ce qui soulève de nombreuses de nombreux problèmes environnementaux. Dans certaines municipalités, plus de 90 % des déchets solides municipaux sont directement éliminés dans des décharges dont la gestion n'est pas conforme aux normes, ce qui entraîne des conditions insalubres.

Dans la plupart des pays en développement, le tri des déchets municipaux solides à la source est peu développé. Par conséquent, tous les déchets, y compris les déchets biomédicaux infectieux, provenant des cliniques et des hôpitaux, sont éliminés directement dans les décharges, ce qui entraîne des conditions insalubres, ainsi que les résidus toxiques finissant dans les décharges.

2.3 Classification des décharges

L'emplacement des décharges et des installations de dépollution varie selon le type de déchets, par exemple les déchets solides municipaux, les produits chimiques les produits chimiques toxiques, les risques biologiques, les déchets biomédicaux, les déchets radioactifs, ainsi que les déchets de construction, de démolition et de rénovation. En fonction des déchets, les décharges peuvent être classées en différentes catégories (Njoku et al., 2018) :

- Classe 1 : l'élimination des sols ;
- Classe 2 : l'élimination des minéraux et des déchets de construction, de démolition et de rénovation ;
- Classe 3 : l'élimination des déchets solides municipaux ;
- Classe 4 : l'élimination des déchets commerciaux et industriels ;
- Classe 5 : l'élimination des déchets dangereux ;
- Classe 6 : l'élimination souterraine des déchets dangereux.

Une autre classification des décharges est basée sur le type de leur fonctionnalité, comme les décharges sécurisées, la décharge monofilière, la décharge réutilisable et la décharge à bioréacteur (Reinhart & Townsend, 1997). Les décharges sécurisées enterrent les déchets afin de retarder les impacts négatifs sur l'environnement, tandis que les décharges monofilières accueillent les déchets qui ne peuvent pas être traités par incinération.

D'autre part, les décharges réutilisables permettent la stabilisation des déchets pendant une période plus longue, suivie d'une excavation pour récupérer les métaux, le verre, les plastiques et le compost.

Enfin, les décharges à bioréacteur sont des décharges sanitaires aménagées équipées de revêtements et de systèmes de collecte et de recirculation des lixiviats afin d'optimiser la dégradation des microbes tout en minimisant l'impact sur l'environnement (Jayasinghe et al., 2014).

Les décharges peuvent être classées également en décharges à ciel ouvert, décharges semi-contrôlées et décharges sanitaires (Narayana, 2009). Une décharge à ciel ouvert est une zone où les déchets solides municipaux sont éliminés dans un environnement ouvert en contact avec l'air.

Les décharges à ciel ouvert sont courantes dans tous les pays en voie de développement où les déchets solides municipaux sont déversés arbitrairement dans des zones ouvertes de faible altitude. Comme ces décharges sont mal gérées, elles deviennent une niche pour les charognards (faucons, aigles, vautours, corbeaux et autres oiseaux) ainsi que pour les mouches, les moustiques, les parasites, les vers, les rongeurs et les micro-organismes pathogènes. Toutefois, ces problèmes opérationnels sont éliminés dans la digestion anaérobie en raison des conditions de manque d'oxygène.

Les plaintes relatives aux odeurs nauséabondes persistantes provenant des décharges à ciel ouvert sont assez courantes. Dans de nombreux pays développés, les lois réglementaires interdisent les décharges à ciel ouvert en les considérant comme illégales.

Les décharges semi-contrôlées sont des décharges exploitées qui sont situées dans des décharges désignées où les déchets municipaux solides sont triés sur place, déchiquetés et compactés avant d'être éliminés.

Les déchets éliminés sont broyés et nivelés par des bulldozers ou des engins à chenilles et recouverts quotidiennement d'une couche de terre végétale afin d'éviter les nuisances comme la reproduction d'oiseaux charognards, d'animaux, de ravageurs et de microorganismes. Bien que les décharges semi-contrôlées soient relativement moins malodorantes en raison de la couverture de terre végétale, elles ne sont pas conçues pour gérer les émissions de gaz de décharge et des lixiviats (Narayana, 2009). D'autre part, les décharges sanitaires sont des variétés avancées de décharges semi-contrôlées.

En plus du tri, de la ségrégation, de la réduction de la taille, de la densification et de la couverture de la terre arable des déchets solides, les décharges sanitaires disposent également d'installations techniques pour collecter les lixiviats et les émissions de gaz de décharge. Définies correctement à l'intérieur d'un périmètre régional éloigné des zones résidentielles, les

décharges sanitaires se caractérisent par la mise en place systématique d'une couche de terre sur les déchets fraîchement éliminés, ce qui minimise les odeurs, les vecteurs de maladies, les incendies et les émissions de gaz à effet de serre. Ce type de décharges est courant dans les pays développés, avec des installations d'interception et de traitement des lixiviats.

Les décharges sanitaires font également l'objet d'un plan d'extension du paysage en creusant de nouvelles décharges après avoir recouvert les décharges existantes sujettes à la saturation.

2.4 Conception et exploitation des décharges

La mise en décharge efficace des déchets est essentielle pour éviter l'infiltration des gaz de décharge entraînant des risques potentiels d'incendie et un réchauffement climatique à long terme et l'évacuation des lixiviats provoquant une pollution chronique des eaux souterraines.

Par conséquent, la conception et l'exploitation d'une décharge sanitaire est importante pour l'atténuation des impacts de l'élimination des déchets solides municipaux sur l'environnement, en particulier sur la qualité des eaux souterraines et de l'air.

Les composantes essentielles de la conception modernes sont la fondation de la décharge, le revêtement, le couvercle de la barrière, le système de collecte des lixiviats, le système de collecte des gaz et le système de gestion des déchets.

L'humidité contenue dans les déchets solides municipaux, les précipitations et les chutes de neige (limitées géographiquement) entraînent la production de lixiviats de décharges riches en produits chimiques toxiques, de matières organiques dissoutes et de particules solides en suspension. La robustesse des fondations et du revêtement de la décharge pourrait empêcher leur déversement dans les eaux souterraines. Les fuites de lixiviats dépendent également de la perméabilité relative du revêtement de la décharge. Un revêtement de décharge est posé sous un centre d'enfouissement technique pour servir de barrière peu perméable. Étant donné qu'il est pratiquement difficile de remplacer les des anciennes décharges, il est recommandé d'utiliser des revêtements imperméables, par exemple de l'argile compactée ou des matériaux géosynthétiques, pour les décharges plus récentes (Narayana, 2009).

Les matériaux terreux tels que le sol et l'argile doivent atteindre des exigences hydrauliques pour être utilisés comme revêtement (Townsend et al., 2015). Les décharges techniques sont construites avec une couche inférieure d'argile compactée d'une épaisseur suffisante pour permettre la pression hydraulique, qui est recouverte d'une géo-membrane en polyéthylène haute densité. Quelques matériaux ont été testés pour l'isolation du revêtement des décharges :

sable de collecte des lixiviats, pneus déchiquetés, mousse de polyurée, panneaux de polystyrène et fibre de verre encapsulée (Benson et al., 1996).

Le revêtement d'une décharge peut se détériorer avec le temps, mais pendant sa durée de vie, il retarde la perméabilité des lixiviats dans les aquifères sous-jacents ou les rivières adjacentes. La durabilité, l'efficacité et la longévité des revêtements de décharge sont déterminées par la résistance à la traction, à la fissuration sous contrainte ainsi qu'à la déchirure, à la déchirure, à l'impact et à la perforation (Nanda & Berruti, 2021).

Selon l'Agence américaine de protection de l'environnement, les revêtements des décharges peuvent retarder la perméabilité des lixiviats pendant des centaines d'années, mais elles finiront par céder sous l'effet des contraintes de l'environnement (Council, 2007). Un système adéquat de collecte des lixiviats au fond des décharges peut également contrôler la perméabilité des lixiviats aux eaux souterraines et contribuer à leur collecte efficace dans des réservoirs de stockage sous l'effet de la gravité.

Les lixiviats migrent vers le bas d'une décharge et atteignant le système de revêtement du fond incliné, où il est collecté par de grandes perforations. Les réglementations et normes nationales contrôlent généralement la conception du système de collecte des lixiviats.

Les lois et les normes réglementaires permettent la construction du système de collecte qui peut contenir une certaine quantité de lixiviat avant qu'il ne soit extrait par pompage. Aux États-Unis, l'accumulation maximale admissible de lixiviats au-dessus de l'étanchéité avant l'extraction est de 0,3 m (Townsend et al., 2015). Le lixiviat pompé de la décharge sont stockés dans un réservoir ou un bassin de stockage avant d'être acheminé vers une installation de traitement appropriée.

Les conditions anaérobies se développent à l'intérieur d'une décharge en raison de la présence de plusieurs couches de sol sur la matière organique, ce qui entraîne une digestion anaérobie et la production de gaz de décharge. La prédominance du méthane dans le gaz de décharge le rend précieux pour l'extraction et la valorisation en tant que carburant alternatif.

Un centre d'enfouissement technique est équipé d'un système de collecte et de stockage des gaz de décharge. Par conséquent, comme le gaz de décharge est généré à des pressions élevées, il a tendance à s'échapper dans l'atmosphère à travers la couverture du sol. Sa nature combustible présente des risques d'incendie, tandis que la persistance de gaz toxiques tels que les carbonés organiques volatils, les composés organosulfurés, les hydrocarbures et le CO₂ présente des risques pour la santé. En outre, les concentrations élevées de CH₄ et de CO₂ dans les gaz de

décharge pourraient également contribuer à l'augmentation de la concentration de ces émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère si elles ne sont pas séquestrées (Nanda & Berruti, 2021). C'est pourquoi des points d'extraction, des puits verticaux couramment utilisés et situés à l'intérieur d'une décharge, entrent en contact avec les déchets éliminés pour collecter les gaz. La collecte des gaz de décharge est réalisée par des pompes mécaniques et des systèmes d'extraction de gaz pour l'acheminement vers les installations de traitement et de conversion des gaz.

Les décharges ont un volume particulier pour accueillir les déchets éliminés qui est par la suite couvert d'une couche de terre et d'une couche de barrière dans les décharges modernes. Ce processus est également connu sous le nom de recouvrement, qui réduit la pénétration de l'eau de pluie ou de neige dans la décharge et éventuellement réduire l'incidence de la production de gaz de décharge. Le sol compacté et les membranes géosynthétiques sont utilisés comme barrière supérieure, tandis que des couches hautement perméables sont étendues au-dessus et au-dessous de la barrière pour acheminer l'eau sous forme d'eaux pluviales et faciliter l'élimination des gaz, respectivement, par évapotranspiration (Townsend et al., 2015).

La fermeture de la décharge doit également garantir la prévention de l'érosion du sol à partir de la surface de la couche de protection grâce à l'enherbement de la couche de terre arable. La couverture supérieure et la couche inférieure d'un centre d'enfouissement technique sont extrêmement importantes pour déterminer ses impacts sur l'environnement. La couverture supérieure, empêche les odeurs nauséabondes et la pollution de l'air, ainsi que la reproduction des oiseaux, des animaux, des rongeurs, des parasites et des animaux de compagnie. En revanche, la couche inférieure empêche l'évacuation des lixiviats et l'émission de gaz de décharge.

2.5 Lixiviat de décharge

Le lixiviat de décharge ou lixiviat de déchets municipaux provient des usines de traitement des déchets solides municipaux, des décharges, des digesteurs anaérobies ou des piles de compostage (Talalaj et al., 2019). Il pose de graves problèmes environnementaux pour la remédiation en raison de la teneur élevée en matières organiques (par exemple, acides carboxyliques et solides dissous), en produits chimiques toxiques, en sels inorganiques, en métaux lourds, en ammoniac, en minéraux et en composés organiques xénobiotiques (Pasalari et al., 2019).

Les composés réfractaires ou non biodégradables comme les substances humiques, par exemple les acides fulviques, dominent la fraction organique des lixiviats de décharges (Gong et al., 2017). Ces polluants environnementaux sont présents en fortes concentrations dans les lixiviats et proviennent de produits pharmaceutiques, de produits d'hygiène et de soins personnels, des produits chimiques industriels et solides municipaux.

Les lixiviats de décharge présentent une toxicité aiguë et chronique, classés comme dangereux parce qu'ils peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines, ce qui entraîne une bioamplification (Mishra et al., 2019). La pénétration des lixiviats de décharge dans le sol est un problème mondial courant dans les décharges. Dans le cas où les décharges à ciel ouvert et les décharges semi-contrôlées sont situées dans des zones côtières de basse altitude, les lixiviats peuvent s'infiltrer et contaminer l'eau qui coule. Les fortes pluies et le dégel du permafrost dans les pays polaires peuvent également conduire à l'infiltration de lixiviats de déchets solides municipaux dans les eaux souterraines ou les mélanger aux eaux de surface.

Cette percolation des lixiviats dans les eaux souterraines et le sol est plus évidente dans les pays en développement et les pays du tiers monde, où les décharges ne disposent pas de bassins de rétention et/ou de systèmes de collecte des lixiviats et d'installations de traitement. Le transport des lixiviats de décharge à travers le sol jusqu'aux eaux souterraines dépend de la géologie du sol et des conditions hydrauliques de l'aquifère, qui influencent également la concentration, le dépôt et l'infiltration des lixiviats dans les eaux souterraines.

Le mélange et le mouvement des polluants dans les lixiviats vers les eaux souterraines se font principalement par advection, diffusion et dispersion (D. Han et al., 2014; Samadder et al., 2017). Comme indiqué précédemment, il est possible d'empêcher les lixiviats des décharges de percoler et de se déverser dans les eaux souterraines avec l'application d'un système approprié de collecte des lixiviats au fond des décharges.

Les lixiviats de décharge nécessitent un certain traitement avant d'être rejetés dans les eaux naturelles. Parmi ces voies d'assainissement des lixiviats, on peut citer le traitement biologique anaérobie, les lagunes anaérobies ; le traitement biologique aérobie; le traitement physico-chimique (Raghab et al., 2013).

Le traitement des lixiviats de déchets solides municipaux dépend en grande partie de la demande chimique en oxygène et de la demande biologique en oxygène, de l'ammonium et des halogénures organiques absorbables (Nanda & Berruti, 2021). La demande chimique en oxygène mesure la quantité d'oxygène par les réactions dans une solution. En revanche, la

demande biologique en oxygène biologique mesure la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes lors de la décomposition aérobie de la matière organique à une température donnée.

Han et al. ont évalué l'intensité de la contamination des eaux souterraines à proximité des décharges municipales de déchets solides en Chine et ont identifié la présence d'environ 96 polluants des eaux souterraines, 3 indicateurs de matières organiques, 2 polluants visuels et 6 polluants agrégés, qui comprenaient également des sels inorganiques, des métaux lourds, des xénobiotiques et des micro-organismes pathogènes (Z. Han et al., 2016).

L'incidence initiale de la contamination des eaux souterraines est apparue après cinq ans de fonctionnement de la décharge et s'est accrue par la suite, mais au fur et à mesure que la décharge vieillissait pendant 25 ans, la contamination des eaux souterraines diminuait. En outre, la contamination des eaux souterraines était principalement limitée à un périmètre de 1 km autour de la décharge, la contamination la plus grave apparaissant à moins de 200 m. Le niveau de contamination des eaux souterraines variait considérablement d'une décharge à l'autre en Chine, en fonction de la taille de la décharge et de la taille du site.

En outre, la présence de différents contaminants dans les eaux souterraines a également été influencée par les précipitations saisonnières, les disparités régionales, l'âge de la décharge et la distance de migration des polluants. Han et al. ont évalué les impacts environnementaux d'une décharge non contrôlée en Chine et ont déterminé que les eaux souterraines peu profondes situées à moins de 30 m de profondeur près de la décharge n'étaient pas potables en raison de la concentration extrêmement élevée de polluants provenant du lixiviat (D. Han et al., 2014).

Il est généralement admis que les niveaux élevés de polluants présents dans les lixiviats des décharges peuvent constituer une menace sérieuse pour la santé humaine ainsi que pour les animaux terrestres et aquatiques vivant à proximité des sites de décharge. Les métaux lourds toxiques, les métalloïdes et les minéraux dont la concentration dépasse les limites autorisées peuvent provoquer des maladies telles que Minamata, l'arsenicose, le syndrome du bébé bleu, la fibrose pulmonaire, le cancer du poumon et du sein. la fibrose pulmonaire, la pneumoconiose, la maladie de Wilson, la cirrhose hépatique, l'encéphalopathie, l'argyrie, l'alopécie (Medscape, 2022). Cependant, les risques directs pour la santé sont difficiles à quantifier en raison du manque d'études sur l'exposition à court et à long terme.

2.6 Gaz de décharge

Les décharges produisent également des gaz en raison de réactions thermiques, chimiques et biologiques.

En fin de l'étape de l'hydrolyse, la décomposition et la fermentation microbiennes peuvent également se produire dans la décharge. L'activité des bactéries méthanogènes est relativement plus élevée dans le lit de la décharge, qui est dépourvu d'air ou d'oxygène, ce qui favorise la décomposition anaérobie.

La figure 2.3 illustre le mécanisme de formation des gaz de décharge par le biais de diverses réactions chimiques telles que l'hydrolyse, la fermentation, l'oxydation anaérobie, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. Les communautés bactériennes impliquées dans la digestion anaérobie des déchets organiques dans une décharge et la formation de gaz qui s'ensuit sont les bactéries fermentaires hydrolytiques, les acétogènes réduisant les protons, les méthanogènes hydrogénotrophes et les méthanogènes acétoclastiques (Demirel & Scherer, 2008).

L'hydrolyse initiale de la matière organique contenue dans les déchets municipaux solides conduit à la production de sucres, d'acides aminés et d'acides gras par les micro-organismes fermentaires. Ces monomères organiques sont dégradés en acétate, butyrate, propionate et lactate par des bactéries acidogènes en tant que produits intermédiaires.

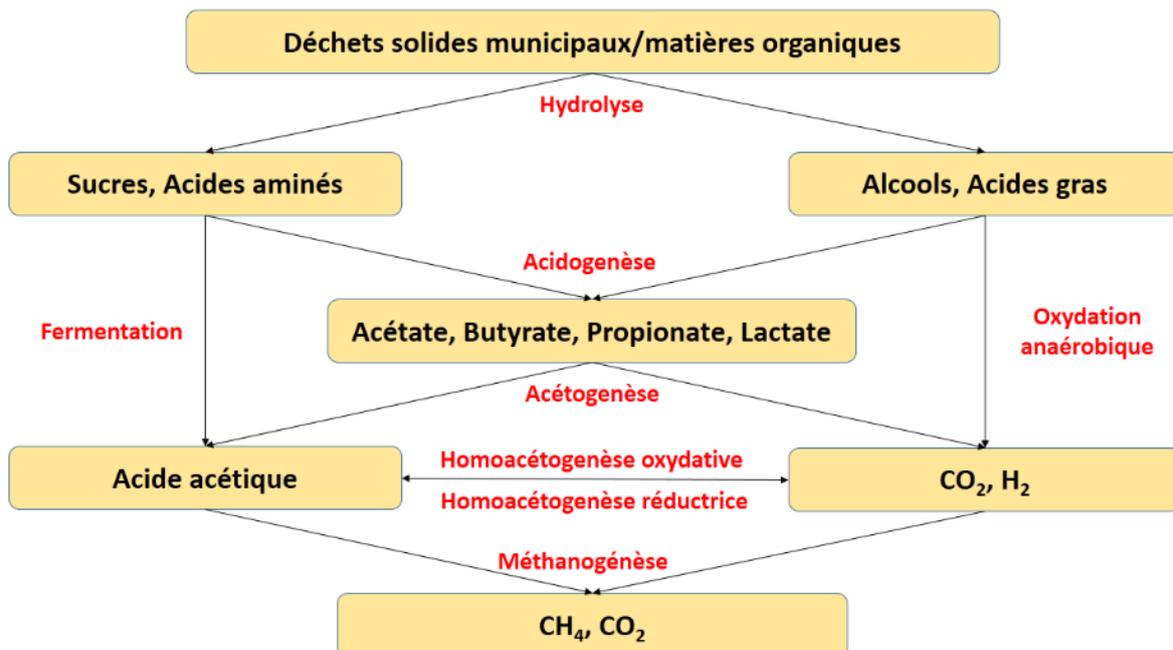


Figure 2.3: Mécanisme de formation des gaz de décharge (Demirel & Scherer, 2008).

La fermentation acide est favorisée par un taux d'humidité élevé au début de la vie d'une décharge qui produit des acides gras volatils tels que l'acétique, le butyrique, le propionique et le lactate (S. Kumar et al., 2011).

Au fur et à mesure que la décharge mûrit, les phases acétotrophes et méthanogènes apparaissent. Les bactéries oxydant l'acétate peuvent convertir l'acétate en H_2 et de CO_2 en acétate par une réaction inverse, c'est-à-dire une homoacétogénèse réductrice (Demirel & Scherer, 2008). Enfin, par le biais de l'acétogénèse, les bactéries oxydant l'acétate convertissent l'acétate en CH_4 et en CO_2 , qui sont les principaux composants du gaz de décharge. En outre, les espèces concurrentes des méthanogènes acétotrophes convertissent également le CO_2 et le H_2 en CH_4 .

L'acétogénèse et la méthanogénèse sont favorisées par des concentrations élevées de H_2 (≥ 500 Pa), tandis que de faibles concentrations de H_2 (≤ 40 Pa) favorisent l'oxydation de l'acétate (Demirel & Scherer, 2008).

Le gaz de décharge est un contributeur majeur au réchauffement climatique en raison de ses deux composants principaux tels que le CH_4 et le CO_2 . Il convient de noter que le potentiel de réchauffement global du CH_4 est 25 fois supérieur à celui du CO_2 et a une durée de vie de 12 ans dans l'atmosphère (Nanda et al., 2016).

Les décharges sont également classées comme le troisième plus grand contributeur de CH_4 aux États-Unis, après l'industrie des combustibles fossiles et l'agriculture, en particulier l'élevage. En outre, la forte concentration de CH_4 combustible dans les gaz de décharge présente également des risques potentiels d'incendies et d'explosions accidentels.

Les gaz de décharge sont principalement produits par des bactéries méthanogènes et contiennent 55 % de CH_4 et 45 % de CO_2 , suivis de traces de CO , de N_2 , de carbones organiques volatils, de benzène, de toluène, de xylène, de tétrachlorure de carbone, d'hydrocarbures et de composés organosulfurés (Narayana, 2009). Les composés organiques non méthaniques présents dans les gaz de décharge comprennent les polluants atmosphériques dangereux, les carbones organiques volatils et les composés odorants, qui pourraient également représenter environ 39 % des émissions totales de gaz de certaines décharges (Davoli et al., 2010).

La composition des gaz de décharge dépend des propriétés et de la quantité de déchets solides biodégradables dans la décharge, de la phase de décomposition, de l'oxygène disponible, de la teneur en eau, du pH et de la population microbienne (Davoli et al., 2010).

Le brûlage à la torche des gaz de décharge sur le site produit également des émissions contenant des dioxines, des furannes, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des dibenzodioxines et des dibenzofuranes polychlorés, qui pourraient avoir des effets cancérogènes en cas d'exposition régulière (Davoli et al., 2010).

La formation de gaz de décharge peut se produire spontanément ou prendre de 0 à 3 ans après l'élimination des déchets mais diminue par la suite au fur et à mesure que la décharge mûrit. Il est donc essentiel de récupérer les gaz de décharge dans les trois ans suivant l'exploitation active de la décharge. Les gaz bruts de décharge après extraction contiennent une quantité importante d'eau, qui est contaminée par des niveaux élevés d'hydrocarbures chlorés. L'eau contenue dans le flux de gaz brut de décharge est séparée par condensation après la séparation des hydrocarbures chlorés.

Le flux d'eaux usées n'est mélangé au lixiviât que lorsque que la concentration en contaminants est équivalente.

Comme pour les lixiviats de décharge, l'exposition régulière aux émissions de gaz des décharges a également des effets néfastes sur la santé des personnes qui habitent à une certaine distance de la décharge. Les odeurs désagréables produites par les décharges sont un sujet de préoccupation très répandu considérée comme une nuisance que comme un risque pour la santé. Cependant, les résidents et les exploitants de la décharge sont considérés comme étant vulnérables aux effets néfastes potentiels sur la santé d'une à long terme aux gaz de décharge.

Une exposition fréquente aux gaz de décharge peut également entraîner des anomalies telles que le stress émotionnel, l'anxiété stress émotionnel, le malaise, la dépression, les maux de tête, les nausées, les vomissements, l'asthme, la bronchite, les problèmes respiratoires, la suffocation, l'asphyxie, la bronchopneumopathie chronique obstructive, l'irritation des yeux et de la peau, les anomalies congénitales, les troubles neurologiques, les problèmes hépatiques et le cancer (Narayana, 2009; Palmiotto et al., 2014).

Cependant, les preuves épidémiologiques sont limitées et les observations ne sont pas suffisamment cohérentes dans les conséquences sur la santé et la mortalité causées par les gaz de décharge (Palmiotto et al., 2014).

Chapitre 3

Digestion anaérobie

Chapitre 3. Digestion anaérobie

3.1 Introduction

La digestion anaérobie des déchets municipaux solides a fait l'objet d'une attention considérable en raison de l'importante récupération d'énergie et de nutriments qu'elle permet et de son potentiel d'atténuation des gaz à effet de serre (GES).

Les réserves limitées, l'augmentation constante du prix des combustibles fossiles et les conséquences négatives sur le potentiel de réchauffement climatique ont motivé les décideurs à chercher des alternatives sources d'énergie (Muhammad et al., 2021).

L'utilisation de sources d'énergie renouvelables peut contribuer à réduire l'impact négatif sur l'environnement, notamment en ce qui concerne le réchauffement de la planète dû aux émissions de gaz à effet de serre (Ong et al., 2019). Les ressources non combustibles telle que la fraction organique des déchets municipaux solides, disponibles en abondance peuvent être utilisées comme ressources bioénergétiques (Ming et al., 2018).

Les déchets organiques représentent près de 50 % des déchets générés, sont considérés comme les plus gros contributeurs aux déchets solides dans le monde entier (Tyagi et al., 2018). Cette quantité massive de déchets putrescibles a un potentiel de réchauffement climatique énorme qui contribue à un potentiel de réchauffement climatique rapide par la libération de méthane non utilisé (De Clercq et al., 2017). Pour résoudre ce problème, les fractions organiques inutilisés passent principalement par un processus de traitement des déchets qui convertit les matières organiques en produits bioénergétiques de valeur.

3.2 Généralités sur la digestion anaérobie

La DA est un processus biologique impliquant le traitement et la stabilisation de la matière organique en l'absence d'oxygène, accompli par un consortium de micro-organismes et se déroulant sous les phases d'hydrolyse, d'acidogénèse, d'acétogénèse et de méthanogénèse (Derbal et al., 2009). L'absence d'oxygène dans les FODSM permet aux micro-organismes de dégrader la matière organique pour produire des boues stabilisées (effluent de digestion anaérobie, également connu sous le nom de digestat) et du biogaz.

Au cours de la première étape, la matière organique complexe insoluble de poids moléculaire élevé est dégradée en molécules solubles simples par les enzymes extracellulaires (Zamri et al., 2021). Au cours de cette phase, les composants organiques des hydrates de carbone, protéines et polymères lipidiques sont hydrolysés en sucres simples, en acides aminés et en acides gras à longue chaîne, respectivement (Strazzer et al., 2018). Pendant ce temps, les composés

insolubles de la cellulose et de l'hévéa sont hydrolysés par des microorganismes d'hydrolyse enzymatique (*Streptococcus* et *Enterobacterium*) pour produire des monosaccharides (W. Li et al., 2018). Cependant, la forte liaison hydrogène intermoléculaire de la lignine est résistante à la pénétration des micro-organismes pour le processus d'hydrolyse enzymatique. À ce stade, les structures lignine nécessitent un prétraitement tel que la délignification, afin de subir une biodégradation. Selon Ali Shah et al. (Ali Shah et al., 2014), outre la taille des particules et le pH, la vitesse d'hydrolyse dépend de paramètres enzymatiques telles que la production d'enzymes, la diffusion et l'adsorption sur les particules de matière à digérer. Par conséquent, à ce stade de la digestion, seuls 50 % de la matière organique est dégradée, et la partie restante demeure à l'état primaire en raison de l'absence de participation à la dégradation (Parawira et al., 2008).

Dans la phase d'acidogénèse, les bactéries de la phase acide (*Clostridium*, *Peptococcus Anaerobus*, *Lactobacillus* et *Actinomyces*) utilisent à la fois les oxygènes dissous et les oxygènes liés dans la solution et le carbone, respectivement (Kigozi et al., 2013). Les produits hydrosolubles et hydrolysés (sucre simple, acide aminé et acide gras à longue chaîne) sont ensuite dégradés en acides organiques à courte chaîne (formique, acétique, propionique, butyrique et pentanoïque), en alcools (méthanol, éthanol), en aldéhydes, en dioxyde de carbone et en hydrogène (Ali Shah et al., 2014). Les bactéries acidogènes sont les bactéries les plus abondantes et les fermenteurs les plus actifs dans la DA (Prasad, 2015). Ces espèces bactériennes actives appartiennent aux genres suivants : *Aminobacterium*, *Psychrobacter*, *Anaerococcus*, *Bacteroides*, *Acetivibrio*, *Butyrivibrio*, *Halocella*, *Spirochaeta*, *Caldicellulosiruptor*, et *Cellulomonas* (Manyi-Loh et al., 2013). L'alcool et les AGV qui sont produits par ces bactéries d'acidogénèse sont transformés dans la phase d'acétogénèse.

La phase d'acétogénèse produit des intermédiaires essentiels pour la production de méthane. Dans cette phase, les bactéries acétogènes syntrophes (*Syntrophomonas*, *Syntrophobacter* et *Smithella*, etc.) métabolisent de manière syntrophique les AGV, les alcools, certains acides aminés et composés aromatiques en substrats de méthanogénèse (acétate, hydrogène et dioxyde de carbone) (Hori et al., 2011). La présence de bactéries hydrogénotrophes favorise cette conversion (McInerney et al., 2008). Ces bactéries hydrogénotrophes produisent de l'acétate à partir de la réduction du dioxyde de carbone avec de l'hydrogène via la voie de l'acétyl-Co-A (Hori et al., 2011). Cependant, l'accumulation d'AGV pourrait entraîner une diminution du pH, augmentant ainsi l'acidification et éliminant les bactéries acidogènes. Il convient donc de surveiller la consommation d'AGV par les bactéries archéobactériennes acétoclastiques (pH, 6-

8) ou hydrogénoclastiques (pH, 9-10) (Szuhaaj et al., 2016). La voie de production du méthane est principalement dérivée des voies acétotrophes, hydrogéntrophes et méthylotrophes.

Dans la phase de méthanogénèse, l'acide acétique et l'hydrogène formés dans la phase d'acétogénèse sont transformés en biométhane par les micro-organismes méthanogènes. Au cours du processus, le pH du processus de conversion augmente jusqu'à atteindre des valeurs neutres comprises entre 6,8 et 8 (Szuhaaj et al., 2016). Les bactéries responsables de cette phase de fermentation du méthane appartiennent aux archéobactéries genres : Crenarchaeota, Euryarchaeota, etc. La morphologie des des bactéries méthanogènes est très hétérogène par rapport à celle des bactéries d'acidogénèse et d'acétogénèse (Kigozi et al., 2013). De plus, il existe diverses bactéries méthanogènes qui ont des propriétés différentes, sensibles à la température et à la distraction du pH. sensibles à la température et à la distraction du pH (Angelidaki et al., 2011). Par conséquent, l'efficacité de la phase de l'efficacité de la phase de méthanogénèse est très dépendante de la relation entre la biocinétique des microorganismes et leur environnement de croissance l'environnement de croissance (approvisionnement en nourriture et accessibilité) (Rada, 2015).

La DA est considérée comme un processus fiable en raison de sa viabilité économique et technique par rapport à d'autres approches disponibles telles que la pyrolyse, torréfaction, l'incinération, la gazéification et le compostage (Gan et al., 2020).

En outre, la DA a moins d'impact sur la qualité de l'air que les processus dépendant de la combustion et contribue à minimiser les émissions de carbone en produisant de l'énergie pour remplacer les combustibles fossiles (Mahmudul et al., 2021). La réduction des émissions de GES à l'aide des technologies de digestion anaérobie aurait un effet majeur sur la réalisation de l'accord de Paris de 2016, qui vise à limiter l'augmentation de la température moyenne mondiale à moins de 2 °C. Dans le processus de digestion assistée, les microbes digèrent les déchets et produisent du méthane, également appelé biogaz qui peut être utilisé comme combustible (Chatterjee & Mazumder, 2016).

Presque tous les déchets organiques peuvent être utilisés dans ce processus. Cependant, des facteurs tels que le pH et la température affecte la production de gaz. La figure 3.1 montre la voie potentielle de la digestion anaérobie pour la récupération d'énergie à partir des OFDSM (Tyagi et al., 2018). En outre, le processus de digestion peut relever les défis du recyclage des déchets, de l'énergie et des nutriments de manière efficace et circulaire.

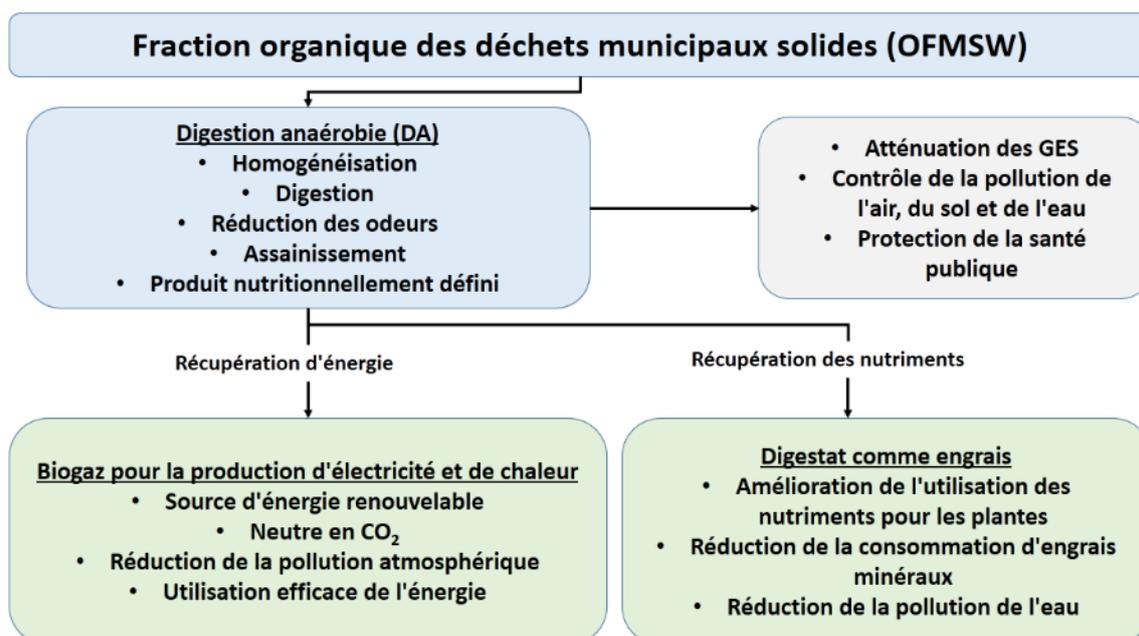


Figure 3.1: Voies de récupération d'énergie à partir de la fraction organique des déchets dans un processus de digestion anaérobie (Tyagi et al., 2018).

Par exemple, la production de biogaz utilise des matériaux organiques et naturels qui peuvent être réutilisés. Le sous-produit d'une usine de biogaz peut être utilisé comme un complément utile ou une alternative aux engrais chimiques qui sont nocifs et dangereux (Chatterjee & Mazumder, 2016). La digestion organique peut alors accélérer la croissance des plantes et la résistance aux maladies. Par conséquent, l'ensemble du processus devient une approche durable. Enfin, en raison des coûts de construction moins élevés et de la disponibilité des déchets, le biogaz peut être particulièrement utile dans les régions éloignées et non développées.

3.3 Classification des installations de digestion anaérobie

Le processus de digestion anaérobie est réalisé à partir de différents substrats qui sont classés en trois sources primaires, sources principales : les déchets agricoles, industriels et communautaires.

Parmi ces sources, les déchets agricoles sont considérés comme les substrats les plus importants pour les applications de la DA (Kothari et al., 2014). Cependant, l'application des matières premières dépend de la disponibilité des ressources dans le pays concerné. Par exemple, la plupart des usines de digestion anaérobie en Europe sont principalement exploitées du fumier, des résidus de récolte et des cultures énergétiques comme matières premières (Grando et al., 2017). Le récent rapport de l'Association européenne du biogaz (EBA) indique que le nombre de nouvelles usines de digestion anaérobie a augmenté de façon spectaculaire de 6227 en 2009

à 17439 en 2016 (EBA, 2022). Le plus grand nombre d'installations de DA fonctionnant sur des ressources agricoles (12496), suivies de 2838 usines utilisant des boues d'épuration, 1604 usines utilisant des décharges et 688 sur divers autres types de déchets.

Aux États-Unis, en revanche, le nombre d'installations de digestion anaérobie est relativement faible, avec 2 000 installations réparties en trois types, à savoir les digesteurs anaérobies, les décharges et les lagunes couvertes. Toutefois, un rapport récent de l'American Biogas Council indique que 14 000 usines de biogaz potentiellement nouvelles vont être installées au cours des prochaines années (Prasad, 2015).

Néanmoins, par rapport aux substrats agricoles, la fraction organique des substrats biodégradables de la communauté peut devenir une solution prometteuse pour la durabilité environnementale et énergétique en réduisant l'utilisation de combustibles fossiles.

Les déchets solides municipaux (DSM) ne sont pas les seuls à avoir fait l'objet d'une analyse et d'un examen approfondis de la part de quelques chercheurs. D'après les résultats de la recherche par titre dans Scopus en utilisant les mots clés "digestion anaérobie" et "fraction organique des déchets solides municipaux", seuls 16 articles de synthèse ont été publiés sur les déchets solides municipaux entre 2015 et 2020 (Zamri et al., 2021). La plupart des analyses se sont concentrées sur un domaine particulier du processus de DA, comme la co-digestion, la récupération d'énergie, la DA sèche, le processus de DA dans la zone régionale, les matières premières carbonées et lignocellulosiques.

3.4 Collecte et caractérisation des déchets solides municipaux

Les déchets solides municipaux sont des déchets biodégradables composés de déchets hétérogènes provenant des jardins, des parcs, des ménages, des restaurants, des commerces de détail et de l'industrie alimentaire, et sont collectés par les organismes municipaux (Sisto et al., 2017). En général, ils contiennent un mélange de nourriture, de déchets de jardin, de papiers mélangés, de journaux, de bois et de carton. Toutefois, la catégorisation et les caractéristiques des FODSM varient considérablement d'un pays à l'autre et dépendent de différents facteurs. D'après les rapports de recherche antérieurs, il existe 16 fractions de FODSM composées de divers résidus de préparation des aliments qui sont des composants fractionnés différents tels que les fruits et légumes et leurs épluchures, le pain, la viande et le poisson, les snacks et les sucreries, les produits laitiers, les sachets de thé et les granulés de café, les céréales et autres restes d'aliments (Campuzano & González-Martínez, 2016). La présence simultanée de déchets non biodégradables et biodégradables (coquilles d'œufs, sacs biologiques et os) qui ont un effet délétère sur les DA sont considérés comme des impuretés physiques.

Les caractéristiques et la composition des FODSM dépendent principalement du système de gestion des déchets adopté. En Europe, le système de collecte des FODSM utilise principalement la méthode de séparation mécanique (MSOFDSM), méthode de séparation et de collecte (SC-OFDSM) et le tri à la source (SS-OFDSM) (Cecchi et al., 2011).

La séparation des OFDSM à l'aide de la méthode MS-OFDSM convient aux déchets non ségrégués combinés aux déchets collectés de grande taille. La séparation des déchets est effectuée principalement pour réduire la quantité de déchets, séparer les déchets inorganiques des déchets organiques à haute valeur calorifique et les homogénéiser en vue d'une récupération ultérieure d'énergie (Maletz et al., 2018).

Cependant, le système de collecte des MS-OFDSM est moins préféré en raison de la moindre récupération des nutriments en termes de biométhane, ainsi que de la production de quantités significatives de matériaux inertes. En outre, cette méthode ne sépare pas entièrement les fractions inorganiques en raison de la teneur élevée en matières sèches (D. Zhang et al., 2015).

Les SC-OFDSM sont réalisés par le biais d'un tri préalable des déchets inertes provenant de sources de déchets mixtes, ce qui réduit la teneur en matières organiques. Les SC-OFDSM se sont révélés capables de produire la plus forte concentration de sucres et la plus faible concentration d'acide lactique après l'hydrolyse, ce qui souligne l'importance de ce système de collecte dans le processus de digestion (López-Gómez et al., 2019).

Par conséquent, la méthode SC-OFDSM a donné de meilleurs résultats que la méthode MS-OFDSM. D'autre part, la méthode SS-OFDSM améliore le système de collecte des déchets en triant les déchets à partir de leurs sources.

Cette méthode permet un démarrage amélioré du processus de la digestion anaérobie, où les caractéristiques de la fraction organiques sont mieux contrôlées grâce au processus de pré-tri, et la biodégradabilité des et améliore la biodégradabilité du substrat. Ce contrôle de la maîtrise de la biodégradabilité accélère la stabilisation de la digestion, ce qui contribue à un rendement élevé en méthane (Angelidaki et al., 2011).

3.5 Facteurs clés affectant l'efficacité des digestions de l'OFDSM

3.5.1 Qualité de la matière première et processus de prétraitement

La qualité des matières premières est un facteur essentiel pour l'optimisation de la bio cinétique des DA (Sheng et al., 2013). Idéalement, la qualité de la charge d'OFDSM est évaluée sur la base des éléments suivants la séparation de la matière organique, la solubilité et les conditions de biodégradabilité (Cesaro & Belgiorno, 2014). En général, la fraction organique est prétraitée

et activée pour améliorer et optimiser la digestion. Le tableau 3.1 présente les méthodes de prétraitement des substrats OFDSM avant le processus de digestion anaérobie.

Généralement, l'efficacité de la méthode de prétraitement dépend des propriétés de biodégradabilité des mélanges d'OFDSM. Le mélange d'OFDSM à forte teneur en lignocellulose nécessite un traitement plus poussé dans divers types de méthodes telles que les méthodes alcalines, thermiques et thermochimiques pour améliorer la dégradation des substances réfractaires (Paudel et al., 2017).

Parallèlement, les mélanges moins lignocellulosiques sont couramment prétraités à l'aide de méthodes physiques et chimiques conventionnelles afin d'éliminer les impuretés indésirables du flux destiné à être traité (Cesaro & Belgiorno, 2014; Kondusamy & Kalamdhad, 2014). Cependant, la prise en compte de la performance basée sur l'efficacité du processus, la viabilité économique et l'impact sur l'environnement sont nécessaires pour sélectionner le prétraitement. En outre, les méthodes de prétraitement optimales pour une récupération élevée du biogaz sont difficiles à déterminer en raison des diverses conditions associées à chaque processus d'usine de digestion anaérobie.

Comme le montre le tableau 3.1, les méthodes de prétraitement physique sont menées par des approches mécaniques, thermiques et ondulatoires. Les prétraitements mécaniques sont principalement effectués pour réduire les particules de matières premières et séparer les matières. Le broyage, le déchiquetage et le tambour rotatif sont les principaux procédés utilisés dans le processus de DA des FODSM à grande échelle (Gikas et al., 2018).

Parallèlement, le traitement thermique est utilisé pour accélérer le processus de solubilisation de la matière première en adoptant l'énergie de l'enveloppe chauffante du réacteur et du chauffage interne par micro-ondes.

Le prétraitement thermique permet d'éliminer les agents pathogènes, d'améliorer l'efficacité de la déshydratation et de réduire la viscosité du digestat (Amiri et al., 2017). Cependant, l'inconvénient du prétraitement thermique est la consommation d'énergie élevée et l'agglomération du composé chauffé, ce qui le rend difficile à dégrader (Ariunbaatar et al., 2014).

Tableau 3.1: Méthodes de prétraitement des substrats OFDSM avant le processus de digestion anaérobie (Gikas et al., 2018).

Méthodes de prétraitement	Technologie	Application	Avantages	Inconvénients	Réf
Physique	Mécanique (broyeur à perles)	À l'échelle du laboratoire	Peut réduire la taille des particules en fines particules, ce qui améliore la production de biométhane.	La réduction extrême de la taille des particules réduirait la production de biométhane en raison de la croissance accrue des AGV.	(Izumi et al., 2010)
	Mécanique Tambour rotatif (RDR)	Pleine échelle	Les matières organiques produites ont un faible taux d'humidité. Le processus fonctionne avec un temps de rétention minimal.	Le temps de rétention dans le tambour varie entre 2 et 5 jours.	(Gikas et al., 2018)
	Mécanique (presse à vis)	Pleine échelle	L'effet sélectif important via l'acheminement de l'eau a permis d'obtenir des substrats de petite taille qui possèdent moins de matériaux inertes et un taux élevé de composés organiques enzymatiques et dégradés.	Il en résulte une perte de composé organique sec, car cette méthode de traitement est préférable pour les déchets solubles.	(Hansen et al., 2007)
	Mécanique (crible broyeur)	Pleine échelle	Il en résulte une teneur en biomasse plus élevée avec des composés plus denses.	Des matériaux inertes de grande taille ont également été collectés en raison de la taille importante du tamiseur.	(Fernandez et al., 2016)
	Thermique (Réacteur à calandre)	Pleine échelle	Réduire le temps de digestion en accélérant l'étape d'hydrolyse de la digestion anaérobie. Solubilise les composés hautement réfractaires tels que l'hémicellulose et la lignine.	La température plus élevée (>150 °C) ou une période de chauffage plus longue peuvent donner lieu à une structure de matériau inerte et complexe, qui est difficile à dégrader.	(Rodríguez et al., 2015)
	Thermique (micro-ondes)	À l'échelle du laboratoire	Peut produire une solubilisation élevée des substrats. Augmente la DCO soluble et une efficacité énergétique de chauffage plus élevée que la méthode thermique standard.	Les rendements en méthane n'étaient pas suffisants pour compenser l'énergie nécessaire.	(Shahriari et al., 2015)
	Onde (ultrason)	À l'échelle du laboratoire	Montre de bonnes performances dans le traitement de divers types de substrats à base de matières grasses. Assure la désorption des acides volatils et la rupture directe des particules à la surface des substrats. Augmente la croissance microbienne en éliminant les habitants solubles.	Coût élevé en raison de la consommation d'énergie et de la nécessité d'un entretien fréquent.	(Rasapoor et al., 2016)
Chimique	Ozone (oxydation)	À l'échelle du laboratoire	Améliore la biodégradabilité anaérobie des déchets solides organiques contaminés en éliminant les effets toxiques (inhibiteurs).	Coût d'exploitation élevé et dépendance à l'égard de sa stabilité biologique. Nécessite des matériaux organiques partiellement biodégradés.	(Cesaro et al., 2016)
	Hydrolyse acide HCl, H ₂ SO ₄ , HNO ₃ ,	Pleine échelle	Facilite la production à grande échelle d'intermédiaires chimiques souhaitables. Augmente l'efficacité de l'utilisation du substrat et améliore le processus d'hydrolyse.	Dissuasion de la mise en œuvre à grande échelle en raison du recouvrement des coûts.	(Trzcinski et al., 2015)
	Analyse alcaline Ca(OH) ₂ , NaOH, Mg(OH) ₂ , KOH	Pleine échelle	Améliore considérablement l'accessibilité des microbes grâce à l'augmentation de la surface effective de la structure organique.	Ne convient pas aux substrats à faible teneur en lignine.	(Manser et al., 2016)
	Additif, Cobalt, Fer, Nickel	Pleine échelle	Améliore la production de biométhane grâce à un contrôle stable du processus et à la réduction des composés inhibiteurs.	La charge additive excessive conduit à l'instabilité du digesteur en raison de l'apparition d'un nombre excessif d'ions.	(Romero-Güiza et al., 2016)

Biologique	Micro-organismes Champignons, Enzymatique (peptidase, carbohydrolase et lipase)	Pleine échelle	Améliore la biodégradation en réduisant le nombre d'étapes du processus de traitement et évite le traitement des produits inhibiteurs.	Coûteux pour l'installation à grande échelle. Période de dégradation plus longue en raison de la lenteur de la réaction et du taux de croissance des micro-organismes ou des enzymes utilisés.	(Carrere et al.,2016)
	Microaération (oxygène)	Pleine échelle	Améliore l'hydrolyse des glucides et des protéines. Réduit les lipides toxiques et les inhibitions qui favorisent une dégradation instable.	Augmenter la compétition pour la croissance des organismes en raison de l'excès d'oxygène.	(Lim et al.,2016)
	DA en deux étapes Lit de lixiviation anaérobie hydrolytique (AHLB),	Pleine échelle	Augmente l'activité des méthanogènes pour un meilleur rendement en méthane. Augmente la réduction des solides volatils et est très efficace pour éliminer les agents pathogènes.	Augmentation des coûts en raison de la complexité technique. Création d'une inhibition des bactéries acidifiantes en raison de l'accumulation d'hydrogène. Peut éliminer les éventuels besoins interdépendants en nutriments des bactéries productrices de méthane.	
	Température Thermophiles et mésophiles	Pleine échelle	La configuration thermophile augmente le taux de stabilité du processus. Elle améliore la production de biométhane et réduit la quantité de digestat. Parallèlement, la configuration mésophile élimine le risque d'inhibition et améliore le temps de fonctionnement.	Nécessite un apport d'énergie plus important. Les températures extrêmes entraînent l'accumulation d'un composé isovalérate qui se dégrade lentement.	(Yi et al.,2014)
Traitement combiné	Thermique Prétraitements par micro-ondes et autoclave	À l'échelle du laboratoire	Améliore l'élimination des contaminants polluants et augmente la dégradabilité des composés hautement réfractaires au cours de la première phase de digestion.	Ont un gain énergétique faible par rapport à la consommation du processus.	(Zhang et al.,2018)
	Physico-chimie Trieur optique, broyeur humide et décanteur hydro- cyclonique	Pleine échelle	Le rendement en méthane est supérieur à celui des plantes précédemment rapportées. Produire un indice d'efficacité énergétique élevé de 2,2 kWh produits/kWh consommés grâce à une consommation et une récupération d'énergie de 3650 MWh et 8150 MWh respectivement. Augmenter la qualité de la matière première du digesteur et la production de biogaz.	Le défi consiste à éliminer la contamination polluante par le H ₂ S et l'acide propionique dans le digesteur de biogaz.	(Romero-Güiza et al.,2014)
	Chimique – Biologique	Pleine échelle	Produit un digestat solide et liquide de haute qualité avec un rendement élevé de production de biométhane.	Complexe dans le suivi et le contrôle du bilan de masse du processus pour les nutriments et la stabilité des habitants.	(Lopez Torres et al.,2015)

Les prétraitements chimiques sont généralement effectués à l'aide de l'oxydation à l'ozone, de réactifs alcalins, de procédés thermiques, d'alcools, d'acides organiques et de solvants organiques afin d'améliorer la biodégradabilité des fractions organiques. Le processus d'oxydation est associé à un agent oxydant, généralement l'ozone, pour favoriser la délignification des composés (abaissement du poids moléculaire) et pour améliorer la biodégradabilité anaérobie de la fraction organique contaminée en éliminant les effets inhibiteurs du mécanisme d'oxydation (Cesaro & Belgiorno, 2014; Salihu & Alam, 2016).

Les méthodes biologiques sont principalement utilisées dans les méthodes de prétraitement à grande échelle des FODSM. Ces méthodes de prétraitement comprennent la digestion anaérobie en phase de température, la digestion anaérobie en deux étapes, la micro-aération et les micro-organismes (champignons, enzymes microbiennes, etc.). Comme l'indiquent Cesaro et al (Cesaro & Belgiorno, 2014), les prétraitements biologiques sont souvent préférés en raison de leurs performances supérieures à celles des méthodes chimiques et thermiques, car ils améliorent le taux de dégradation biologique. En outre, il a été prouvé par Fernandez et al. (Fernández-Nava et al., 2014) que l'efficacité des procédés biologiques se traduisait par une élimination meilleure et significative de la matière organique et augmentait la production de bio méthane.

Globalement, l'application des méthodes de prétraitement dépend de l'état des mécanismes de dégradation de la matière première. Bien que l'utilisation d'un seul prétraitement puisse dissoudre la matière organique au cours du processus de digestion, une combinaison de différents processus est le moyen le plus efficace pour la biodégradation de la charge d'OFDSM. Des études récentes sur le prétraitement à grande échelle ont montré des combinaisons réussies de processus de prétraitement. Par exemple, Pecorini et al. (Pecorini et al., 2016) ont montré que l'autoclavage et les micro-ondes permettaient d'améliorer l'hydrolyse d'une fraction importante de la fraction non biodégradable qui est récalcitrantes au processus de DA. En outre, la combinaison d'étapes de prétraitement mécaniques a permis d'obtenir un indice d'efficacité énergétique élevé de 2,2 kWh produits/kWh grâce à une consommation et une récupération d'énergie de 3650 MWh et 8150 MWh, respectivement (Romero-Güiza et al., 2014). En outre, une combinaison aérobie - anaérobie des OFDSM a permis une meilleure récupération à la fois de l'énergie et des nutriments du digestat (Cesaro & Belgiorno, 2014). Néanmoins, cette combinaison nécessite un système de surveillance précis pour propager les performances appropriées des digesteurs de déchets organiques.

3.5.2 Conception et sélection des procédés de digestion

La digestion anaérobie est généralement réalisée par digestion anaérobie humide (à l'état liquide) ou sèche (à l'état solide). La teneur moyenne en solides de la digestion anaérobie sèche se situe entre 20 et 40 %, tandis que celle de la digestion anaérobie humide est inférieure à 15 % (Kothari et al., 2014). Les systèmes de digestion anaérobie par voie sèche et humide ont fait état d'un temps de rétention hydraulique, d'un taux de charge organique (OLR) et d'une réduction des solides volatils (VSR) de 14 à 60 jours, de 12 à 15 kg par jour de VS/m³/jour, de 40 à 70 % et de 25 à 60 jours et de moins de 5 kg par jour de VS/m³/jour (Kothari et al., 2014). Le taux de production de biogaz de la digestion humide est inférieur à celui de la digestion assistée sèche. L'analyse des systèmes secs et humides révèle que le système sec améliore la performance du CH₄ de 0,48 L/g VS et réduit le taux de VSR de 85,6 % par rapport au processus humide (J. Yi et al., 2014).

Les processus de digestion anaérobie sont principalement exploités à l'aide du système de digestion anaérobie à l'état solide SSAD en raison de sa concentration élevée en solides (>15 %) et de ses meilleures performances (Mata-Alvarez, 2003). Par rapport à la digestion anaérobie à l'état liquide, la digestion anaérobie à l'état solide fournit un processus moins critique et offre des processus efficaces avec une faible consommation d'énergie et d'eau (Kothari et al., 2014). Dans la pratique, il existe différents types de systèmes SSAD développés par des industries européennes, tels que les systèmes SSAD de Dranco, Kompogas et Valorga (Mata-Alvarez, 2003). Dans le système SSAD, les digesteurs sont exploités dans des conditions de conception variables qui comprennent : le débit du digesteur (réacteur discontinu, semi-continu et continu), l'étape du digesteur (étape unique et étapes multiples), la conception du digesteur (à écoulement piston et à mélange complet), les conditions de température (psychrophile, mésophile et thermophile), la plage de teneur en TS dans le réacteur (20-40 %) et d'autres conditions de traitement (Y. Li et al., 2011).

Le tableau 3.2 présentent les comparaisons des digesteurs OFDSM et les variables de la sélection du digesteur.

Les systèmes Valorga, Kompogas et Dranco comptent parmi les systèmes SSAD, à une étape, les plus répandus pour la digestion des FODSM avec une teneur en TS allant de 20 % à 40 % dans des conditions thermophiles ou mésophiles (Fagbohunge et al., 2015).

En règle générale, ces procédés en une seule étape permettent de réaliser toutes les étapes de la digestion dans un seul digesteur. Cependant, les matières sèches des substrats à haute viscosité ne s'écoulent pas librement dans le digesteur (S. Yi et al., 2011). Par conséquent, ces systèmes fonctionnent à intervalles de temps égaux entre le chargement et le retrait des matières

premières afin d'assurer une digestion continue. Dans le système Valorga (fonctionnant à 25-35% de la teneur en TS), le système de barbotage (système de biogaz de mélange) est utilisé dans la cuve pour créer une interaction locale adéquate entre les produits frais et le digestat mature. Par conséquent, l'inoculation de nouvelles matières premières ne nécessite pas l'utilisation de produits finis en dehors de la cuve avant l'alimentation (Anyaoku & Baroutian, 2018a).

Tableau 3.2: Comparaisons des différents systèmes de digesteurs anaérobies (Kothari et al., 2014).

Système	Condition opératoires	Avantages	Inconvénients	Réf
Valorga	TS- 25%-30% DF- Continu DS- à un étage DD- réacteur à agitation continue (CSTR), Réacteur à écoulement piston vertical	i. L'inoculum n'a pas été nécessaire pour alimenter le nouveau substrat frais. ii. Le coût d'entretien est faible car il y a peu de pièces et de composants à remplacer en raison de la conception simple du système composé d'une cuve, d'un tuyau et d'un réacteur. iii. Meilleure interaction de mélange grâce à la combinaison de substrat frais et de substrat mûr dans un système de mélange approprié.	Les supports de buse du système de mélange pour l'injection de biogaz présentent un risque de colmatage en cours de fonctionnement.	(Anyaoku & Baroutian, 2018b; Kothari et al., 2014; Rasapoor et al., 2016)
Dranco	TS- 30%-40% DF- Continu DS- à un étage DD-Réacteur à écoulement piston vertical	i. Fournir de meilleures performances pour un montant de TS élevé. ii. Faible coût d'exploitation et de maintenance en raison du nombre adéquat de pièces et de composants dans une conception de système simple et efficace.	Nécessite une énergie élevée pour mélanger les substrats à haute teneur en boue dans le recyclage avec l'alimentation entrante.	(Anyaoku & Baroutian, 2018b; Kothari et al., 2014; Rasapoor et al., 2016)
Kompo-gaz	TS- 23%-28% DF- Continu DS- à un étage DD- Réacteur à écoulement piston horizontal	La conception horizontale basse du digesteur permet de réduire l'énergie de pompage lors de l'alimentation du système en substrat.	La conception du système de mélange à l'aide d'une roue pour les digesteurs horizontaux est très coûteuse en raison de la forte consommation d'énergie.	(Anyaoku & Baroutian, 2018b; Kothari et al., 2014; Rasapoor et al., 2016)
Bio percolation	TS- 2%-15% DF- Continu DS- à deux étages DD- Réacteur à écoulement piston horizontal UASB	La faible quantité de TS a permis de réduire la durée des opérations, ce qui améliore la qualité et la stabilité de la production et des revenus, respectivement.	Consomme beaucoup d'énergie en raison du fonctionnement continu du digesteur à double étage.	(Anyaoku & Baroutian, 2018b; Kothari et al., 2014)

Toutefois, les buses du processus de barbotage risquent de se boucher en cours d'opération (Mata-Alvarez, 2003). Par ailleurs, le digesteur Dranco (30-40% du TS) a été conçu pour fonctionner dans un digesteur vertical avec un système d'évacuation par le bas (Fagbohunge et al., 2015).

Dans ce système, le processus de pré-mélange a été séparé du digesteur, et le processus d'alimentation a été inclus avec le digestat recyclé (De Baere, 2008). En pratique, Cette approche permet de réduire les coûts d'entretien du digesteur en utilisant un minimum de pièces mobiles dans le digesteur. Cependant, les besoins en énergie pour le mélange peuvent être augmentés en raison du ratio élevé de recyclage du lisier qui doit être homogénéisé pour chaque alimentation entrante. Comme l'indiquent Kothari et al (Kothari et al., 2014) et Li et al (J. Yi et al., 2014) le système Kampogas (23%-28% de la TS) offre une utilisation d'énergie relativement minime pour l'alimentation en matières par un agitateur qui aide le processus de transport des matières. Par conséquent, en améliorant le processus de digestion, l'approche en plusieurs étapes pourrait conduire à une meilleure et efficace dégradation des solides par rapport au processus continu en une seule étape. Comme le rapportent Khanal et al. (Khanal et al., 2010), l'approche multi-étapes de Biopercolate a réduit le temps de rétention hydraulique (7 jours), ce qui se traduit par une augmentation de la production et des revenus. Dans ce système, le digesteur d'hydrolyse et d'acidification (plug flow) sont séparés du digesteur méthanogène. Cette conception de digesteur à deux étages accélère l'atténuation de la stabilité (7 jours) que dans les réacteurs à une seule étape (15-20 jours).

3.5.3 Conditions du processus de digestion et leur optimisation

Les conditions de travail ont une influence généralement sur la formation de biogaz et de digestat de biofertilisants à partir de déchets organiques municipaux. Le processus de dégradation de déchets solides municipaux est affecté par des facteurs tels que le pH, la température, le rapport carbone/azote (C/N), le taux de charge organique (OLR), le temps de séjour et l'agitation.

A. pH

La valeur du pH est un facteur essentiel qui catégorise l'alcalinité ou l'acidité du substrat. La stabilité de l'activité des bactéries acidogènes et méthanogènes est directement affectée par les changements de pH (D. Zhang et al., 2015). Idéalement, le pH optimal pour les stades d'acidogénèse et de méthanogénèse se situe entre 5,5 et 6,5 et entre 6,5 et 8,2, respectivement (Mata-Alvarez, 2003). Dans le processus acidogène, les bactéries acidogènes transforment la matière organique soluble du processus d'hydrolyse en AGV. Horn et al ont montré que

l'acidogénèse pouvait être inhibée lorsque le pH était inférieur à 4,0 en raison de la suppression de l'activité des micro-organismes. En outre, les méthanogènes sont sensibles à la formation d'AGV. L'accumulation d'AGV à un pH acide élevé inhibe les bactéries méthanogènes par la dissociation des acides, ce qui entraîne un découplage de la force motrice membranaire des protons (Horn et al., 2003). Par conséquent, un pH faible dans le digesteur inhibe l'activité des acidogènes et des méthanogènes.

De nombreux rapports font état de conditions de pH optimales pour la récupération d'un rendement élevé en méthane dans les digesteurs anaérobies. Par exemple, Paudel et al. ont indiqué que le pH était compris entre 6 et 7 (Paudel et al., 2017). Liu et al. ont indiqué que pour un rendement optimal en biogaz des FODSM dans la DA, la plage de pH optimale devait être comprise entre 6,5 et 7,5 (Liu et al., 2015). Cependant, les résultats varient en fonction des propriétés et des conditions acides. Pour maintenir la stabilité du pH dans le processus continu, des produits chimiques à base d'alcali, tels que le bicarbonate de sodium (NaHCO_3) et l'hydroxyde de sodium (NaOH), peuvent être utilisés lors du démarrage initial du processus (Kondusamy & Kalamdhad, 2014). Lorsque le pH de la charge d'alimentation de la digestion anaérobie est très élevé ou très bas, il est nécessaire de le neutraliser avant d'alimenter l'installation. Le pH est amélioré chimiquement par l'ajout d'une base, telle que la chaux, dans le réacteur si l'acidification est négligeable au cours du processus de digestion anaérobie (Kouzi et al., 2020).

B. Température

La température a un impact significatif sur la production de biométhane par les digesteurs anaérobies en raison de la stabilité de l'activité des enzymes et des coenzymes (D. Li et al., 2020). La température des micro-organismes anaérobies pour le processus de digestion peut être utilisée dans des conditions psychrophiles (10-30 °C), mésophiles (30-40 °C) ou thermophiles (50-60 °C) (Toutian et al., 2020). Les conditions de température mésophiles sont couramment appliquées pour la digestion anaérobie en raison de la stabilité et de la diversité de l'activité microbienne dans le processus de digestion (Yin et al., 2018). Les conditions psychrophiles sont moins préférées en raison de la faible production de biométhane à un degré élevé de rétention (Lv et al., 2019). Généralement, la DA des FODSM est surtout appliquée dans des conditions thermophiles et mésophiles. En effet, les conditions thermophiles s'avèrent être une option plus fiable que les conditions mésophiles. Le processus méthanogénique mésophile est réputé présenter une meilleure stabilité. Selon Hartmann et al (Lu et al., 2007), l'hygiénisation efficace du procédé thermophile a permis d'éliminer l'apparition de pathogènes

pendant une durée d'exploitation minimale. En outre, Lu et al. ont montré que les conditions thermophiles présentent de meilleures performances de démarrage et une double production de biogaz par rapport aux conditions mésophiles pour les FODSM (Lu et al., 2007).

C. Rapport carbone/azote (rapport C/N)

Le rapport carbone/azote indique la relation entre la quantité de carbone et d'azote présente dans les matières organiques et un rapport C/N optimal est généralement requis pour un processus de DA efficace (Messineo et al., 2020). Le carbone et l'azote sont les sources essentielles d'énergie et de développement de nouvelles structures cellulaires (Jain et al., 2020). En outre, ces deux éléments sont utilisés pour indiquer le niveau de nutriments du substrat dans le processus de digestion anaérobie. Un rapport C/N élevé indique que les sources d'azote nécessaires à l'approvisionnement en matières pour la digestion sont faibles. Par ailleurs, un faible rapport C/N indique le potentiel d'inhibition du NH_4^+ dans le processus de digestion. Idéalement, le rapport C/N optimal pour le processus de digestion assistée se situe entre 20 et 35 (D. Li et al., 2015). Dans la pratique, en raison des différentes fractions organiques, le rapport C : N souhaité peut être obtenu par la configuration de différentes fractions de rapport. Le rapport C/N pour les FODSM à forte teneur en carbone pourrait être stabilisé par une supplémentation en nutriments provenant d'effluents d'élevage et de déchets alimentaires (Hartmann, 2006). En outre, la forte concentration d'ammoniac des OFDSM pourrait être réduite en équilibrant le rapport C/N dans le mélange grâce à la combinaison avec les co-substrats.

D. Taux de charge organique (OLR) Organic loading rate

Généralement, une diminution du rendement en biogaz indique une capacité de dégradation excessive du réacteur en raison d'un taux de charge organique élevé (Ganesh et al., 2013). L'augmentation du taux de charge organique augmentera la concentration de matières résiduelles (concentration d'AGV et DCO soluble) qui contribue à une dégradation excessive (Jiang et al., 2013). Dans la digestion organique, le taux de charge organique varie de 1,2 à 12 kg de VS/m³/jour ou de 2,2-33,7 kg de DCO/m³/jour (Guo et al., 2014). Néanmoins, le comportement du taux de charge organique dépend des caractéristiques des substrats, des conditions de température. Le taux de charge organique optimal pourrait être spécifié sur la base de l'étude de la variabilité des conditions des mélanges d'OFDSM.

Des taux de charge organique très élevés peuvent entraîner une insuffisance de ressources pour soutenir le développement des organismes microbiens. En revanche, des charges élevées

entraînent une accumulation d'AGV dans le processus de fermentation, ce qui empêche l'activité bactérienne, réduit l'efficacité et conduit à l'effondrement du processus (Dhanya et al., 2020).

E. Temps de rétention hydraulique

Le TRH est défini comme la période de rétention des substrats à l'intérieur du digesteur pour la production de biogaz. Cette période dépend des types de matières premières et de la température du digesteur. Un taux de charge organique plus élevé dans la DA se traduit par un temps de rétention plus faible (Di Maria et al., 2015).

Un TRH élevé contribuera à une forte réduction de la masse totale de VS, ce qui se traduira par des rendements élevés en biogaz (Aramrueang et al., 2016). Cependant un temps de rétention hydraulique plus faible augmente la possibilité d'accumulation des AGV.

En général, Les fractions organiques des déchets solides qui contiennent un mélange élevé d'hydrates de carbone, de cellulose, de protéines, de composés lipidiques et de matières grasses nécessitent une période de TRH élevée. le TRH optimal pour la digestion des FODSM est de l'ordre de 15 à 20 jours, ce qui dépend de la température (thermophile 50-55 °C) et de l'état du digesteur (à une ou plusieurs étapes) (Anyaoku & Baroutian, 2018a).

F. Post-traitement et récupération des produits

Idéalement, les produits du processus de digestion anaérobie sont générés pour l'utilisation prometteuse d'énergie verte renouvelable et de biofertilisants. Le biogaz produit par le procédé de digestion anaérobie de l'OFDSM était principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone, avec une concentration de 50 à 70 % et de 30 à 50 % respectivement. En outre, le biogaz produit est également composé de traces de gaz N₂, H₂S, vapeur H₂O, COV, siloxanes, CO et ammoniac en fractions infimes (Awe et al., 2017). De même, les nombreux nutriments organiques du digestat produit par le processus de digestion assistée sont également contaminés par des métaux lourds et d'autres impuretés en raison de la minéralisation et de la transformation au cours des opérations (Knoop et al., 2018). À cet égard, le processus de post-traitement des deux produits générés, le biogaz et les nutriments du digestat, est une condition préalable au stockage du gaz et à l'élimination des déchets.

3.6 Processus d'épuration et de valorisation du biogaz

Comme le résumant Fontana et al (Fontana et al., 2018), le processus de traitement du biogaz est une combinaison du processus d'épuration des composés toxiques nocifs et du processus de valorisation du faible pouvoir calorifique du biométhane.

En effet, le nettoyage et la valorisation du biogaz impliquent différents types de méthodes, notamment des processus physiques, chimiques et biologiques.

Les gaz toxiques et nocifs (principalement H₂S et CO₂) sont éliminés à l'aide de la méthode d'adsorption, par lavage à l'eau et au solvant organique (Sahota et al., 2018).

Dans ce processus de valorisation, le CH₄ (d'une pureté de 98-99 %) est libre, tandis que l'eau et le solvant organique circulent à nouveau dans la colonne (Sun et al., 2015). Dans une autre option, le processus de nettoyage et de valorisation peuvent également être réalisés à l'aide de la méthode d'adsorption modulée en pression. Comme l'indiquent Augelletti et al. (Augelletti et al., 2017), la séparation des gaz toxiques (H₂S, CO₂, N₂, etc.) peut se faire par adsorption modulée en fonction de la pression.

Cette méthode présente des avantages notamment la compacité de l'équipement, le faible coût d'investissement, les faibles besoins en énergie, la sécurité.

Dans les processus de traitement chimique, le processus de nettoyage et de valorisation est généralement réalisé par l'application de méthodes d'adsorption (amine/solution alcaline) et de séparation (membrane et cryogénie). Dans la méthode d'adsorption, le CO₂ et le H₂S sont liés et complètement adsorbés dans un épurateur d'amines (mono-, di- ou triéthanolamine) (Angelidaki et al., 2011). En pratique, dans le système de lavage aux amines, le CO₂ lié par la réaction chimique exothermique du solvant est refroidi dans le condenseur pour permettre la recirculation du condensat vers le stripper et libérer le CO₂ piégé. Cependant, la capacité d'adsorption de la solution d'amine est inférieure à celle d'autres sels alcalins (hydroxyde de sodium, de potassium et de calcium). En outre, le processus d'adsorption par les amines nécessite une énergie et des coûts d'investissement importants, avec un risque de pertes d'amines pendant l'évaporation par rapport aux sels alcalins (Yoo et al., 2013). Néanmoins, le CH₄ valorisé obtenu est d'une pureté de 99 % car la réaction chimique est fortement sélective, avec seulement 0,1 % de perte de CH₄.

La méthode de séparation par membrane peut être réalisée par voie sèche (séparation gaz/gaz) et par voie humide (gaz/liquide) (Yuan Chen et al., 2015). Au départ, le processus de nettoyage est nécessaire pour séparer le biogaz (H₂S et H₂O) avant de le comprimer et de l'injecter dans l'unité membranaire afin d'éviter tout risque de corrosion. En pratique, une membrane polymère (acétate de cellulose et polyamide) est utilisée pour séparer le CO₂ et le CH₄ (Sahota et al., 2018). Le mécanisme de séparation des gaz repose sur la capacité d'adsorption hydrophobe de la molécule de gaz diffusée à travers la membrane microporeuse où le biométhane a été retenu et collecté.

La méthode cryogénique sépare principalement le CH₄ (97 % de pureté) des impuretés (H₂O, H₂S, siloxanes, halogènes) grâce au processus de liquéfaction à basse température (110 °C) et à haute pression (80 bars) (Ryckebosch et al., 2011). Cependant, la commercialisation des

installations de traitement cryogénique est encore très peu répandue en raison de son coût opérationnel élevé (Muñoz et al., 2015).

Les approches biologiques se composent de méthodes chimio-autotrophiques, photoautotrophiques, de fermentation et électrochimiques microbiennes par l'utilisation d'une récupération propre du CO₂.

3.7 Post-traitement et valorisation du digestat

La décomposition des FODSM dans la DA produit également de grandes quantités de digestats nutritifs, à la fois sous forme solide et liquide. En pratique, la formation du digestat est due à la dégradation des composants organiques, qui se minéralisent et se solubilisent au cours du processus de digestion. Cependant, l'accumulation excessive de minéraux solubilisés peut entraîner la précipitation de composés stables (Knoop et al., 2018). En outre, la complexité des ions de métaux lourds à haute affinité avec la disponibilité des anions conduit à la précipitation de l'enrichissement en métaux lourds dans le digestat solide. Comme l'indiquent Akhiar et al, la forte concentration en nutriments du digestat liquide libéré a une application limitée en raison du problème de la pollution des sols et de la vie aquatique. Par conséquent, la libération de ce nutriment important nécessite une gestion appropriée pour éviter la biomasse des déchets et l'épuisement des nutriments (Akhiar et al., 2017). À cet égard, le système intégré de post-traitement et de récupération des nutriments du digestat est essentiel. Comme mentionné par Scaglione et al, le digestat produit par l'AD-OFDSM a été suivi par un système complet de traitement des eaux usées avant la norme de limite de rejet (Scaglione et al., 2017).

Le digestat produit par le traitement de déshydratation est séparé en processus de déshydratation et de filtration des boues. Plus précisément, chacun des traitements comprend différentes propriétés de traitement ciblées qui reposent sur la récupération et l'utilisation des nutriments. Avant le traitement de déshydratation des boues, le processus comprend l'incinération des boues, le compostage et l'épandage.

Pendant ce temps, le liquide filtré est séparé pour l'engrais liquide, la séparation de l'ammoniac et la récupération du phosphore. En pratique, la méthode d'incinération des boues est principalement réalisée par la combustion de la matière organique avant l'utilisation et l'élimination des cendres (Kaikake et al., 2009). Dans ce processus, le digestat à haut pouvoir calorifique est préférable pour améliorer la combustion. Les cendres résiduelles produites par le processus ont un niveau élevé de phosphore, de potassium et de métaux lourds (Kaikake et al., 2009).

Par ailleurs, le compostage est un traitement aérobie typique pour l'amélioration du digestat des FDSM et la récupération des nutriments. Ce processus de compostage pourrait être amélioré en

introduisant le processus de co-compostage dans le digestat. Comme l'ont évalué Arab et al, la méthode de co-compostage a permis d'augmenter le taux de réaction du processus de compostage jusqu'à 40 %. Cependant, les concentrations élevées du processus de co-compostage pourraient propager l'inhibition des taux de compostage (Arab & McCartney, 2017). En revanche, le digestat des boues peut être utilisé pour l'épandage en le restituant directement pour prolonger la stabilité du sol. Néanmoins, en raison des contraintes liées à l'utilisation de nutriments issus de déchets, les risques de contamination et les mesures réglementaires ont limité la mise en œuvre (Dragicevic et al, 2018).

En règle générale, le digestat liquide séparé issu du processus de déshydratation est traité avant d'être utilisé et de faire l'objet de réglementations en matière de rejets. Le digestat liquide traité, qui contient des composés azotés et potassiques fortement concentrés, peut être utilisé comme amendement du sol et engrais vert (Monfet et al., 2018). En outre, le mélange de digestat brut et de digestat traité concentré est capable d'améliorer la qualité de l'eau.

Le mélange de digestat brut et de digestat traité concentré peut remplacer durablement les engrais minéraux (Vaneckhaute et al., 2012). La filtration membranaire est la principale approche utilisée pour la récupération des nutriments dans le digestat liquide en raison de sa simplicité et de sa facilité d'utilisation.

3.8 Défis et potentiels

Les caractéristiques complexes des substrats OFDSM influencent fortement l'efficacité du processus de DA. En effet, la normalisation de la qualité du substrat nécessite une analyse complète du système, en tenant compte de la collecte, du tri et des prétraitements avant le processus de DA. À cet égard, un modèle approprié du système d'analyse pour la normalisation de la qualité du substrat OFDSM pourrait être l'une des étapes permettant de résoudre la variabilité du mélange de substrats.

Le comportement des communautés microbiennes est très sensible à la productivité et à la qualité du biogaz et des fertilisants. En outre, l'émergence d'une toxicité non invitée et de produits intermédiaires de valeur fait également l'objet d'une attention particulière dans le cadre du maintien de la stabilité du processus de digestion.

Ces questions sont principalement influencées par les conditions du processus de digestion des eaux usées industrielles impliquant des prétraitements des matières premières et l'optimisation des paramètres du processus. Comme solution, une analyse inhibitrice complète des prétraitements devrait être fournie afin d'identifier les mesures de prévention précoces sur les caractéristiques spécifiques des substrats. En outre, l'étape d'hydrolyse à haute teneur en matières solides pour la digestion des FODSM est nécessaire pour un processus en plusieurs

étapes afin de permettre la croissance de diverses communautés microbiennes. L'étude de plus de deux étapes de digestion pour les substrats OFDSM peut améliorer la capacité tampon microbienne en stabilisant le processus de digestion assistée. En outre, l'utilisation de technologies récentes de génie génétique (technologies de séquençage des gènes, technologie du métagénome et biologie synthétique) pourrait améliorer l'activité microbienne spécifique pour le processus de digestion.

Par ailleurs, les chercheurs ont rarement fait état d'un post-traitement complet et de l'amélioration de la qualité du digestat de l'OFDSM en tant que biofertilisant. En outre, les caractéristiques de l'adéquation de l'utilisation du biofertilisant de l'OFDSM ne sont pas entièrement prises en compte. L'un des défis les plus importants pour la DA est de fournir la valeur de récupération du processus, qui régit l'environnement, le processus et la faisabilité économique. À cet égard, la combinaison de technologies issues de plusieurs techniques d'amélioration pourrait avoir un effet synergique sur le processus de digestion des FODSM. Ce processus implique principalement une sélection de méthodes appropriées couvrant les prétraitements, la conception du processus de digestion ainsi que la récupération et l'enrichissement du produit. Les multiples modèles de conception intégrée pourraient être proposés pour identifier les meilleures approches.

La comparaison des performances pourrait fournir la sélection optimale pour la meilleure valeur de récupération du processus.

Les systèmes de production combinée de chaleur et d'électricité CHP ont été considérés comme les principales alternatives aux approches traditionnelles, telles que les anciennes centrales électriques, en termes d'économie d'énergie, d'efficacité et réduction des impacts environnementaux (L. Dong et al., 2009). L'une des meilleures méthodes pour augmenter la productivité et l'efficacité de toute unité de production d'électricité est de l'étendre à la cogénération.

Ces dernières années, suite à l'attention mondiale portée aux carburants renouvelables, des travaux ont été menés sur ces sources, y compris la biomasse et le biogaz.

La production de biogaz par les eaux usées industrielles ou les déchets solides municipaux par le biais du processus de dégradation de la digestion anaérobie pourrait être utilisée pour générer de l'électricité et fournir de la chaleur. Le processus ci-dessus est un aspect important du développement durable des énergies renouvelables. L'efficacité de la conversion énergétique est très élevée si l'on utilise la chaleur résiduelle des gaz d'échappement d'une machine thermique pour produire de l'électricité en même temps que la quantité de chaleur ou de froid.

Lorsque la consommation d'énergie et de chauffage sur le terrain sont possible, les avantages sont plus importants.

Labutong et al, Thyo et Wenzel affirment que le biogaz devrait être utilisé pour la cogénération sur site plutôt que d'être valorisé en biométhane afin de maximiser l'atténuation des gaz à effet de serre (Labutong et al., 2012; Thyø & Wenzel, 2007).

À cet égard, en 2014, Yingjian et al. ont présenté une cogénération basée sur un moteur à combustion interne utilisant du biogaz, et des analyses d'évaluation énergétique et de bilan énergétique ont été réalisées. Les résultats ont montré que l'efficacité énergétique et exergetique de la production d'électricité était de 28,45 % et 27,36 %, respectivement (Yingjian et al., 2014). De plus, la collecte de biogaz à partir de la DA peut non seulement fournir une source d'énergie acceptable, mais aussi préserver l'environnement des émissions de gaz toxiques. Une haute qualité de combustible gazeux n'est pas nécessaire pour la production de cogénération et le biogaz peut être utilisé directement (Vélez et al., 2012).

Chapitre 4

Analyse du cycle de vie

Chapitre 4. Analyse du cycle de vie

4.1 Introduction

Dans la perspective de développement durable, l'utilisation des outils d'aide à la décision pour évaluer la soutenabilité d'une option de traitement des déchets est d'une importance cruciale. Les outils d'aide à la décision sont incontournables et la décision de choisir une option de gestion des déchets solides municipaux parmi les différentes méthodes existantes est une action multidimensionnelle, car plusieurs facteurs importants doivent être pris en compte pour le choix de l'option. Il semble donc nécessaire de disposer d'un outil de gestion de la prise de décision et de l'élaboration des politiques à entreprendre. En outre, la prise de décision dans le secteur de la gestion des déchets solides municipaux nécessite également une évaluation de l'impact sur l'environnement afin de réduire les risques pour l'environnement et la santé humaine. Il en existe plusieurs, entre autres, l'analyse du cycle de vie dont l'objectif est de mener une évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un système de gestion des déchets à savoir ; le bilan énergétique, le bilan carbone exprimé en CO₂ équivalent, les impacts sur les qualités des écosystèmes et la santé humaine.

La gestion intégrée des déchets solides a plusieurs définitions ; la définition la plus courante est celle d'un système de gestion des déchets optimisé prenant en compte les aspects environnementaux et économiques (Nanaki & Koroneos, 2012). L'une des principales méthodologies permettant de réduire les impacts environnementaux de la GIDS est l'analyse du cycle de vie (ACV). L'ACV est un outil informatique utilisé pour l'estimation et la compilation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux causés tout au long du cycle de vie d'un produit.

Dans notre étude, nous avons appliqué la méthodologie de l'analyse du cycle de vie. Cette technique, introduite depuis les années 60, s'est pleinement développée dès les années 90, et se révèle une méthodologie très détaillée pour quantifier les impacts environnementaux potentiels des processus de gestion de déchets. Cet outil est une méthodologie très exhaustive, standardisée selon la norme ISO, et s'est imposé comme l'outil d'aide à la décision par excellence.

De surcroît, la prise de conscience croissante et le resserrement de la politique environnementale ont donné plus d'intérêt aux études de la soutenabilité environnementale dans ces dernières décennies. Dans ce cadre, parmi tant d'approches, l'analyse du cycle de vie en tant que méthodologie d'analyse environnementale se démarque d'être l'outil le plus réussi pour l'analyse des impacts environnementaux d'un système de produit.

4.2 Historique de l'analyse de cycle de vie

L'origine de l'analyse du cycle de vie remonte à la fin des années 1960 et au début des années 1970, période au cours de laquelle des problèmes environnementaux tels que l'efficacité énergétique, le contrôle de la pollution et les déchets sont devenus une préoccupation majeure (Burgess & Brennan, 2001).

En effet, la pensée « cycle de vie » semble avoir été utilisée pour la première fois, lors d'une étude réalisée en 1969 par le Midwest Research Institute pour l'entreprise Coca Cola (Zbicinski, 2006). Celle-ci souhaitait connaître les quantités d'énergie et de matériaux utilisés pour les différents types d'emballages, de même que leurs impacts environnementaux dans le but d'orienter certaines décisions stratégiques. Le Midwest Research Institute définissait leur technique sous le nom de « Resource and Environmental Profile Analysis », une technique qui repose sur une analyse systémique du début à la fin de la chaîne de production des produits étudiés. Cette étude commanditée par Coca Cola, a marqué le début du développement de l'outil REPA, connu aujourd'hui sous le nom de l'analyse du cycle de vie (Reed, 2012).

Depuis cette première étude, la méthode de l'analyse du cycle de vie a connu un développement remarquable. La méthodologie s'est, en premier lieu, généralisée sous la forme d'approches essentiellement énergétiques dans les années 1970, pour répondre à la crise énergétique qui a imposé la préoccupation sur l'affaiblissement des ressources fossiles. Ensuite, elle a connu des développements plus poussés avec une préoccupation marquante sur sa normalisation (de Haes, 1993). Au début des années 1990, les inquiétudes suscitées par l'utilisation inappropriée des ACV pour faire de grandes déclarations de marketing par les fabricants de produits, ainsi que la forte demande internationale d'harmonisation des méthodologies ont conduit au développement d'un code de conduite de l'ACV par la Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales, et des normes d'ACV dans la série 14000 de l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO). En 2002, avec le partenariat de la Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement a créé l'Initiative pour le Cycle de Vie (Life Cycle Initiative) dans le but d'améliorer les outils d'ACV par le développement de bases de données et d'indicateurs d'impacts sur l'environnement (de Haes, 1993). Actuellement, il existe une forte diffusion de l'ACV dans le monde à travers l'Initiative pour le Cycle de Vie.

4.3 Méthodologie de l'analyse du cycle de vie

La méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV), créée par l'Organisation internationale de normalisation (ISO, 2006a, 2006b), est une approche holistique qui permet de quantifier l'impact sur l'environnement de l'ensemble du cycle de vie d'un produit. Les méthodes d'analyse

du cycle de vie (ACV) peuvent être utilisées pour contribuer à la prise de décisions concernant le choix des systèmes de gestion des déchets ou les décisions stratégiques concernant les priorités en matière d'utilisation des ressources. En fait, une ACV peut fournir une vue d'ensemble des aspects environnementaux de différentes stratégies de gestion des déchets et permet de comparer les impacts environnementaux potentiels de ces options.

Plusieurs méthodologies telles que l'évaluation des risques environnementaux, l'évaluation des incidences sur l'environnement et l'analyse du cycle de vie ont été mises au point afin d'évaluer les conséquences écologiques du traitement des déchets. Seule cette dernière comprend l'évaluation d'un système intégré, alors que les deux premières mettent principalement l'accent sur un seul processus ou une seule installation, comme l'incinération. L'ACV suit l'approche holistique, c'est-à-dire qu'elle a été développée afin d'évaluer l'impact environnemental des produits ou des processus tout au long de leur vie : du début en tant que matière première à l'élimination en passant par la production et l'utilisation (Gentil et al., 2010).

L'ACV est principalement mise en œuvre au moyen de logiciels car elle nécessite un grand volume de données pour l'évaluation de l'impact possible sur l'environnement. En outre, le logiciel peut aider à élaborer des scénarios, à subdiviser l'ensemble du processus en différentes parties et, par conséquent, à présenter les résultats des différentes parties ou de l'ensemble de la procédure.

Un praticien de l'ACV répertorie les émissions et la consommation de ressources, ainsi que d'autres échanges environnementaux à chaque étape (phase) pertinente du cycle de vie d'un produit, du "berceau à la tombe" - y compris l'extraction des matières premières, l'acquisition d'énergie, la production de matériaux, la fabrication, l'utilisation, le recyclage, l'élimination finale, etc. Les changements indirects dans d'autres systèmes (autres cycles de vie des produits) peuvent également être pris en compte. Le cycle de vie complet, ainsi que les flux de matières et d'énergie qui y sont associés, est appelé système de produit.

Bien que des progrès continuent d'être réalisés, les normes internationales et les projets de normes de la série ISO 14000 sont, en général, acceptés comme fournissant un cadre consensuel pour l'ACV :

- La norme internationale ISO 14040 (1997) sur les principes et le cadre ([International Standard ISO 14040, 1997](#)).
- Norme internationale ISO 14041 (1998) sur la définition des objectifs et du champ d'application et sur l'analyse de l'inventaire ([International Standard ISO 14041, 1998](#)).

- Norme internationale ISO 14042 (2000) sur l'évaluation de l'impact du cycle de vie ([International Standard ISO 14042, 2000](#)).
- Norme internationale ISO 14043 (2000) sur l'interprétation du cycle de vie ([International Standard ISO 14043, 2000](#)).

Le "Code of practice" de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) distinguait à l'origine quatre composantes méthodologiques dans l'ACV ([Fava et al., 1993](#)) : définition des objectifs et du champ d'application, analyse de l'inventaire du cycle de vie, évaluation de l'impact du cycle de vie et évaluation de l'amélioration du cycle de vie telque représenté dans la figure 4.1.

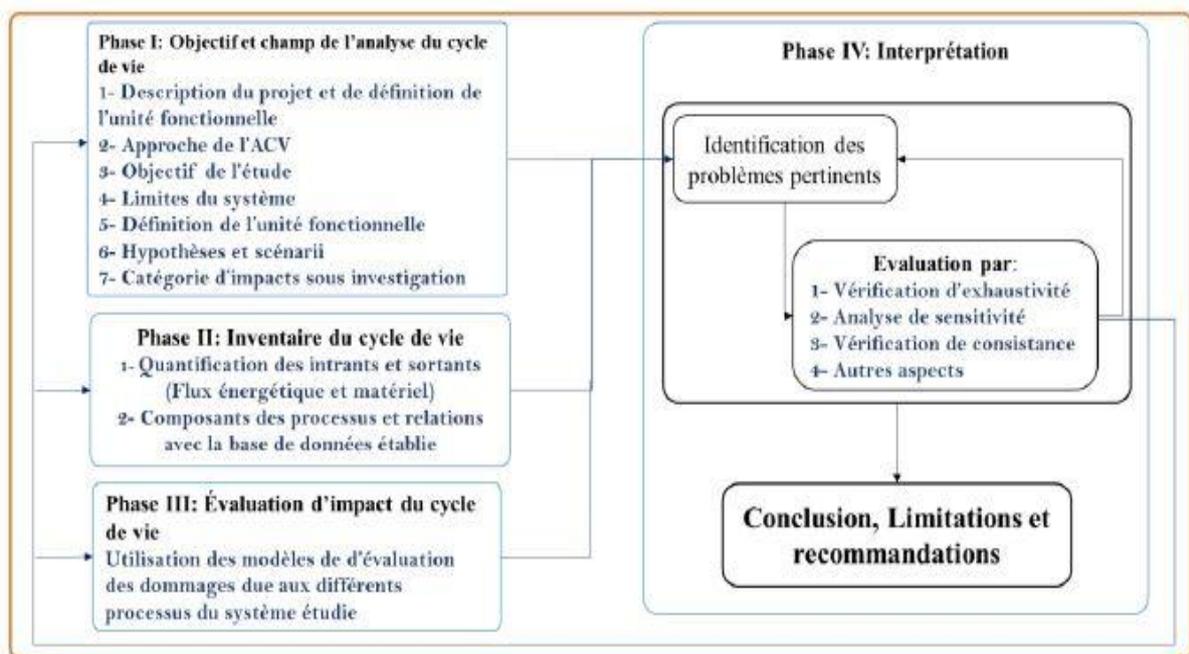


Figure 4 1: Phases de l'Évaluation du cycle de vie et leurs interactions selon ISO 14040:2006 ([Klöppfer & Grahl, 2014](#)).

La définition de l'objectif et du champ d'application d'une ACV fournit une description du système de produits en termes de limites du système et d'unité fonctionnelle. L'unité fonctionnelle est la base importante qui permet de comparer et d'analyser des biens ou des services alternatifs. L'unité fonctionnelle n'est généralement pas une simple quantité de matière.

L'inventaire du cycle de vie (ICV) est une méthode permettant d'estimer la consommation de ressources et les quantités de déchets et d'émissions causées par le cycle de vie d'un produit ou imputables à celui-ci.

L'évaluation de l'impact du cycle de vie fournit des indicateurs et une base pour l'analyse des contributions potentielles des extractions de ressources et des déchets/émissions d'un inventaire

à un certain nombre d'impacts potentiels. Le résultat est une évaluation du cycle de vie d'un produit, sur la base d'une unité fonctionnelle, en termes de plusieurs catégories d'impacts (tels que le potentiel de réchauffement climatique, le stress toxicologique, le bruit, l'utilisation des sols, etc.) (Pennington et al., 2004).

L'interprétation du cycle de vie intervient à chaque étape de l'ACV. Si deux produits alternatifs sont comparés et que l'un d'entre eux présente une consommation plus élevée de chaque matériau et de chaque ressource, une interprétation purement basée sur l'ICV peut être concluante. Toutefois, il peut aussi vouloir comparer les catégories d'impact, en particulier lorsqu'il y a des compromis entre les différents produits, ou s'il est souhaitable de donner la priorité à certains domaines dans le cadre d'une seule étude de cycle de vie. Par exemple, les émissions de CO₂ dans un cycle de vie peuvent donner lieu à un indicateur de potentiel de réchauffement climatique plus élevé que dans un autre, mais l'alternative implique plus de pesticides et a une contribution potentielle plus élevée aux impacts toxicologiques.

L'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle fournit une base commune pour l'interprétation et la comparaison des résultats de l'ACV (Rebitzer et al., 2004). Bien que ce concept soit défini comme la "performance quantifiée d'un système de produits à utiliser comme unité de référence" (ISO 2006), la définition de l'ISO exige de remplacer le terme "produit" par "gestion des déchets" dans une ACV des déchets municipaux solides. L'unité fonctionnelle d'une ACV de produit est définie par la sortie du système, tandis que celle d'une ACV de DSM est définie en termes d'entrée du système.

Dans la définition de l'ACV, le terme "produit" inclut non seulement les produits matériels, mais aussi les systèmes de services, par exemple les systèmes de gestion des déchets (Finnveden, 1999). Dans l'ACV, un processus multifonctionnel est défini comme une activité qui remplit plus d'une fonction, comme un processus de gestion des déchets qui traite les déchets et produit de l'énergie (Ekvall & Finnveden, 2001). Il est alors nécessaire de trouver une base rationnelle pour répartir les charges environnementales entre les processus. Le problème de la répartition dans l'ACV a fait l'objet de nombreux débats (par exemple, Clift et al., 2000; Heijungs & Guinée, 2007). Les normes ISO (ISO, 2006) recommandent que les avantages environnementaux des ressources récupérées soient pris en compte en élargissant les limites du système pour inclure les charges évitées de la production conventionnelle (Eriksson et al., 2005). La même approche est recommandée pour l'étiquetage des produits, à condition qu'il

puisse être prouvé que les matériaux ou l'énergie récupérée sont effectivement utilisés pour l'usage déclaré.

Dans la littérature, les auteurs définissent généralement l'unité fonctionnelle en mettant l'accent sur les intrants. Il est également possible de trouver dans la littérature des unités fonctionnelles mettant l'accent sur les sortants : « la production d'électricité» (Hartmann, 2006).

4.3.1 Définition des objectifs et du champ d'étude

Selon le commanditaire, les objectifs d'une étude peuvent être très diversifiés (politique, scientifique, etc.) (van Der Werf et al., 2011). Par exemple, une entreprise peut chercher à évaluer la performance environnementale de ses produits, un politicien peut chercher un outil d'aide à la décision pour l'octroi d'une subvention. Enfin, l'objectif peut être simplement de faire progresser la compréhension des problèmes environnementaux liés à un produit.

Définir l'objectif d'une ACV tel qu'indiqué dans la norme ISO 14001, consiste à définir la ou les applications envisagées de l'étude, les raisons pour lesquelles on souhaite réaliser l'étude et le public auquel les résultats seront communiqués.

Les domaines d'application de l'ACV sont nombreux et dépendent du public visé par l'étude. On distingue entre les applications dans le secteur public et celles dans le secteur privé (Miettinen & Hämäläinen, 1997).

Les études d'ACV dans le secteur public sont utilisées pour soutenir l'élaboration des politiques environnementales et définir des mesures incitatives relatives à l'environnement.

Dans le secteur privé, les entreprises utilisent les résultats de l'ACV, aussi bien en interne, pour soutenir le développement ou la commercialisation de produit, qu'en externe, pour renforcer la crédibilité de la politique environnementale de l'entreprise par exemple.

On distingue aussi entre l'application au niveau opérationnel qui concerne les objets concrets tels que la formulation d'un nouveau produit, et celle au niveau stratégique qui comprend les objets généraux tel que l'élaboration d'une nouvelle politique (de Haes, 1993).

Le champ d'étude est l'étape de l'ACV qui permet de déterminer quels systèmes de produits devront être évalués et de quelle manière. Cette étape permet d'encadrer comment les prochaines phases de l'analyse du cycle de vie doivent être réalisées.

Les étapes de cycle de vie et les processus à considérer dans l'étude d'une ACV sont définis en fonction de l'objectif d'étude. Par exemple, si l'objectif de l'étude est d'évaluer l'impact de la

barre d'acier sur l'environnement, à ce moment-là, il faut inclure tous les processus de cycle de vie de la barre (du berceau à la tombe). Si l'objectif était d'évaluer l'impact de la production de barre d'acier, une étude du berceau jusqu'à la porte de l'usine est suffisante pour répondre à cet objectif.

De façon générale, on peut distinguer trois options principales pour définir quels processus se trouvent dans les limites du système (Reap et al., 2008). La figure 4.2 illustre les approches et limites du système de l'analyse du cycle de vie (Fokaides & Christoforou, 2016).

- Porte à porte (Gate to Gate): dans ce cas l'analyse comprend uniquement les processus interne à l'entreprise depuis la réception des matières premières, jusqu'à la fin de la production, sans tenir compte de l'extraction et la transformation de la matière première, le transport, la distribution, l'utilisation et la fin de vie.
- Berceau à la porte (Cradle to Gate): une ACV du berceau a la porte inclut des étapes en amont de la chaine de valeur, telles que l'extraction des matières premières et leurs transports.
- Berceau à la tombe (Cradle to Grave) : une ACV complète du berceau à la tombe inclus toutes les étapes de cycle de vie du produit sans omission.

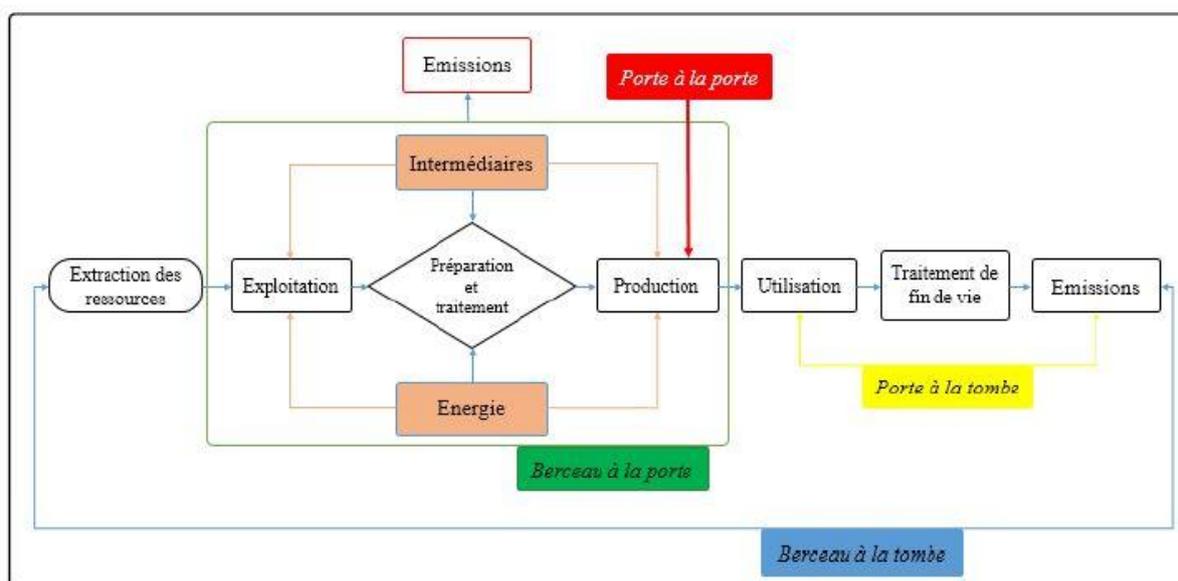


Figure 4. 2: Approches et limites du système de l'analyse du cycle de vie (Fokaides and Christoforou, 2016).

4.3.2 Analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie (ICV), plus exactement appelé « inventaire des émissions et des extractions » est la deuxième phase de l'ACV, définie par la norme ISO 14040 comme étant la phase impliquant la compilation et la quantification des intrants et des extrants d'un produit ou

d'un système de produits sur l'ensemble de leur cycle de vie. L'ICV consiste à quantifier les émissions dans l'air, l'eau et le sol ainsi que les extractions des matières premières renouvelables et non renouvelables pour toutes les étapes du cycle de vie incluses dans les limites du système (Joliet et al., 2010).

L'inventaire implique la collecte et le traitement des données. D'une manière générale, il s'agit de quantifier, en premier, les flux (économiques et élémentaires) associés à chaque processus élémentaire et les mettre à l'échelle en fonction du flux de référence. Les données des émissions et extractions liées à ces intrants sont ensuite recherchées et mises en rapport avec l'unité fonctionnelle. Enfin, les émissions et les extractions totales sont agrégées en sommant les flux élémentaires et les émissions et extractions indirects de même nature. Par exemple, toutes les émissions de CO₂ de tous les processus élémentaires sont additionnées en une seule valeur.

Les intrants incluent les flux élémentaires tels que les ressources matérielles et énergétiques, l'utilisation des sols, les flux de produits tels que les vecteurs énergétiques, les produits chimiques et les matériaux, les consommables, les pièces et composants, les produits semi-finis, les produits complexes et les services de tous types, etc. L'ensemble des intrants constitue ce qu'on appelle un inventaire de production.

Les flux de sortie considérés dans un ICV sont les déchets générés, les produits et coproduits, les émissions dans l'air, l'eau ainsi que d'autres aspects environnementaux pouvant être pertinents tels que le bruit, les déchets naturels, etc.

Les données d'un processus élémentaire peuvent être issues directement de l'entreprise (données primaires) ou à partir de bases données (données secondaires).

Pour les processus d'avant plan c'est-à-dire les processus sous le contrôle de l'entreprise commanditaire de l'ACV (processus de production, transport, etc.), les données utilisées sont généralement des données primaires. Elles peuvent être obtenues par des mesures effectuées directement sur le processus, à partir du système d'information de l'entreprise ou auprès d'opérateurs par des entretiens ou des questionnaires, etc. Les données primaires facilement accessibles dans une entreprise sont : quantité et nature du matériel, énergie consommée et formes d'énergie utilisée (chaleur, électricité, combustibles), coproduits, matériels d'exploitation et auxiliaire, transports à destination ou en provenance de l'entreprise examinée. Il est cependant difficile d'obtenir toutes les données du système de premier plan à partir des mesures des sites.

Pour les processus d'arrière-plan non spécifiques au produit étudié et pour une partie des processus d'avant plan, la collecte de données se fait en ligne en utilisant des données secondaires provenant de sources de données public, telles que d'autres études d'ACV, des rapports d'associations industrielles et des statistiques nationales, ou encore des bases de données commerciales.

Une ACV de qualité nécessite l'accès à des données fiable et de qualité. En cas contraire, cela peut conduire à des résultats variables et une crédibilité réduite. La disponibilité de ces données est la principale limitation pour l'utilisation de l'ACV (Alain, 2015), de plus leur collecte est souvent longue et coûteuse. Il est donc essentiel de disposer de bases de données qui facilite la réalisation d'ACV avec des coûts raisonnables (Finnveden et al., 2009).

La base de données utilisée dans cette étude est Ecoinvent. Elle est issue du projet « Ecoinvent 2000 » visant à combiner différentes bases de données d'inventaire existantes et à les enrichir afin d'obtenir un ensemble de données d'inventaire de très grande qualité, valable pour les pays d'Europe occidentale (Jolliet et al., 2010). Une grande majorité des logiciels d'analyse du cycle de vie l'intègrent en raison de la transparence prouvée en ce qui concerne la provenance des données utilisées ainsi que leur mode d'obtention, d'évaluation ou d'intégration dans les calculs.

Toutes les données de Ecoinvent sont établies autant que possible au niveau « processus élémentaire ». Plus de 40 000 processus sont disponibles dans la base de données Ecoinvent, et pour chacun de ces processus plus de 400 substances et ressources sont répertoriées (Jolliet et al., 2010).

4.3.3 Analyse des impacts environnementale et interprétation des résultats

L'Évaluation de l'impact du cycle de vie ECIV est la troisième phase de l'ACV défini selon la norme ISO 14044 en tant que « phase de l'analyse du cycle de vie visant à comprendre et à évaluer l'ampleur et la portée des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits » (ISO, 2006). Elle a pour objectif d'interpréter les résultats de l'inventaire des émissions du cycle de vie et de la consommation de ressources afin d'en comprendre la signification environnementale.

L'analyse de l'inventaire permet de déterminer les quantités de matières et d'énergie extraites ainsi que les émissions dans l'eau l'air et le sol (Jolliet et al., 2010). En principe, les substances répertoriées lors de l'analyse de l'inventaire sont de nature différente, ce qui rend leurs comparaisons en termes d'impact une tâche difficile. Cette étape, permet d'agréger ces résultats

en un nombre restreint d'indicateurs de manière à faciliter leurs interprétations (Hauschild et al., 2002; Margni et al., 2008).

Durant la phase d'évaluation d'impact, les données recueillies lors de l'inventaire sont traduites aussi fidèlement que possible en termes d'impacts potentiels sur ce que l'on appelle les « zones de protection » (Finnveden et al., 2009), c'est-à-dire les zones que nous voulons protéger.

Selon la norme ISO 14044, l'EICV comporte trois étapes :

- Premièrement, la définition des problèmes environnementaux
- La seconde est l'étape dans laquelle les différentes émissions sont regroupées de manière à montrer quelles émissions contribuent à quel problème environnemental.
- La dernière étape consiste à calculer dans quelle mesure les émissions contribuent au thème environnemental. Cette évaluation des impacts est basée sur les connaissances scientifiques et l'objectif réel. Certaines listes standardisées de catégories d'impact couvrent les thèmes suivants, qui sont plus ou moins identiques à la plupart des approches adoptées dans la littérature sur les ACV.

La première étape de l'ECIV consiste à choisir les catégories correspondant à l'objectif de l'étude. La catégorie d'impact tel que défini par la norme ISO est un ensemble représentant des problèmes d'environnement auxquels les résultats de LCI peuvent être affectés. Ces catégories d'impact doivent couvrir autant que possible tous les problèmes environnementaux liées au produit étudié et doivent être indépendantes afin d'éviter le double comptage. Par exemple, les catégories 'Acidification' et 'Acidification des eaux' sont redondante, mais l'utilisation d'une catégorie d'impact (acidification) au sein de laquelle sont par exemple regrouper les sous-catégorie 'Acidification des eaux' et 'Acidification des sols' permet d'éviter la redondance.

On distingue généralement deux types de catégories d'impacts, les catégories intermédiaires (catégories midpoint) qui peuvent elles-mêmes être rassemblées en catégories de dommages environnementaux (catégories end point).

La phase d'interprétation de l'ACV consiste à structurer et évaluer les résultats de l'analyse d'inventaire ainsi que des résultats de l'analyse d'impact afin de déterminer les problèmes importants et les étapes nécessitant une intervention pour réduire l'impact environnemental du système. L'interprétation implique aussi une analyse détaillée des incertitudes liées aux méthodes utilisées, des hypothèses telles que les règles d'attribution, les décisions de coupure, la sélection des catégories d'impact, les indicateurs de catégorie, les modèles de caractérisation (Joliet et al., 2010).

La phase d'interprétation du cycle de vie d'une étude ACV, consiste dans un premier lieu à identifier les problèmes significatifs du cycle de vie, à évaluer et vérifier par des contrôles de

complétude, la sensibilité et la cohérence, la qualité et la robustesse des résultats obtenus, pour enfin tirer des conclusions et proposer des recommandations (Skone, 2000).

Interpréter les résultats de cycle de vie devrait s'effectuer à tous les niveaux et d'une façon approfondie. Pour ce faire, les résultats doivent être interprétés en examinant la contribution de chaque catégorie de données d'inventaire (énergie, déchets, etc.), catégorie d'impact (émissions de gaz à effet de serre, écotoxicité, etc.) et de chaque étape du cycle de vie (contribution du transport au cycle de vie total environnemental, etc.).

4.4 Analyse du cycle de vie appliqué à la gestion des déchets

L'importance de l'ACV dans le domaine de la gestion des déchets est confirmée par le nombre croissant d'études scientifiques connexes qui l'utilisent dans différentes régions du monde depuis quelques années.

Jusqu'à présent, certains articles passaient en revue les études d'analyse du cycle de vie appliqué à la gestion des déchets (Cleary, 2009; Laurent, Bakas, et al., 2014; Laurent, Clavreul, et al., 2014; Mayer et al., 2019; J. Zhang et al., 2021; Zhou et al., 2018a). De plus nombreuses études ont examiné l'application de l'ACV dans la comparaison des différentes alternatives de gestion des déchets, en particulier dans les pays européens et asiatiques : l'Italie (Cherubini et al., 2009; Mancini et al., 2019), l'Espagne (Fernández-Nava et al., 2014), royaume uni (Evangelisti et al., 2014), la Russie (Kaazke et al., 2013), l'Inde (Khandelwal et al., 2019), l'Iran (Akhavan Limodehi et al., 2017), la Chine (J. Dong et al., 2014), la malaisie (Saheri et al., 2012). Cependant, les pays à faible revenu étaient au contraire rarement couverts par les études d'ACV (Mayer et al., 2019). Notre connaissance, aucune analyse d'analyse de cycle de vie appliqué à l'évaluation de l'impact environnemental des différents scénarios de gestion des déchets n'a été menée en Algérie.

Concernant la comparaison entre la digestion anaérobique est la mise en décharge, peu de recherches sont mises en place. Malgré le fait que la DA soit encore au stade précoce de son développement, très peu d'informations et de données sont disponibles sur l'inventaire du cycle de vie (Kong et al., 2012).

Saheri et al. ont mené une étude comparative entre les décharges ouvertes et des décharges sanitaires à Selangor (Malaisie). La recherche a montré que tous les scénarios ont un grand impact sur l'environnement. Une analyse plus approfondie a montré que le scénario de l'enfouissement sanitaire est plus préférable en raison de sa faible contribution à l'eutrophisation, au réchauffement climatique et aux effets de l'oxydation photochimique (Saheri et al., 2012).

Evangelisti et al. présente une analyse du cycle de vie pour comparer les impacts environnementaux de la digestion anaérobie avec la production d'énergie et d'engrais organiques contre deux approches alternatives: l'incinération avec la production d'énergie par la cogénération et la mise en décharge avec la production d'électricité. La digestion anaérobie apparaît comme la meilleure option de traitement en termes de CO₂ total et de SO₂ total économisés, lorsque l'énergie et les engrais organiques remplacent l'électricité non renouvelable, la chaleur et les engrais inorganiques (Evangelisti et al., 2014).

Cherubini et al. se sont concentrés sur une analyse du cycle de vie (ACV) de quatre stratégies de gestion des déchets : la mise en décharge sans utilisation de biogaz; mise en décharge avec combustion de biogaz pour produire de l'électricité; une usine de tri qui sépare la fraction de déchets inorganiques (utilisée pour produire de l'électricité via des combustibles dérivés de déchets) de la fraction de déchets organiques (utilisée pour produire du biogaz par digestion anaérobie); incinération directe des déchets. Les résultats montrent que les systèmes d'enfouissement sont les pires options de gestion des déchets et des économies environnementales importantes à l'échelle mondiale sont obtenues grâce au recyclage (Cherubini et al., 2009).

Dans un intéressant article de Fernandez et al. Il est suggéré une analyse de six stratégies de gestion des DSM générés dans les Asturies (Espagne), comprennent la mise en décharge directe avec récupération du biogaz (S-0), l'incinération directe avec récupération d'énergie (S-1), la biométhanisation de la fraction organique séparée à la source avec l'incinération directe de la fraction mixte (S-2), la biométhanisation de la fraction organique séparée à la source, tri de la fraction mixte et incinération de la fraction rejetée (S-3), biométhanisation de la fraction organique séparée à la source, tri de la fraction mixte et incinération de la fraction rejetée après stabilisation aérobie de la fraction organique (S-4) et biométhanisation de la fraction organique séparée à la source, tri de la fraction mixte et mise en décharge des déchets rejetés après stabilisation aérobie de la fraction organique (S-5). Les résultats obtenus suggèrent que le scénario S-3 a le moins d'impact sur les catégories de dommages analysées tandis que les scénarios incluant la mise en décharge produisent le plus grand impact dans toutes les catégories analysées (Fernández-Nava et al., 2014).

L'étude menée par Dastjerdi et al. a comparé la mise en décharge et cinq autres scénarios (combinaison du recyclage, de l'incinération et de l'AD) (Dastjerdi et al., 2021). Les résultats de l'ACV suggèrent que le scénario de gazéification et de recyclage pourrait avoir les impacts environnementaux les plus faibles.

La comparaison entre les digesteurs anaérobies et la mise en décharge fait l'objet de peu de recherches. Evangelisti et al. ont présenté une ACV pour comparer les impacts environnementaux des digesteurs anaérobies par rapport à l'incinération avec production d'énergie par cogénération et à la mise en décharge avec production d'électricité (Evangelisti et al., 2014). La digestion assistée semble être la meilleure option de traitement en termes d'économies totales de CO₂ et de SO₂.

Cependant, les pays en voie de développement, en particulier en Afrique, sont encore confrontés à de nombreux défis, tels que le tri et la collecte des déchets solides municipaux (DSM), puis leur traitement en raison de la forte densité de population, de l'instabilité économique et de la limitation des installations. La majorité (85%) des déchets solides municipaux finissent dans des décharges ou sont incinérés, ce qui entraîne une performance environnementale indésirable, comme l'indique l'étude de Zhang et al 2021 (J. Zhang et al., 2021). Dans le contexte africain, une seule étude à grande échelle a été rapportée par Rajcoomar et ramjeawon, 2016 sur l'île Maurice (Rajcoomar & Ramjeawon, 2017). Cette étude considère cinq options de traitement des DSM, dont la mise en décharge, l'incinération et le compostage, et ne prend pas en compte les traitements biologiques tels que la digestion anaérobie.

4.5 Amélioration de la qualité des travaux d'ACV appliqué à la gestion des DSM

4.5.1 Définition du champ d'application

A. Unité fonctionnelle

La sélection des unités fonctionnelle diffère d'une étude à l'autre afin d'être compatible avec les objectifs. L'étude menée par Iqbal et al. a permis d'identifier quatre catégories d'UF, à savoir :

- i) L'unité 1 Tonne De DSM,
- ii) La Génération, Par Exemple La Quantité De DSM Générée Par Une Communauté ou Une Ville Au Cours D'une Période Donnée,
- iii) L'entrée (Élimination), Par Exemple La Quantité De DSM Entrant Dans Une installation De Traitement/D'élimination,
- iv) La Sortie, par exemple la quantité d'énergie ou de ressources récupérées.

L'UF la plus courante est celle basée sur l'unité, utilisée par près de 60 % des études examinées, à savoir "1 tonne-DSM". L'UF basée sur la production est également très courante, car elle donne une idée de l'impact sur une communauté ou une ville étudiée. Mais contrairement à l'UF basée sur l'unité, elle est compliquée à traiter dans les calculs. Environ 35 % des études ont utilisé ce type d'UF dans leur évaluation. L'unité fonctionnelle basée sur l'élimination ou les

intrants est spécifique aux études qui se concentrent sur la performance des installations de traitement plutôt que sur l'ensemble du système de gestion des DSM, par exemple en excluant les impacts de la collecte, du transport et du recyclage de la frontière du système (W. Li et al., 2018; Singh et al., 2014). La quatrième type d'unité fonctionnelle, basée sur les résultats, est rare et est également spécifique aux études qui visent à comparer les technologies basées sur la récupération de l'énergie ou d'autres ressources.

B. Limites du système

Les limites du système, également appelées "paramètres limites", sont essentielles pour un modèle d'ACV. Elles définissent l'inclusion et l'exclusion d'un processus unitaire ou d'un facteur variable de l'étude et ont une grande influence sur les résultats de l'évaluation. Les limites du système doivent tenir compte de l'horizon temporel, du champ d'application et de la fonction de l'étude, tandis que tout choix d'omettre un processus ou un intrant/extrant du système doit être expliqué et justifié (ISO, 2006b).

Les biens d'équipement font référence à la construction/fabrication, à l'entretien et la mise hors service des installations de traitement, des machines et des véhicules utilisés dans le processus de gestion des déchets. Dans la revue menée par Iqbal et al. sur 79 études, seules cinq comptabilisent les impacts des biens d'équipement dans la frontière du système, la plupart d'entre elles l'ont justifié comme étant insignifiant pour les résultats finaux (Iqbal et al., 2020).

Un processus parfois négligé dans les études d'ACV, est l'évaluation de l'impact des produits secondaires et des résidus. Les produits secondaires sont des produits de valeur tels que le digestat ou le compost issus des traitements biologiques, et les résidus sont les matériaux rejetés ou résiduels issus de processus tels que le prétraitement des déchets, l'incinération, etc.

Dans la plupart des cas, l'impact de ces produits et résidus est comptabilisé comme une partie de l'impact de la mise en décharge pour le transport des cendres/résidus, et comme une partie de l'impact de l'épandage de compost sur les terres, ce qui permet d'obtenir des crédits en remplaçant l'engrais à base de combustibles fossiles.

C. Hypothèses

L'établissement des limites du système dans une étude conduit à différents types d'hypothèses, principalement en ce qui concerne l'exclusion d'un processus unitaire spécifique de l'analyse. Les hypothèses formulées sont de trois types :

- i) Impact Insignifiant Sur Les Résultats Globaux,
- ii) Impact Similaire Sur Les Résultats Nets Avant Ou Après L'entrée Dans Le Système,

iii) Hypothèses Formulées En Raison Du Manque De Données.

Par exemple, l'exclusion des impacts des biens d'équipement est supposée insignifiante, tandis que la collecte et le transport ont été exclus dans certaines études sur la base de l'une des deux premières hypothèses, à savoir que les impacts étaient insignifiants ou, dans les études ACV comparatives, que les impacts n'étaient pas significativement différents pour chaque scénario. De même, les impacts des produits secondaires ont été exclus parce qu'ils étaient insignifiants et/ou parce que les données n'étaient pas disponibles. Parfois, lorsque les praticiens utilisent des données provenant d'autres études ou régions, ils supposent que ces données représentent fidèlement leurs conditions locales. Cependant, ce type d'hypothèses est spécifique à la région et au contexte. Il est donc recommandé de les utiliser au cas par cas. Les limites géographiques et le champ d'application sont essentiels pour la définition des frontières entre le système technique et l'environnement. Par exemple, les caractéristiques de la production d'énergie varient d'un pays à l'autre en fonction du mélange de combustibles utilisé pour la production. L'utilisation de données non locales peut donc, dans certains cas, avoir un impact considérable sur les résultats finaux d'une étude.

D. Sélection des catégories d'impact

La sélection des catégories d'impact est également couverte par la définition de l'objectif et de la portée d'une étude, bien que la couverture d'un plus grand nombre de catégories d'impact représente une analyse plus détaillée. Les catégories d'impact intermédiaires ont également largement utilisé.

L'étendue de l'utilisation des catégories d'impact communes dans les études examinées dans l'étude menée par Iqbal et al. montrent qu'environ 96 % des études examinées ont inclus la catégorie du potentiel de réchauffement climatique dans l'évaluation de l'impact qui est attribuée à la question du potentiel de réchauffement climatique (Iqbal et al., 2020). L'acidification et l'eutrophisation des ressources en eau, ainsi que le potentiel de toxicité pour l'homme (HTP) ont également été utilisés par plus de la moitié des études, tandis que les catégories de l'épuisement des ressources abiotiques, de l'appauvrissement de la couche d'ozone et de la formation photochimique d'ozone ont également fait partie d'environ 37 à 43 % des études examinées. D'autres catégories d'impact liées à la toxicité, y compris le potentiel d'écotoxicité dans l'air, le sol ou l'eau, ont été utilisées par environ 35 % des études. Environ 19 % des études ont analysé les scénarios de gestion des DSM en termes de potentiel de réchauffement climatique uniquement, et environ 19 % ont également inclus l'évaluation économique. Deux études ont également inclus des paramètres d'impact social, tels que la

volonté politique, la création d'emplois, les nuisances publiques qui peuvent influencer la mise en œuvre d'une politique par le biais des préférences des parties prenantes concernées, telles que le gouvernement, les entreprises et les résidents (Huang et al., 2018).

4.5.2 Analyse de l'inventaire

A. Sources d'acquisition des données de l'inventaire

La qualité des données d'entrée joue un rôle décisif dans la production de résultats fiables. L'ISO (2006b) énumère un certain nombre d'aspects qui définissent la qualité des données, tels que la représentativité (technologique, géographique, temporelle, etc.), l'exhaustivité, la précision/l'incertitude, ainsi que l'adéquation et la cohérence méthodologiques. Bien que les lignes directrices de l'ISO recommande d'aborder cette question en même temps que la définition du champ d'application. Cependant, cette dernière dépend en pratique de la disponibilité de données appropriées, ce qui oblige les praticiens à ajuster le champ d'application de leurs études (Laurent, Clavreul, et al., 2014).

L'inventaire peut être classé en inventaire de premier plan et inventaire de fond, le premier représentant les données d'entrée couvrant les paramètres techniques et les caractéristiques des déchets, et le second représentant les paramètres du modèle, tels que les facteurs de caractérisation pour les différentes catégories d'impact sur l'environnement. L'inventaire de fond est normalement collecté à partir de modèles standard/de bases de données logicielles, tandis que l'inventaire de premier plan est plus critique et doit être collecté avec prudence en ce qui concerne les aspects susmentionnés.

Les données les plus appropriées sont régionales, spécifiques et récentes, avec un minimum d'incertitude. Cependant, dans la plupart des cas, il n'est pas possible d'avoir accès à des données ayant une cohérence contextuelle exacte. Par conséquent, il est courant d'utiliser des données issues de la littérature scientifique et de bases de données génériques lorsque des données directes/primaires ne sont pas disponibles.

Il est donc recommandé aux praticiens de :

- (i) Evaluer et d'affiner de manière itérative la pertinence de leur inventaire en fonction de la portée de l'étude.
- (ii) Evaluer l'incertitude et l'influence de ces données sur les résultats finaux par le biais d'analyses d'incertitude et de sensibilité. En général, les praticiens s'efforcent d'acquérir les données les plus pertinentes possibles en suivant un ordre catégorique de sources de données, telles que les données primaires et secondaires. Les sources primaires comprennent les données directes ou spécifiques au site, les données mesurées ou

estimées après enquête sur le terrain, les données officielles provenant de rapports statistiques, etc., tandis que les données secondaires proviennent de la littérature scientifique, de rapports techniques publics ou privés et/ou de bases de données. Les données secondaires peuvent être caractérisées en fonction de leur degré de pertinence, par exemple, spécifique à un pays, spécifique à une technologie, générique.

B. Utilisation d'un logiciel de modélisation

Bien qu'il ne soit pas obligatoire d'utiliser un logiciel de modélisation pour réaliser une ACV, l'utilisation d'un tel logiciel peut faciliter l'acquisition, l'organisation et l'analyse de l'inventaire. Ces outils sont spécifiquement conçus dans le cadre de l'ACV et facilitent donc les calculs longs et complexes de manière systématique. Des logiciels comme " *SimaPro* " et " *GaBi* " sont généraux et peuvent être utilisés pour l'ACV de n'importe quel produit ou service, tandis que d'autres logiciels développés ultérieurement, comme *EASETECH*, *SIWMS*, *WRATE*, *IWMetc.* ont été spécifiquement conçus pour l'ACV de la gestion des déchets (Cleary, 2009; Laurent, Clavreul, et al., 2014).

L'utilisation d'un outil de modélisation de l'ACV est un choix de l'utilisateur qui peut varier en fonction des objectifs de l'étude, du coût d'achat de l'outil, de l'utilisation de la base de données du logiciel et de la convivialité du logiciel.

4.5.3 Évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV) et interprétation des résultats

A. Méthodes LCIA

Succédant à l'analyse d'inventaire, l'analyse d'impact sur l'environnement est l'étape qui évalue l'ampleur et l'importance des impacts environnementaux potentiels. Cette phase est composée d'éléments obligatoires et facultatifs définis par la norme ISO 14040/44. La classification et la caractérisation d'un impact dans sa catégorie d'impact pertinente sont des éléments obligatoires, par exemple l'impact des émissions de gaz à effet de serre est lié au réchauffement climatique. La normalisation des résultats dans une unité commune et la pondération des catégories d'impact sont facultatives pour les praticiens, mais elles sont recommandées pour une meilleure interprétation des résultats en fonction du public visé et du contexte. De nombreuses méthodes LCIA ont été développées pour une utilisation régionale et mondiale et peuvent être mises en œuvre manuellement ou à l'aide d'un logiciel d'ACV. Ces méthodes classent et caractérisent chaque type d'impact dans sa catégorie d'impact intermédiaire et/ou dans des catégories d'impact final.

Les facteurs de caractérisation peuvent varier d'une méthode à l'autre en fonction de la région et des méthodes de calcul, et il n'y a pas de consensus parmi les scientifiques pour conclure à l'existence d'une meilleure méthode unique pouvant être généralisée.

L'étude menée par Iqbal et al. montre que le nom et la fréquence des différentes méthodes utilisées sont : CML utilisé par 27 % des études, ReCiPe par 10 %, Eco-indicator par 8 %, EDIP par 8 %, IMPACT par 4 % et TRACI par 1 %. Par ailleurs, 43 % des études n'ont pas utilisé ou n'ont pas spécifié l'utilisation de l'une ou l'autre de ces méthodes (Iqbal et al., 2020).

Après l'évaluation de l'impact, la dernière étape de l'ACV est l'interprétation des résultats. Les étapes importantes de l'interprétation des résultats sont l'identification des questions importantes, la vérification de l'exhaustivité, de la sensibilité et de la cohérence, et enfin la formulation d'une conclusion, d'une recommandation et d'un rapport. Les outils d'aide à la décision tels que l'analyse décisionnelle multicritères et d'autres sont très utiles pour interpréter les résultats à l'intention des décideurs. Le processus analytique hiérarchique est la méthode la plus fréquemment utilisée pour l'analyse décisionnelle multicritères. Elle facilite la compréhension d'une certaine politique par les décideurs en comparant plusieurs objectifs avec une pondération personnalisée. Les critères quantitatifs et qualitatifs peuvent être évalués sur la base de préférences multiples et des intérêts des parties prenantes (Huang et al., 2018; Milutinović et al., 2017).

B. Méthodes d'analyse de la qualité des données

La robustesse et la fiabilité des résultats de l'ACV reposent sur sa capacité à simuler étroitement les conditions spécifiques au contexte, ce qui dépend entièrement de la qualité des données d'entrée. Comme chaque étude ACV utilise dans une certaine mesure un mélange de données primaires et secondaires, l'utilisation d'une analyse de sensibilité et d'incertitude est recommandée dans les lignes directrices de l'ISO.

L'importance d'un paramètre d'entrée est le produit de sa sensibilité et de son incertitude. La sensibilité identifie le poids d'un paramètre dans le modèle, tandis que l'incertitude provient de l'extérieur du système et est basée sur de nombreux facteurs (Khandelwal et al., 2019).

L'analyse de sensibilité peut être réalisée en faisant varier un paramètre d'entrée/du modèle dans une fourchette de données raisonnable ou en redéfinissant les scénarios étudiés (par exemple, en incluant/excluant un sous-processus, des conditions extrêmes pour les scénarios).

Le changement dans les résultats finaux est évalué pour déterminer s'il est significatif (par exemple, plus de 20 %) ou s'il modifie le classement des scénarios. La première est

communément appelée analyse de sensibilité à sens unique ou analyse de perturbation et la seconde est appelée analyse de scénario (Iqbal et al., 2020).

Parallèlement, l'analyse d'incertitude effectue la propagation des incertitudes impliquées, par exemple, paramétriques ou de modèle, en utilisant différentes approches (par exemple, la simulation de Monte Carlo). L'objectif est de représenter l'incertitude accumulée dans les résultats finaux en fournissant les résultats sous la forme d'une fourchette plutôt que d'une valeur absolue (Bisinella et al., 2016).

Les principaux paramètres sensibles sont normalement soumis au contexte environnemental et technologique local, mais certains paramètres ont été fréquemment testés. Dans les études qui ont effectué une analyse de sensibilité, le paramètre le plus couramment utilisé était le facteur de substitution énergétique, en particulier la production d'électricité du pays. Ensuite, la composition des DSM, l'efficacité du recyclage et le taux de production/récupération d'énergie ont été les paramètres les plus fréquemment utilisés, avec un taux de représentation de 45 %, 34 % et 26 % respectivement.

Le taux de récupération des gaz de décharge, la fraction de déchets organiques dans les DSM, les distances de transport, les facteurs de substitution pour les matériaux récupérés et l'impact du carbone biogène (facteurs d'émission et de séquestration) ont également été utilisés dans de nombreuses études.

4.5.4 Analyse de sensibilité

Dans le but d'observer la fiabilité des scénarios étudiés, une analyse de sensibilité a été réalisée, étant donné que de faibles changements dans les données d'entrée et les hypothèses peuvent entraîner des fluctuations dans les résultats de l'ACV, ce qui crée une confusion indésirable dans la prise de décision. La robustesse et la fiabilité des résultats de l'ACV reposent sur sa capacité à simuler étroitement les conditions spécifiques au contexte, ce qui dépend entièrement de la qualité des données d'entrée. Comme chaque étude ACV utilise dans une certaine mesure un mélange de données primaires et secondaires, l'utilisation d'une analyse de sensibilité et d'incertitude est recommandée dans les lignes directrices de l'ISO. L'importance d'un paramètre d'entrée est le produit de sa sensibilité et de son incertitude. La sensibilité identifie le poids d'un paramètre dans le modèle, tandis que l'incertitude provient de l'extérieur du système et repose sur de nombreux facteurs (Heijungs, 1996). L'analyse de sensibilité peut être réalisée en faisant varier un paramètre d'entrée/du modèle dans une fourchette de données raisonnable ou en redéfinissant les scénarios étudiés (par exemple, en incluant/excluant un sous-processus, des conditions extrêmes pour les scénarios). Le changement dans les résultats finaux est évalué

pour déterminer s'il est significatif (par exemple, plus de 20 %) ou s'il modifie le classement des scénarios (Iqbal et al., 2020). L'analyse de sensibilité est plus fréquemment utilisée dans les études d'ACV, près de 59 % des études de cette revue l'ont utilisée, alors que l'analyse d'incertitude n'a été réalisée que dans 11 % des études et que presque chacune d'entre elles a également utilisé l'analyse de sensibilité (Iqbal et al., 2020).

Chapitre 5

Approche méthodologique

Chapitre 5. Approche méthodologique**5.1 Collecte de données****5.1.1 L'étude de cas**

La wilaya d'Alger a été choisie comme la région d'étude du fait qu'elle est la wilaya la plus productrice de déchets, suivis des wilayas Oran, Sétif, Djelfa. Cette différence de production entre les wilayas s'explique en partie par la population de chaque wilaya, les niveaux de vie et les modèles de consommation. Les grandes wilayas et grandes métropoles abritent des sociétés dites de consommation, avec un niveau de vie élevé.

A. Situation géographique et démographique

La wilaya d'Alger est située au Nord - Centre du pays. Elle occupe une position géostratégique, aussi bien de par les flux économiques échangés avec le reste du monde, que par sa géopolitique.

Elle couvre une superficie de 1190 km² et est limitée par la mer méditerranée au Nord, la wilaya de Blida au Sud, la wilaya de Tipaza à l'Ouest et la wilaya de Boumerdès à l'Est.

La wilaya d'Alger est la plus peuplée d'Algérie, mais elle est la plus petite en termes de superficie. La population est estimée à 3.6 Millions d'habitants, soit une augmentation de plus de 30% en 8 ans (2 987 160 habitants en 2008). La densité de la population s'élève à ~ 4450 habitants par km² selon l'office nationale des statistiques (APS, 2020).

B. Situation économique

Alger est le pôle économique et administratif le plus attractif du territoire. Elle concentre le quart des investissements étrangers déclarés dans le pays, ainsi que quatre zones industrielles et 26 zones d'activités.

C. Capitale politique

Les organisations administratives de la ville d'Alger ont évolué à travers le temps. Elle a été une simple commune avant de devenir une wilaya divisée en quatorze daïras et cinquante-sept communes. Elle est le siège de toutes les administrations centrales, des institutions politiques et sociales, des grands centres de décisions et de représentations diplomatiques.

5.1.2 Evolution de la production de déchets solides municipaux par la wilaya

Selon l'Agence nationale des déchets, la quantité de DSM produite par la ville d'Alger est représentée dans la figure 5.1; elle a évolué de manière significative entre 1960 et 2018. La production est passée de 175 000 à 1 237 874 tonnes de déchets avec une production journalière qui a doublé entre 1980 et 2018, passant d'une moyenne de 0,63 à 1,25 kg par jour et par habitant. Cette évolution est principalement due à l'augmentation constante de la population et

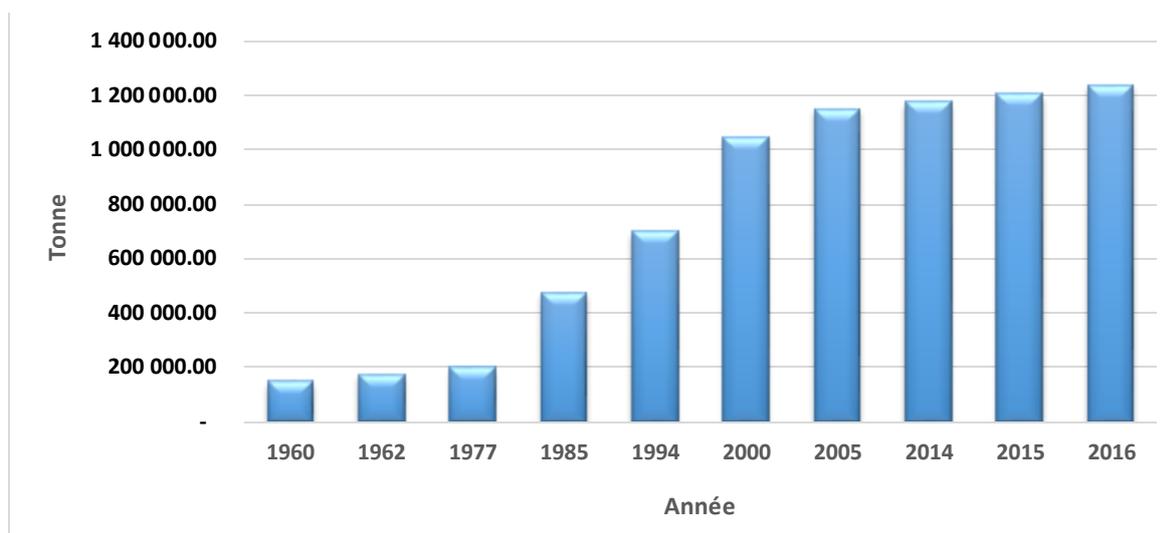


Figure 5.1: Evolution de la production des déchets de la wilaya d'Alger (AND, 2018).

à l'exode rurale vers la capitale, à l'amélioration des ressources financières et à l'augmentation du niveau de vie des communautés et du consumérisme.

Ces moyennes journalières se rapprochent relativement de celles des capitales magrébines ; 0,89 kg/hab/j pour le Grand Casablanca, de 0,8 kg/hab/j pour Tunis. Par contre les moyennes des villes des pays des pays industrialisés contrastent avec celles des pays en développement, la production est de 2 kg/hab/j à New York, 1,51 kg/hab/j à Paris, et 1,59 kg/hab/j à Madrid (Shah et al., 2019).

5.1.3 Composition des déchets de la wilaya d'Alger

Les caractéristiques physiques et chimiques des DSM sont des paramètres importants à connaître, car ils sont essentiels à l'étude des matériaux recyclables et à la conception d'une méthode d'élimination appropriée (Fudala-Ksiazek et al., 2016).

Les données fournies par l'Agence Algérienne des Déchets (AND, 2018) illustrées sur la figure 5.2 montrent que plus de la moitié des DSM produits par la wilaya d'Alger est composée de matière organique fermentescible. Depuis 1980, cette fraction a considérablement diminué (tout en restant la plus importante) par rapport aux autres produits d'emballage. La proportion de déchets recyclés et valorisés, tels que le papier, les plastiques, les métaux et le verre, était d'environ 16 % en 1980 et atteint 27 % en 2018. Tous les types de plastiques représentaient 17,73 % du total des déchets. Les métaux et le verre représentaient respectivement 2,98 % et 1,22 % des déchets. Ainsi, la proportion élevée de matériaux recyclables confirme que l'industrie du recyclage en Algérie devrait être soutenue. Les déchets considérés dans cette étude sont composés de 57% de matières organiques, 18% de plastiques, 5% de papiers, 3% de métaux, 1% de verres et 15% d'autres constituants.

Le choix des scénarios pour cette étude a été basé sur la composition des DSM. La mise en décharge n'est pas adaptée aux déchets en Algérie car ils sont principalement constitués de déchets organiques (60% en poids) qui génèrent de grandes quantités de CH₄ et de lixiviats, qui sont des sources de pollution (Burnley, 2007). En outre, les capacités des décharges diminuent, en particulier dans les zones urbaines, et la planification de nouveaux sites d'enfouissement se heurte à des résistances (Ramachandra et al., 2018). Ce scénario a été pris comme référence pour le système actuel de gestion des déchets.

La méthode la plus appropriée pour traiter les déchets riches en fractions organiques fermentiscibles est la digestion assistée ou les systèmes de compostage (Ramachandra et al., 2018). Cette étude considère la DA parce qu'elle est mieux adaptée aux résidus organiques facilement dégradables, y compris les déchets de la transformation alimentaire, et qu'elle est plus performante que les systèmes basés sur le compostage en termes de récupération d'énergie et d'impact sur le potentiel de réchauffement climatique (Pace et al., 2018). Le compostage s'est avéré être une option inadaptée pour le traitement des déchets alimentaires en raison des émissions directes de gaz à effet de serre provenant du compostage en andains ouverts.

Il a été suggéré que l'incinération avec un rendement énergétique élevé (60 % et 22 % pour la cogénération) pourrait présenter des performances environnementales optimales, même en incluant le traitement des déchets alimentaires.

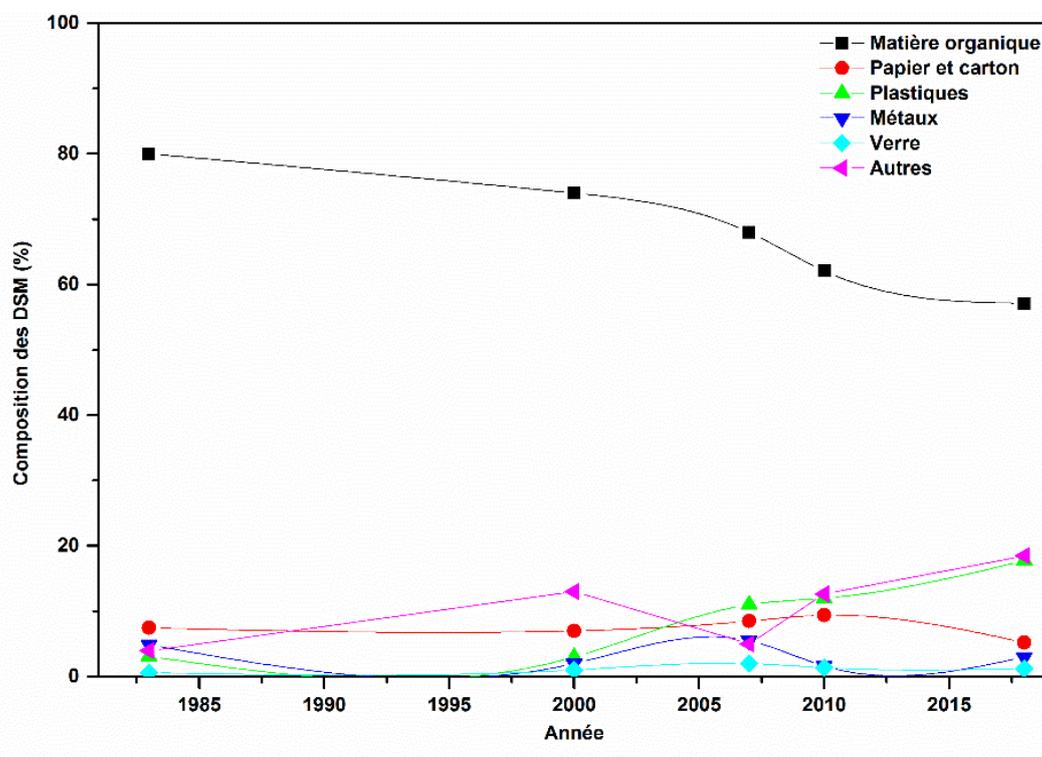


Figure 5.2: Evolution de la composition des déchets solides municipaux de la wilaya d'Alger (AND, 2018).

Néanmoins, la demande de chaleur pour l'usage domestique n'est pas importante dans les conditions algériennes, tandis que la teneur élevée en eau des déchets (60 %) augmente la quantité de lixiviats et réduit la valeur calorifique nette pour l'incinération (dos Santo et al., 2020). C'est pourquoi l'incinération n'a pas été prise en compte dans cette étude.

5.1.4 Gestion des déchets solides municipaux de la wilaya d'Alger

Deux Epic assurent la collecte et le transport des déchets solides municipaux et assimilés dans la wilaya d'Alger. Le premier groupe comprend 26 villes situées dans la zone centrale de l'agglomération. Ces villes sont rassemblées autour d'un prestataire de nettoyage public, qui est NETCOM (Entreprise de nettoyage et de collecte d'ordures ménagères). Le deuxième opérateur Epic EXTRANET qui s'occupe de la collecte des déchets au près des 31 communes restantes.

La wilaya d'Alger éliminait ses déchets par le moyen le plus simple, à savoir la mise en décharge. Depuis la promulgation de la loi 01-19 du 12 décembre 2001, le traitement des DSM a fait l'objet d'une évolution réglementaire considérable avec des conditions de plus en plus drastiques. Ainsi, l'Algérie est passée de la décharge sauvage et du dépôt illégal à la décharge technique. Les déchets générés par la ville d'Alger sont éliminés dans les deux unités d'enfouissement, l'unité CORSO à l'est de la ville, 36°43'24.1 "N 3°27'08.0 "E, et HAMICI à l'ouest 36°39'29.99 "N, 2°49'14.33 "E.

Centre d'Enfouissement Technique HAMICI

Le centre d'enfouissement technique HAMICI, situé dans la ville de Mahalma, a été ouvert en février 2013. Le site dispose d'une capacité de stockage totale de 10 millions de tonnes sur une superficie de 80 hectares. Le CET reçoit 1 700 tonnes de déchets par jour et comprend plusieurs livres, y compris un pont à bascule.

Le site est découpé en trois casiers différents :

Le 1^{er} Casier de capacité de 1 800 000 tonnes de déchet sur une surface de 8 hectares, prévu pour recevoir pendant 5 ans un flux de déchets estimés à 1 700 tonnes/j. Ce casier a été réceptionné en 2014 et sa fermeture en 2016, il est en phase de réhabilitation.

Le 2^{ème} casier de capacité estimée à 3 000 000 tonnes de déchet sur une surface de 12 hectares. Ce casier est en exploitation depuis 2016.

Le 3^{ème} et 4^{ème} casier de capacité d'enfouissement d'environ 5 millions de tonnes de déchets solides municipaux.

Le site est doté de deux stations de traitement des lixiviats :

- L'une de capacité de traitement de 80 m³/j fonctionnant par le procédé membranaire.
- La deuxième de capacité de 120 m³/j fonctionnant par le procédé osmose inverse.

Tableau 5.1 : Information générale sur le centre d'enfouissement technique HAMICI.

Classe	« II » dédié aux déchets solides municipaux et assimilés.
Localisation	Commune de Mehelma, Wilaya d'Alger.
Superficie totale	80 hectares
Quantité de déchets réceptionnés	1 700 ton/J
Quantités de déchets valorisables captés	2 %
Date de réception	février 2013
Capacité globale	10 millions de tonnes
Durée de vie	15 ans

5.2 Analyse du cycle de vie

La figure 5.3 présente un schéma succinct de la démarche suivie ainsi que les limites des systèmes étudiés.

Il est vrai qu'une quantité considérable d'informations sur le sujet est actuellement disponible dans la littérature des pays développés et en développement (Iqbal et al., 2020; Mayer et al., 2019; J. Zhang et al., 2021).

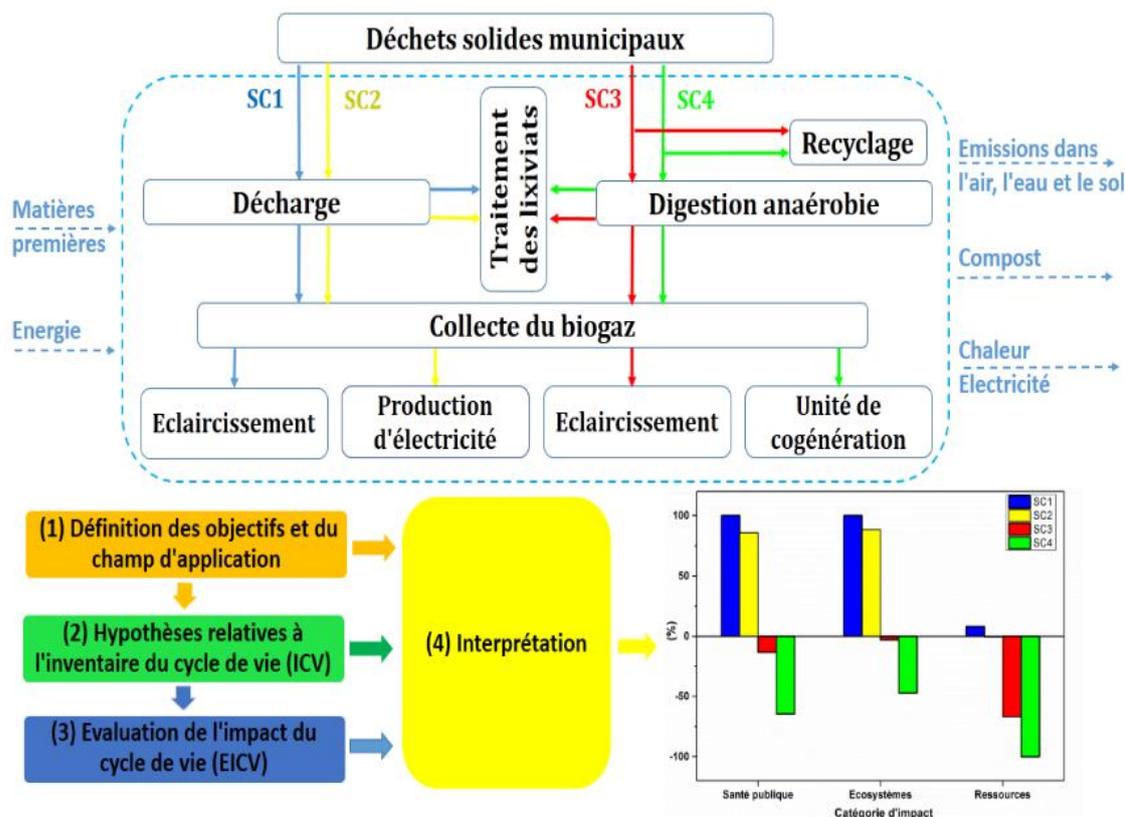


Figure 5.3: Résumé graphique de la démarche suivie.

Cependant, les pays en développement, en particulier en Afrique, sont encore confrontés à de nombreux défis, tels que le tri et la collecte des déchets solides municipaux (DSM), puis leur traitement en raison de la forte densité de population, de l'instabilité économique et de la limitation des installations. La majorité (85%) des déchets solides municipaux finissent dans des décharges ou sont incinérés, ce qui entraîne une performance environnementale indésirable, comme l'indique l'étude de Zhang et al. 2021 (J. Zhang et al., 2021). Dans le contexte africain, une seule étude à grande échelle a été rapportée par Rajcoomar et ramjeawon, 2016 sur l'île Maurice (Rajcoomar & Ramjeawon, 2017). Cette étude considère cinq options de traitement des DSM, dont la mise en décharge, l'incinération et le compostage, et ne prend pas en compte les traitements biologiques tels que la digestion anaérobie.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude en termes d'évaluation des impacts environnementaux pourraient être comparés à l'échelle d'un grand système. En outre, l'approche adoptée pourrait être généralisée, ce qui contribuerait à combler le manque d'ACV des DSM dans les pays africains d'un point de vue systématique à grande échelle. En outre, cette étude pourrait servir de ligne directrice ou d'opportunité pour améliorer la gestion intégrée des déchets dans les pays en développement afin de réduire les performances environnementales indésirables. En outre, l'utilisation des technologies accessibles et des meilleures pratiques de traitement des déchets dans le cadre de l'économie circulaire selon la méthodologie de la hiérarchie des déchets (prévention, préparation à la réutilisation, recyclage, récupération d'énergie et élimination), pourrait contribuer à répondre à la GDS à grande échelle au niveau africain ou au niveau de la région de l'Afrique du Nord.

5.2.1 Analyse du cycle de vie

A. Définition de l'objectif et du champ d'application

Afin d'assurer un traitement durable des déchets tout en contribuant à la récupération des ressources et de l'énergie, l'objectif de cette étude est d'évaluer et de comparer les impacts environnementaux de différentes alternatives dans la ville d'Alger. De plus, cette méthode pourrait être généralisée, contribuant à combler le manque d'ACV des DSM dans les pays africains et à servir de guide ou d'opportunité pour améliorer la gestion intégrée des déchets dans les pays en voie de développement afin de réduire les performances environnementales indésirables.

De plus, En Algérie, la promotion et l'intégration des énergies renouvelables dans le mix énergétique national constituent un enjeu majeur dans la perspective de préservation des ressources fossiles, de diversification des filières de production de l'électricité et de contribution au développement durable. Le gisement de la biomasse particulièrement les

déchets, constitue sans équivoque la plus importante source de production énergétique renouvelable dans la plupart des pays européens. Les résultats de cette étude sensibiliseront les décideurs, ce qui pourrait entraîner une réduction des effets négatifs sur l'environnement. L'évaluation est destinée à être appliquée aux DSM de la plus grande ville d'Algérie, mais les résultats finaux peuvent être extrapolés à la majorité des villes du pays présentant des conditions similaires.

En outre, ce travail comprend une analyse approfondie et précise de la situation locale actuelle de la gestion des déchets solides municipaux en Algérie, en tenant compte des exigences de la législation, des spécificités locales telles que les installations disponibles en Algérie. En outre, il vise à assurer un traitement durable des déchets tout en contribuant à la récupération des ressources et de l'énergie et à honorer son engagement pour la COP 21 de réduire les émissions de gaz à effet de serre de 7 % ([Conférence de Paris sur le potentiel de réchauffement climatique de 2015](#)).

Dans un autre contexte, cette étude suit une approche holistique passant d'une évaluation basée sur les processus à une évaluation basée sur les systèmes. Cela permet d'inclure l'interaction entre le processus, les technologies et l'ensemble de la chaîne de gestion des déchets dans l'objectif de mettre en œuvre une stratégie intégrée de GDS à grande échelle afin de modifier le système linéaire actuel en économie circulaire, en fournissant des conclusions générales pour les options étudiées.

B. Unité fonctionnelle (UF)

Afin de comparer les scénarios sur une base unique, il est nécessaire de définir l'UF. Dans cette étude, le traitement d'une tonne de déchets est choisi comme UF. D'autres études ont utilisé la même UF ([Kong et al., 2012](#); [J. Dong et al., 2014](#); [Ogundipe & Jimoh, 2015](#); [Khandelwal et al., 2019](#); [Dastjerdi et al., 2021](#)).

C. Scénarios de gestion des DSM

- Scénario 01 (SC1) : Mise en décharge

Ce scénario présente le système actuel de gestion des déchets dans la ville d'Alger. Les données pour l'inventaire de ce scénario ont été collectées sur le site de la décharge de HAMICI et dans la littérature pour les données qui ne sont pas disponibles. Ce scénario prend en compte les opérations de construction, d'enfouissement, d'émissions de biogaz, de traitement des lixiviats et de fermeture du site. La description des processus des unités est présentée ci-dessous dans la figure 5.4.

La décharge étudiée utilise (pour l'éclairage) 0,98 kWh d'électricité par tonne de déchets, cette valeur est proche des valeurs de la littérature (0,96 kWh) (Cherubini et al., 2009). En outre, la consommation de diesel pour le traitement d'une tonne de déchets est de 9,56E-01 litres.

Le diesel est consommé par les équipements de la décharge (bulldozers et compacteurs) pour le dépôt, l'épandage et le compactage des déchets, ainsi que pour le transport et l'épandage lors de la préparation des alvéoles, des couvertures intermédiaires et finales. Cette valeur est similaire à celle trouvée par (Cherubini et al., 2009; Fernández-Nava et al., 2014), qui est de 5E-01 et 6,24E-01 litres par tonne de déchets, respectivement.

De même, les données relatives à la consommation d'huile lors des opérations de transport et de manutention des déchets et des graisses ont également été mesurées sur le site. Les réactifs tels que les acides sont consommés lors du traitement des lixiviats par le processus de membrane ou par le processus d'osmose inverse.

Sur la base d'une teneur en eau de 60 % et d'une teneur en matières volatiles de 68 %, on estime qu'il est possible de produire 136 m³ de biogaz par tonne de déchets. La composition du biogaz mesurée dans le site de décharge de HAMICI est de 75 % de CH₄, 21 % de CO₂ et des gaz à l'état de traces tels que le H₂S à 59 ppm (Dalmo et al., 2019). Une fraction de 50 % du biogaz est supposée être collectée et brûlée à la torche avec une efficacité de 90 %, tandis que les 50 % restants sont directement émis dans l'atmosphère.

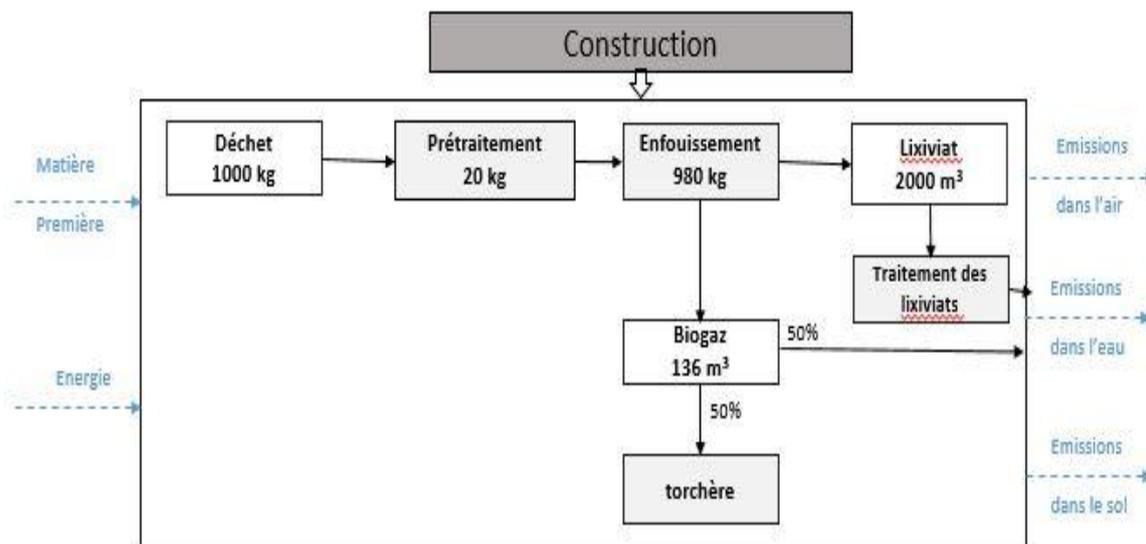


Figure 5.4: Schéma descriptif du processus de la mise en décharge considérés dans le scénario SC1.

Une fois stockés dans les décharges, les déchets subissent plusieurs transformations de dégradation physicochimique et biologique, générant des eaux usées hautement contaminées définies comme lixiviats (Kamaruddin et al., 2015).

Les caractéristiques et la quantité des DSM et de leurs lixiviats varient d'un endroit à l'autre (Rong et al., 2017). Ces différences sur la composition des lixiviats dépendent principalement des types de déchets présents dans la décharge et de leur teneur en humidité résiduelle, de l'infiltration d'eau, du stade de dégradation et de la technologie de mise en décharge.

La quantité de lixiviat générée sur le site de la décharge étudiée a été estimée à 200 m³/jour, dont

- 80 m³/jour : traités dans une station de traitement des lixiviats à membrane.
- 120 m³/jour : traités dans une station de traitement des lixiviats par osmose inverse.

Par la suite, la qualité des lixiviats est supposée être conforme aux conditions standard spécifiées par l'ISO pour la pollution des décharges et sera déversée directement dans le réseau d'égouts de la ville. Le tableau 5.1 résume les caractéristiques des lixiviats après traitement.

L'humus, le terreau, les troncs d'arbres et la terre doivent être retirés de la surface. En outre, on estime que 50 % du volume de la décharge doit être excavé. Pour la construction, une demande d'énergie spécifique de 0,5 litre de diesel par m² de surface scellée est inventoriée (Doka, 2009). Au total, 3,17E-02 litres de diesel sont consommés pour chaque tonne de déchets mise en décharge. La plupart des centres d'enfouissement technique se composent d'une couche de fond imperméable, d'un système de collecte et d'élimination des lixiviats et d'un système de couverture finale (Reddy et al., 2017).

Trois couches imperméables sont appliquées pour l'étanchéité des cellules. La première couche de géotextile de 800g/m² surmontée d'une géomembrane PEHD de 2 mm d'épaisseur et d'une densité de 0,94 g/cm³, recouverte de géo drains suivie d'une dernière couche de géotextile de même poids. Le fond est recouvert d'un géotextile suivi d'une géomembrane et d'une seconde couche de géotextile. Le tout est recouvert d'une couche de 40 cm de gravier. Sous le gravier, des tuyaux PEHD perforés recueillent les lixiviats. Ceux-ci sont raccordés à un réseau d'égouts sur une longueur de 340 m dans un bassin de rétention de l'usine de traitement des lixiviats.

Les bâtiments les plus importants du site sont les deux hangars de tri, construits en acier avec une construction mixte (4 m de béton et 3 m de tôle ondulée).

Tableau 5.2: Caractéristiques des lixiviats après traitement au niveau du centre d'enfouissement technique HAMICI.

Paramètres	Résultat mg/L	Valeurs limites	Norme d'analyse
Température	19,3	30	Multi paramètres
pH	6,44	6,5-8,5	Multi paramètres
MES	10	35	ISO 11923:1197
Azote Kjeldahl	17	30	ISO 5663:1984
Phosphore total	4,9	10	ISO 6878:2004
Indice de phénols	0,1	0,5	ISO 6439:1990
DBO5	14	35	ISO 5815:1989 (F)
DCO	380	120	ISO 6060:1989
Huiles et graisses	2	20	Méthode Rodier
Hydrocarbures totaux	5	15	AST MD 1664
Aluminium	1	3	ISO 120120:1997
Cadmium	0,03	0,5	ISO 8288:1986
Plomb	0,2	0,5	
Cuivre	0,1	0,1	
Nickel	0,2	0,1	
Zinc	0,03	2	
Manganèse	0,03	1	
Fer	0,2	3	FD T90-112

Après la fermeture de la décharge, l'impact négatif sur l'environnement peut être réduit en utilisant des matériaux imperméables appropriés pour la couverture inférieure et supérieure (Dajić et al., 2016).

Dans ce cas, les cellules sont recouvertes d'une couche d'argile de 50 cm (densité 1500 kg/m³) pour empêcher l'infiltration des eaux de pluie. Pour la restauration, une couche de 80 m de terre végétale est appliquée. On suppose que les matériaux de restauration sont des matériaux d'excavation provenant d'autres sites de construction.

La décharge dispose d'un système de dégazage et de collecte du biogaz composé de collecteurs primaires vers la station de régulation, puis de collecteurs secondaires qui l'achemineront vers l'unité d'incinération.

- Scénario 02 (SC2) : Décharge avec récupération d'énergie

Les scientifiques considèrent la valorisation énergétiques des gaz de décharge comme une alternative plus durable au décharges à ciel ouvert (Hosseinalizadeh et al., 2022). La méthode de valorisation énergétique des déchets est un outil prometteur et un substitut approprié à l'énergie dans le futur pour répondre à la demande énergétique mondiale.

Les déchets solides dans ce scénario sont éliminés dans la même décharge que dans le premier scénario, avec des installations supplémentaires pour produire de l'électricité à partir du biogaz collecté. Environ 50 % du biogaz total libéré par les décharges est collecté et brûlé pour produire de l'électricité. L'autre moitié du biogaz s'échappe directement dans l'atmosphère. En considérant un pouvoir calorifique inférieur du biogaz de 26 MJ/m³, brûlé dans des turbines avec un rendement de 39,1% (J. Dong et al., 2014) pour produire 192 kWh d'électricité par tonne de déchets. L'efficacité des turbines a été choisie parce qu'elle correspond aux spécificités locales et à la gamme de turbines disponibles en Algérie. Habituellement, seule l'électricité est récupérée des décharges pour des raisons économiques (aucun chauffage n'est généralement nécessaire et le chauffage urbain peut être coûteux). Dans cette étude, on suppose qu'aucune chaleur n'est récupérée de la décharge.

- Scénario 03 (SC3) : Digestion anaérobie

Ce scénario basé sur la digestion anaérobie des déchets impliquant un traitement biologique dans lequel la matière organique fermentescible est convertie en biogaz. Les réacteurs de digestion anaérobie sont supérieurs aux décharges car ils offrent un meilleur contrôle du processus, une biodégradation et une production de méthane plus rapides, ainsi qu'une capture quasi complète du méthane (Whiting & Azapagic, 2014). En tant que source d'énergie renouvelable, la digestion anaérobie peut améliorer la sécurité de l'approvisionnement énergétique et contribuer à réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES). Elle est également utile en tant que source d'énergie accessible à la demande, contrairement à d'autres énergies renouvelables telles que le vent et le soleil, qui sont plus intermittentes.

Une description essentielle mais complète des processus de l'unité est présentée ci-dessous, en référence au diagramme de la figure 5.5. L'unité de digestion anaérobie considérée est composée de cinq unités principales : le prétraitement, la digestion anaérobie, l'unité de récupération du biogaz, une unité de traitement du digestat et une unité de traitement du lixiviat. Le prétraitement consiste en des opérations de tri visant à éliminer le plastique, les métaux et le verre qui sont considérés comme des matières non fermentescibles. Ceux-ci représentent 23 % de la composition totale des déchets et sont recyclés.

Le papier et les textiles ne peuvent être ni récupérés ni recyclés. Ils sont inévitablement contaminés par les eaux usées provenant des déchets alimentaires (Zhuang et al., 2008), en raison de la forte teneur en humidité des déchets dans cette étude de cas. Par conséquent, cette fraction participera à la digestion anaérobie.

La fraction retenue subit des opérations de broyage, de déchetage et de criblage afin de réduire sa taille et d'améliorer les conditions de la digestion anaérobie. Dans ce contexte, les données relatives à l'énergie requise pour les opérations de broyage sont tirées de l'étude de (Fernández-Nava et al., 2014).

L'unité de digestion anaérobie considérée est équipée de deux digesteurs primaires et d'un digesteur secondaire. Les digesteurs pris en compte dans cette étude sont situés à la station d'épuration des eaux usées de Berraki au centre de la ville 36°41'42.9 "N 3°06'25.1 "E. La réaction de digestion anaérobie a lieu dans des conditions mésophiles de 37 °C et de pH de 7,1 pour un temps de séjour de 25 jours, en éliminant 50 % de la matière organique en poids. Cette technologie de digestion humide est choisie en raison de sa large application et de la teneur élevée en eau des déchets.

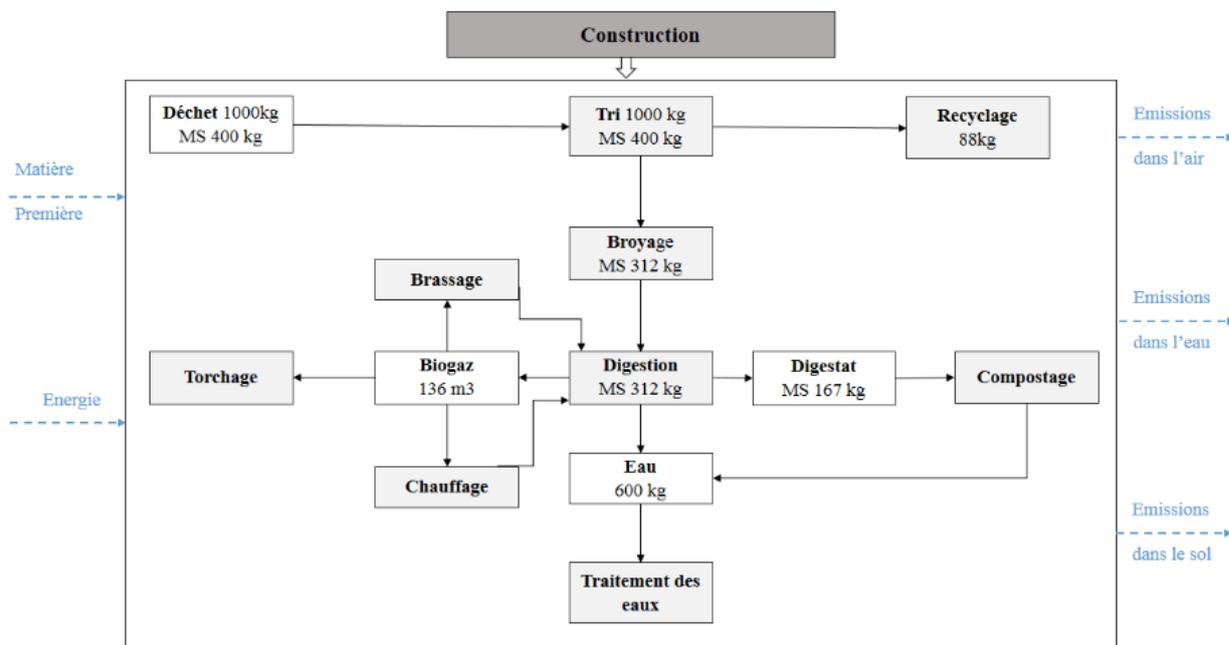


Figure 5.5: Schéma descriptif du processus de digestion anaérobie considérés dans le scénario SC3.

Les déchets dont la concentration en matière sèche est de 50 % sont introduits en continu dans les digesteurs primaires. La capacité de chaque digesteur est de 12 000 m³. Les déchets doivent être chauffés pour compenser les pertes de chaleur et l'arrivée de déchets frais. Ils entrent dans l'échangeur du côté opposé à l'eau chaude (échangeur de chaleur à contre-courant). L'eau chaude entre dans l'échangeur à une température comprise entre 50 et 70°C. Tandis que les déchets entrent dans l'échangeur à 37°C et en sortent à 40°C.

La réaction de digestion anaérobie produit 136 m³ de biogaz par tonne de déchets, avec une teneur en méthane de 75 %, ce qui correspond à un pouvoir calorifique inférieur de 26 MJ/Nm³. Le biogaz s'échappe des digesteurs par le haut et est stocké dans la partie supérieure des digesteurs.

Une partie du biogaz extrait de la partie supérieure du digesteur est envoyée au compresseur. Une fois comprimé, il est refoulé par les compresseurs vers les barres de mélange des boues dans les digesteurs sous forme de bulles au fond du digesteur. Les bulles de biogaz remontent à la surface des boues, provoquant leur remontée. En fonctionnement, il est nécessaire de refroidir les compresseurs de biogaz pour éviter qu'ils ne soient endommagés. Une unité de refroidissement à eau est associée aux compresseurs.

Par ailleurs, le biogaz produit alimente les deux chaudières pour produire l'eau chaude nécessaire au fonctionnement de l'échangeur de chaleur. Le brûleur de la chaudière est alimenté en biogaz lorsque le niveau du gazomètre atteint le seuil haut de remplissage de 35%. Si ce niveau est inférieur au seuil bas de 20 %, le brûleur fonctionne au fioul (gasoil).

Le gazomètre permet le stockage du biogaz pour la valorisation avec une capacité de 3000 m³.

La torchère est utilisée pour brûler l'excès de biogaz afin d'éviter qu'il ne se disperse dans l'atmosphère. Elle est allumée lorsque le niveau dans le gazomètre est supérieur à 80 % du niveau total. La consommation d'électricité est de 3,24E-02 kWh répartie entre les besoins de prétraitement, le système de mélange du biogaz des digesteurs et le séchage du digestat et le reste sera réinjecté dans le réseau public.

Dans notre étude, une étape de déshydratation du digestat est considérée. Dans la phase de post-traitement, les sous-produits du processus de digestion anaérobie, tels que les sous-produits liquides issus de la déshydratation du digestat et l'eau contenue dans le biogaz, sont acheminés vers une unité de traitement de l'eau utilisant le processus d'osmose inverse : basé sur les filtres (filtre à sable, filtre à cartouche et filtre à osmose).

- Scénario 04 (SC4) : Digestion anaérobie avec récupération d'énergie

La valorisation du biogaz produit est efficace sur le plan énergétique et respectueuse de l'environnement en raison des faibles émissions de gaz à effet de serre. Dans la plupart des cas, le biogaz est valorisé énergétiquement dans une installation de cogénération pour la production simultanée de chaleur et d'électricité. Ces installations offrent généralement un rendement électrique de plus de 33% et un rendement thermique de 45%. Comme le soulignent diverses études, les émissions de composés organiques volatils sont très limitées puisque 99% des composés volatils sont complètement oxydés (Appels, 2011). contraste avec les incinérateurs qui souffrent de l'émission de composés dangereux tels que les dioxines, le mercure et qui nécessitent donc une de l'épuration des gaz de combustion.

Dans ce scénario, la même unité de digestion anaérobie définie dans le scénario 03 est adoptée, mais il est supposé que le biogaz produit de l'électricité et de la chaleur avec une unité de production combinée de chaleur et d'électricité (CHP). La production de biogaz a augmenté dans l'UE, encouragée par les politiques en matière d'énergies renouvelables, en plus des avantages économiques, environnementaux et climatiques, pour atteindre 18 milliards de m³ de méthane (654 PJ) en 2015, représentant la moitié de la production mondiale de biogaz (Scarlat, 2018).

Les paramètres clés utilisés pour modéliser la centrale de cogénération comprennent un rendement de conversion électrique de 38 % et un rendement de conversion thermique de 45 %, qui se situent dans la fourchette de la valeur rapportée de la production d'électricité et de chaleur à partir de biogaz en utilisant la technologie de cogénération (Kaparaju & Rintala, 2013).

Le biogaz produit par la digestion assistée est une source d'énergie propre et durable, qui peut être introduite dans les moteurs à gaz (de préférence dans une installation de production combinée de chaleur et d'électricité (CHP) sans purification supplémentaire (Adekunle & Okolie, 2015).

En outre, la chaleur produite (442 kWh) couvre la demande de chaleur nécessaire pour maintenir la température du digesteur constante à 35 °C. Les 373 kWh d'électricité produits couvrent les besoins internes de l'unité et le reste sera réinjecté dans le réseau public pour couvrir 6 % des besoins en électricité de la ville. Les émissions provenant de la combustion du biogaz dans l'unité de cogénération sont basées sur l'étude de Fruergaard et Astrup (Fruergaard & Astrup, 2011).

D. Limites du système et inventaire du cycle de vie

Cette étude ACV couvre l'ensemble de la chaîne du processus de gestion des déchets d'un point de vue systématique, depuis la production de déchets et leurs propriétés jusqu'à l'élimination, avec des paramètres décrivant la production de déchets municipaux solides. Selon Iqbal et al. la qualité des données d'entrée joue un rôle décisif dans la production de résultats fiables, et les données les plus appropriées sont régionales, spécifiques à un cas particulier et récentes, avec un minimum d'incertitude. Les limites du système sont basées sur des données réelles et précises acquises à partir de processus et de technologies éprouvés utilisés dans différents systèmes de gestion des déchets solides, où des bilans détaillés des matières et de l'énergie ont été établis, ainsi que des émissions provenant de diverses pratiques de gestion des déchets (Iqbal et al., 2020).

Cette étude prend en compte les intrants et les extrants de l'ensemble de la chaîne de traitement des déchets de chaque scénario du berceau à la tombe, y compris les biens d'équipement du site, le centre de tri, le prétraitement des déchets, la mise en décharge ou la digestion anaérobie, l'unité de traitement des lixiviats, l'unité de valorisation du biogaz, la fermeture du site et le transport des matériaux de construction et d'exploitation jusqu'à l'unité de traitement.

Les données de l'inventaire du cycle de vie ont été collectées à partir d'installations réelles dans des installations de traitement des déchets existantes dans la ville d'Alger, les données de base sont tirées de la base de données Ecoinvent V3.1 et de la littérature.

L'inventaire du cycle de vie est résumé et présenté dans le tableau 5.2 et les principaux flux d'entrée et de sortie du berceau à la tombe des scénarios sont normalisés par unité fonctionnelle (une tonne de déchets).

En outre, toutes les hypothèses sont décrites aussi clairement que possible pour permettre à d'autres de reproduire l'analyse :

1. La collecte et le transport des déchets vers les unités de traitement ne sont pas pris en compte et il suffit de considérer uniquement les différentes activités spécifiques entre les alternatives (Milutinović et al., 2017).
2. Le recyclage dans les scénarios de mise en décharge a été négligé (seulement 1% du total des déchets).
3. Les émissions fugitives de GES provenant du processus de digestion anaérobie sont considérées comme nulles dans cette analyse.

4. Les émissions de CO₂ provenant du brûlage des gaz de décharge sont quantifiées mais ne sont pas prises en compte dans le potentiel de réchauffement climatique car il s'agit d'une source biogénique (Cherubini et al., 2009).
5. Le gaz naturel est la principale source d'électricité en Algérie (98%).
6. Les données utilisées dans Ecoinvent 3.1 implémentées dans SIMAPRO 8.1 pour le processus d'arrière-plan sont cohérentes avec les données locales telles que l'énergie provenant du gaz naturel et du pétrole fossile.

E. Approches d'évitement de l'allocation

Malheureusement certaines études ACV des systèmes de gestion des déchets ont produit des résultats assez divergents, voire contradictoires. Selon Winkler, cela est dû à des différences dans les données et les "compensations" pour l'énergie et les matériaux récupérés (Winkler & Bilitewski, 2007). Ici, les compensations se réfèrent aux crédits (parfois également appelés "charges évitées ") qui sont attribués à un système de gestion des déchets pour la coproduction de choses utiles, tels que l'électricité, la chaleur et les matériaux secondaires.

L'approche de substitution de l'expansion du système est utilisée dans cette étude parce que l'électricité, le compost et les matériaux recyclés sont produits en tant que sous-produits. Les émissions "évitées" de la production conventionnelle de ces matériaux et de l'énergie sont soustraites des émissions générées pendant le traitement des déchets. Par conséquent, des crédits sont accordés pour remplacer la même quantité d'électricité produite par l'utilisation de combustibles fossiles.

F. Évaluation de l'impact du cycle de vie

Le choix du logiciel de calcul est une question importante dans la mesure où les informations sur le processus de base doivent être mises à jour et vérifiées régulièrement. Par ailleurs, on a utilisé un outil très spécialisé pour les études du cycle de vie qui un code commercial de SimaPro 8.0.3, 2014, développé par PRé Sustainability (License du CDER). Cet outil est très puissant pour faire les calculs pour ce type d'analyse pour l'estimation des impacts environnementaux en tenant en compte de tous les intrants directs et indirects impliqués tout au long du cycle de vie du système étudié. Les résultats obtenus sont ensuite interprétés selon l'objectif, le champ de l'étude et les limites du système ainsi que les catégories d'impact qui sont pris en considération dans les étapes antérieures.

Tableau 5.3: Principaux flux d'entrant et extrant des quatre scénarios étudiés par unité fonctionnelle (une tonne de déchets).

Energie et matériau	Unité	Scénario 01	Scénario 02	Scénario 03	Scénario 04
<u>Flux d'entrée</u>					
Electricité	kWh	9,77E-01	9,77E-01	1,45E+02	1,45E+02
Diesel	kg	7,80E-01	7,80E-01	6,00E-01	6,00E-01
Fuel	kg			5,70E+00	5,70E+00
Essence	kg	1,07E-02	1,07E-02		
GPL	kg	4,42E-03	4,42E-03		
Acier	kg	3,57E-06	3,57E-06	1,83E-02	1,83E-02
Béton	kg	3,94E-01	3,94E-01	6,12E+00	6,12E+00
Sable	kg			1,96E+01	1,96E+01
Gravier	kg			2,94E+01	2,94E+01
Eau	kg			3,06E+00	3,06E+00
Acier armature (steel)	kg			2,33E+01	2,33E+01
Fonte graphite lamellaire (Cast iron)	kg			8,77E-03	8,77E-03
acier au carbone (Carbon Steel)	kg			1,46E-02	1,46E-02
Acier galvanisé (galvanized steel)	kg			2,05E-02	2,05E-02
Fonte graphite sphéroïdal (Ductile iron)	kg			7,43E-03	7,43E-03
Tissu polyester enduit pvc	kg			6,21E-03	6,21E-03
Inox (Stainless steel)	kg			7,53E-03	7,53E-03
Alliage aluminium	kg			2,19E-04	2,19E-04
PEHD	kg	8,14E-02	8,14E-02		
Polypropylène	kg	6,22E-02	6,22E-02		
Gravier	kg	5,76E-01	5,76E-01	2,94E+01	2,94E+01
Polypropylène + Polyéthylène	kg	7,74E-03	7,74E-03		
Huile	kg	1,11E-05	1,11E-05	1,24E-04	1,24E-04
Graisse	kg	3,68E-07	3,68E-07		
Argile	kg	4,17E+01	4,17E+01		
Terre végétale	kg	7,11E+01	7,11E+01		
Membrane Clean Osmacid-AC	kg	1,46E-03	1,46E-03	7,28E-04	7,28E-04
Membrane Clean NE 10	kg	9,71E-05	9,71E-05	4,85E-05	4,85E-05
Antiscalant	kg	1,94E-04	1,94E-04	9,71E-05	9,71E-05
Antimousse	L	8,74E-03	8,74E-03	4,37E-03	4,37E-03

Soude caustique (33%)	kg	1,58E-01	1,58E-01	7,92E-01	7,92E-01
Acide phosphorique (50%)	L	4,85E-05	4,85E-05	2,43E-05	2,43E-05
Acide sulfurique (96--98%)	L	2,62E-04	2,62E-04	1,31E-04	1,31E-04
kleen Osmal	L	2,71E-03	2,71E-03	1,36E-03	1,36E-03
Acide citrique monohydraté	kg	3,88E-04	3,88E-04	1,94E-04	1,94E-04
antiscalant (rohib28)	L	1,20E-04	1,20E-04	6,02E-05	6,02E-05

Flux de sortie

Emissions dans l'air

CH ₄	m ³	5,10E+01	5,10E+01		1,28E-01
CO	m ³	2,73E+01	2,73E+01	5,26E+01	2,58E+01
N ₂	m ³	1,83E+01	1,83E+01	5,44E+00	4,21E+00
CO ₂	m ³	2,05E+02	2,05E+02	6,35E+02	4,29E+02
H ₂ S	ppm	4,13E-04	4,13E-04	8,02E-03	6,20E-03

Emission dans l'eau

MES		1,00E-02	1,00E-02	5,00E-03	5,00E-03
Azote Kjeldahl	kg	1,28E-03	1,28E-03	6,38E-04	6,38E-04
Phosphore total	kg	4,15E-05	4,15E-05	2,07E-05	2,07E-05
Indice de phénols	kg	1,06E-05	1,06E-05	5,32E-06	5,32E-06
DBO5	kg	5,80E-02	5,80E-02	5,80E-02	5,80E-02
DCO	kg	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01
Huiles et graisses	kg	2,13E-04	2,13E-04	1,06E-04	1,06E-04
Hydrocarbures totaux	kg	5,32E-04	5,32E-04	2,66E-04	2,66E-04
Aluminium	kg	1,06E-04	1,06E-04	5,32E-05	5,32E-05
Cadmium	kg	3,19E-06	3,19E-06	1,59E-06	1,59E-06
Plomb	kg	2,13E-05	2,13E-05	1,06E-05	1,06E-05
Cuivre	kg	1,06E-05	1,06E-05	5,32E-06	5,32E-06
Nickel	kg	2,13E-05	2,13E-05	1,06E-05	1,06E-05
Zinc	kg	3,19E-06	3,19E-06	1,59E-06	1,59E-06
Manganèse	kg	3,19E-06	3,19E-06	1,59E-06	1,59E-06
Fer	kg	2,13E-05	2,13E-05	1,06E-05	1,06E-05

Production d'énergie

Electricité	kWhe		1,92E+02		3,73E+02
Chaleur	kWht				4,42E+02

D'autre part, la méthode d'ACV doit répondre à l'objectif et aux exigences d'une étude, mais sa méthode de sélection est souvent ignorée (Kulczycka et al., 2015). La norme ISO 14040/14044 ne recommande pas de méthode d'évaluation d'impact spécifique.

Cette étude utilise la méthode ReCiPe parce qu'elle combine la rigueur scientifique de CML2001 et la simplicité d'interprétation des résultats d'ECO-99. De plus, la version actualisée de ReCiPe (méthodes utilisées dans cette étude) fournit des facteurs de caractérisation qui sont représentatifs de l'échelle mondiale au lieu de l'échelle européenne (Zhou et al., 2018b).

En outre, la méthode ReCiPe prend en compte 18 catégories intermédiaires (Midpoint) : potentiel de réchauffement planétaire (GWP), appauvrissement de la couche d'ozone (ODP), acidification terrestre (TA), eutrophisation de l'eau douce (FE), eutrophisation marine (ME), toxicité humaine (HT), formation d'oxydants photochimiques (POF), formation de particules (PMF), écotoxicité terrestre (TE), Écotoxicité en eau douce (FEC), Écotoxicité marine (MEC), Rayonnement ionisant (IR), Occupation des terres agricoles (ALO), Occupation des terres urbaines (ULO), Transformation des terres naturelles (NLT), Appauvrissement de la couche d'eau (WD), Appauvrissement en métaux (MD), Appauvrissement en combustibles fossiles (FD).

Ces impacts intermédiaires sont regroupés en trois grandes catégories de dommages (santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources) qui représentent les domaines dans lesquels les décisions politiques et décisionnelles sont couramment prises.

Des outils spécifiques sont nécessaires pour réaliser l'analyse du cycle de vie (ACV). GaBi, openLCA, SimaPro et Umberto sont les principaux outils logiciels pour l'ACV dans le monde.

Cette étude considère le logiciel SIMAPRO qui est un logiciel de modélisation et d'évaluation des systèmes de produits lancé en 1990 et vendu dans le monde entier ; SimaPro est développé et distribué par PRé Consultants, basé aux Pays-Bas (Herrmann & Moltesen, 2015). Le logiciel SimaPro (Goedkoop et Oele, 2008) est le logiciel le plus utilisé pour l'ACV selon l'étude menée par Pieragostini, sur lequel reposent de nombreux travaux publiés. SimaPro comprend plusieurs méthodes d'ACV telles qu'Eco-indicator 99, EDIP 1997 et 2003, EPS 2000, entre autres. Il permet de visualiser des parties du cycle de vie à différentes échelles et d'afficher leurs contributions totales (Pieragostini et al., 2012).

G. Analyse de sensibilité

Cinq paramètres ont été pris en compte en fonction de leur contribution élevée aux catégories d'impact les plus importantes, à savoir le transport des déchets, la composition des déchets et du biogaz, les émissions fugitives du digesteur anaérobie et le recyclage des matériaux. Le tableau 5.3 présente la plage de variation des paramètres d'entrée pour l'analyse de sensibilité.

- Transport des déchets

La collecte et le transport des déchets vers les unités de traitement ne sont pas pris en compte dans le scénario de référence. D'après l'étude menée par Laurent et al. les paramètres les plus souvent testés sont ceux de la collecte et du transport (Laurent, Clavreul, et al., 2014). L'analyse sensible étudie l'influence du transport des déchets sur une distance moyenne de 25 km par tonne de déchets.

- Composition des DSM et production de biogaz

La composition des déchets et du biogaz est le sixième critère le plus testé. Il est fortement conseillé aux praticiens d'intégrer la composition des déchets dans les études de sensibilité, car la variation des matériaux traités apparaît souvent comme une source substantielle d'incertitude (Laurent, Clavreul, et al., 2014). Dans cette étude de cas, la composition des déchets a été fournie par le centre d'enfouissement à 60 % de la fraction organique fermentescible et la variation a été rapportée à la moyenne africaine de 40 % de la fraction organique. Le potentiel de production de biogaz est basé sur la fraction organique, qui est de 136 m³/tonne de déchets selon les données locales. Cette valeur a varié à 90,7 m³/tonne de déchets dans le cas d'une fraction organique de 40 %.

- Émissions fugitives d'une installation de digestion anaérobie

Selon des recherches récentes, les fuites de méthane peuvent provenir de diverses sources, notamment des réservoirs de stockage des matières premières, des soupapes de sécurité utilisées pendant la digestion, des unités de stockage du gaz, des canalisations, des réservoirs de stockage du digestat, des torchères, des toits et des fils en aluminium, et des gaz d'échappement des moteurs à gaz (Bakkaloglu et al., 2021). Il est très difficile d'estimer ces émissions en raison de leur variabilité d'un site à l'autre (Evangelisti et al., 2014). Les usines de biogaz peuvent être à l'origine d'importantes émissions fugitives de méthane. En général, les pertes fugitives dans les installations de biogaz de déchets et les exploitations agricoles sur l'ensemble du site sont estimées à un maximum de 9 %. Dans cette étude, les pertes de méthane du processus de digestion sont comprises entre 0 % et 9 %.

- Recyclage des matériaux

L'étape de recyclage est ajoutée au scénario de la mise en décharge avec un taux de recyclage de 23%. Les matériaux recyclables tels que les plastiques, les métaux et le verre seront transportés vers des installations de recyclage sélectionnées, situées à une distance moyenne de 30 km des usines de traitement des déchets solides

Tableau 5.4 : Plage de variation des paramètres d'entrée pour l'analyse de sensibilité.

Paramètre	Valeur
Transport des déchets	Le transport moyen d'une tonne de déchets dans la ville d'Alger a été estimé à 25 km.
Composition des déchets municipaux et production de biogaz.	La composition des déchets a été fournie par le centre d'enfouissement à 60 % de la fraction organique et la variation a été rapportée à la moyenne africaine de 40 % de la fraction organique. Le potentiel de production de biogaz est basé sur la fraction organique, qui est de 136 m ³ /tonne de déchets selon les données locales. Cette valeur a varié à 90,7 m ³ /tonne de déchets dans le cas d'une fraction organique de 40 %.
Composition du biogaz (% CH ₄ et % CO ₂ et autres gaz à l'état de traces)	La valeur de 75 % de CH ₄ est fournie dans la décharge, ce qui est confirmé par les résultats expérimentaux obtenus par Saber et al. Une valeur de 60 % de CH ₄ est utilisée pour l'analyse de sensibilité comme teneur moyenne en CH ₄ .
Émissions fugitives de l'installation de digestion anaérobie	Dans cette analyse, on considère que les pertes de méthane du processus de digestion varient de 0 % à 9 %. La littérature rapporte que les pertes fugitives des systèmes de digestion sont estimées à un maximum de 9%.
Recyclage des matériaux	L'ajout de l'étape de recyclage de 0 à 23% au scénario de la mise en décharge.

Chapitre 6

Résultats et discussions

Chapitre 6. Résultats et discussions**6.1 Introduction**

L'analyse des résultats de cette étude est divisée en quatre parties essentielles :

- 1- L'analyse de la contribution de chaque processus composant les quatre scénarios sur les catégories d'impact étudiés. Cette phase permet d'identifier les vulnérabilités et les processus les plus impactants et de définir des options de gestion des déchets solides municipaux plus durable tout en contribuant à la récupération des ressources et de l'énergie. Cette analyse met en évidence l'impact du processus de valorisation énergétique du biogaz produit ainsi que le recyclage sur les résultats finaux.
- 2- La comparaison des impacts environnementaux individuels pour les différents scénarios de déchets solides municipaux étudiés. Cette partie détaille les 18 catégories d'impacts étudiés et permet de comparer entre les quatre scénarios dans l'objectif de mettre en œuvre une stratégie intégrée de GDS à grande échelle. Cela permet de modifier le système linéaire actuel en économie circulaire, en fournissant des conclusions générales pour les options étudiées dans le but de prévenir ou réduire la production et la nocivité des déchets.
- 3- L'évaluation des dommages au point final regroupés en trois grandes catégories de dommages (santé humaine, qualité des écosystèmes et épuisement des ressources) car ces résultats montrent les domaines où les décisions politiques et décisionnelles sont fréquemment prises. Ces catégories d'impacts aident également les décideurs à mieux comprendre et à hiérarchiser les solutions en fonction des critères visés.
- 4- L'étude des résultats de l'analyse de sensibilité en faisant varier cinq paramètres dans une fourchette de données raisonnable et étudier l'influence sur le classement des scénarios. Cinq paramètres ont été pris en compte en fonction de leur contribution élevée aux catégories d'impact les plus importantes, à savoir le transport des déchets, la composition des déchets et du biogaz, les émissions fugitives du digesteur anaérobie et le recyclage des matériaux.

6.2 Contribution aux impacts potentiels du cycle de vie des sous-systèmes et processus

L'analyse détaillée de chacun des processus impliqués dans le premier scénario SC1 de la mise en décharge des déchets est présenté dans la figure 6.1.

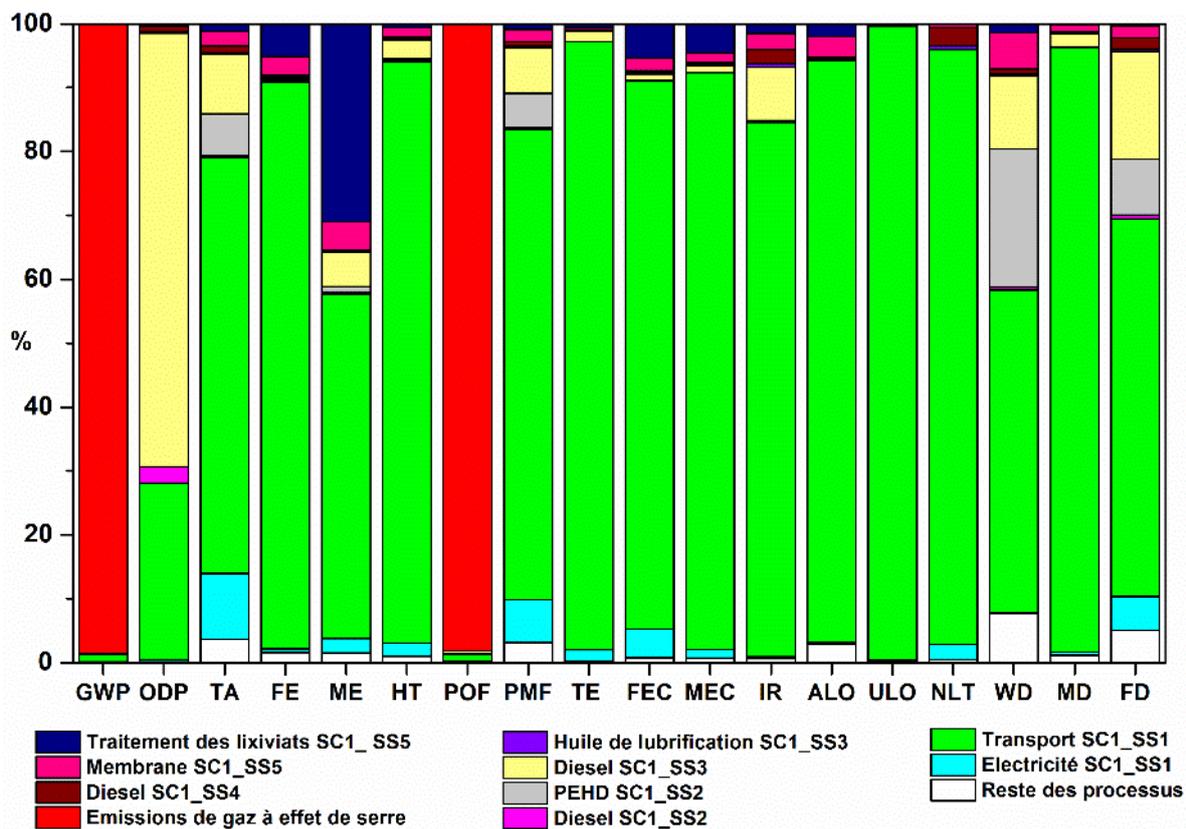


Figure 6.1: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC1.

Il est noté que le processus de transport contribue principalement à la plupart des catégories de dommages. Le même résultat a été rapporté dans l'étude de (Fernández-Nava et al., 2014). Les catégories significativement affectées par le transport sont l'eutrophisation de l'eau douce, la toxicité humaine, l'écotoxicité terrestre, la formation de particules, l'écotoxicité terrestre, l'écotoxicité de l'eau douce, l'écotoxicité marine, les radiations ionisantes, l'occupation des terres agricoles, l'occupation des terres urbaines, la transformation des terres naturelles, l'épuisement de l'eau, l'épuisement des métaux et l'épuisement des ressources fossiles.

Il a été constaté également que les processus comprenant les émissions de COVNM et de CH₄ des décharges directement émises dans l'atmosphère, les émissions de NO_x et de CO provenant des processus thermiques de torchage du biogaz contribuent le plus au potentiel de réchauffement climatique et à la formation d'oxydants photochimiques.

D'autre part, les émissions induites par l'utilisation du diesel utilisé pour l'exploitation des décharges contribue principalement à l'appauvrissement de la couche d'ozone, qui est dû, comme indiqué précédemment, au méthane bromotrifluoro-Halon 1301, produit de la production de pétrole brut, de pétrole et de gaz naturel, qui est la principale cause de l'appauvrissement de la couche d'ozone.

Si l'on compare les résultats du premier scénario SC1 avec ceux du deuxième scénario SC2 présentés dans la figure 6.2, on constate que les mêmes processus, c'est-à-dire le transport et les émissions provenant des processus thermiques de torchage du biogaz et du diesel pour la mise en décharge, contribuent négativement aux incidences sur l'environnement. Toutefois, la production d'électricité à partir du biogaz produit a des effets positifs dans presque toutes les catégories de dommages en raison des économies réalisées et de la substitution d'énergie non renouvelable.

La figure 6.3 montre la contribution de chaque processus dans le scénario de digestion anaérobie SC3.

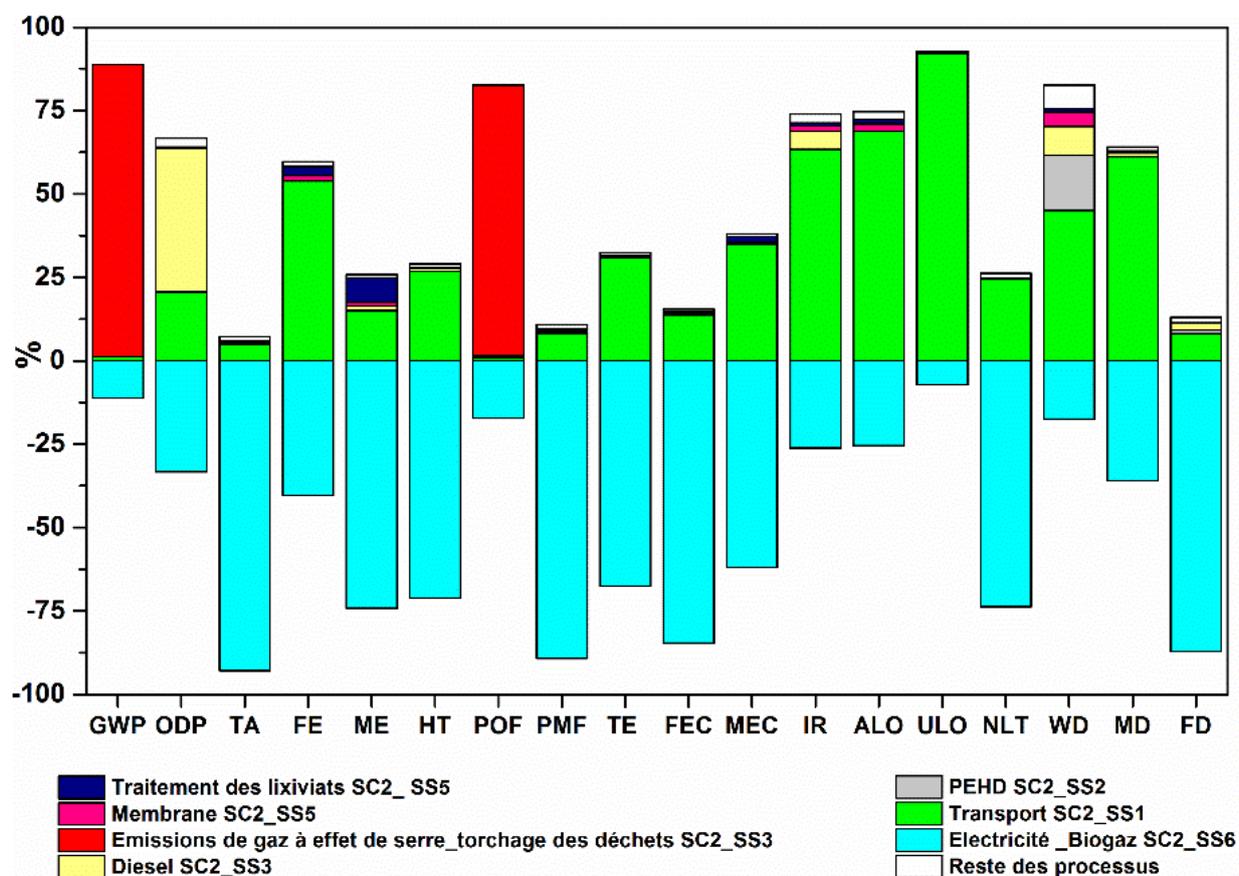


Figure 6.2: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC2.

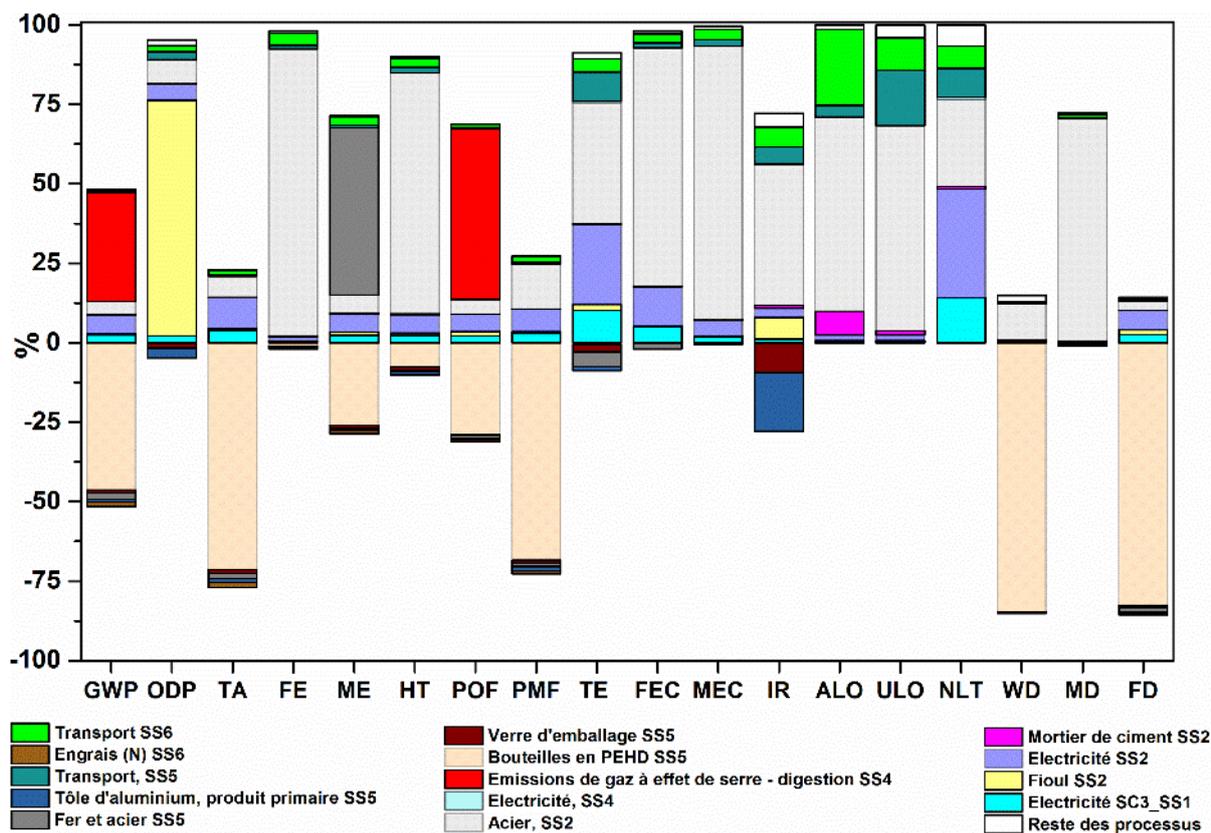


Figure 6.3: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC3.

Il est à noter que l'acier et le fer contribuent négativement aux impacts liés à l'eutrophisation de l'eau douce, la toxicité humaine, la formation de particules, l'écotoxicité terrestre, l'écotoxicité de l'eau douce, l'écotoxicité marine, les rayonnements ionisants, l'occupation des terres agricoles, l'occupation des terres urbaines, la transformation des terres naturelles et l'appauvrissement en métaux. En résumé, on constate que l'acier et le fer contribuent principalement à 11 des 18 impacts étudiés en raison des énormes installations industrielles utilisées (unité de compression, chaudières et système de chauffage, gazomètre, etc).

Les deux impacts liés au potentiel de réchauffement climatique et à la formation d'oxydants photochimiques sont affectés par les émissions de GES car les moteurs à biogaz émettent des quantités importantes de NO_x. En outre, le combustible utilisé pour les chaudières a un impact négatif sur l'appauvrissement de la couche d'ozone en raison du méthane bromotrifluoro-Halon 130.

Le recyclage du PEHD après l'opération de tri a montré la valeur la plus élevée d'économie dans 8 impacts ; le potentiel de réchauffement climatique, l'acidification terrestre, l'eutrophisation marine, la formation d'oxydants photochimiques, la formation de particules, l'épuisement de l'eau et l'épuisement des ressources fossiles. Le recyclage du polyéthylène et d'autres plastiques

est bénéfique pour l'environnement car il permet de réaliser des économies nettes de -1600 kg CO₂-eq/tonne de déchets en remplaçant le plastique vierge (Haupt et al., 2018).

En comparant les deux scénarios SC3 et SC4 de la digestion anaérobie figure 6.3 et figure 6.4, on constate le même résultat. Cependant, en raison des économies et de la compensation en énergie non renouvelable, la production d'électricité à partir de biogaz conduit à des effets positifs dans pratiquement toutes les catégories de dommages.

Il est noté que la production d'électricité à partir de biogaz a des effets positifs et réduit l'impact dans toutes les catégories de dommages dans tout le scénario en raison des économies et de la substitution d'énergie non renouvelable. Les émissions "évitées" par la production conventionnelle de cette énergie sont soustraites des émissions générées par le traitement des déchets. Par conséquent, des crédits sont accordés pour remplacer la même quantité d'électricité générée par l'utilisation de combustibles fossiles.

La valorisation du biogaz dans l'unité de cogénération telle que définie dans l'étude de sensibilité permet d'obtenir des impacts environnementaux moindres, puisqu'elle permet d'éliminer 403,06 kg de CO₂ eq par tonne déchet, d'économiser des combustibles fossiles avec un évitement net de 18,2 E+09 MJ par déchet et de produire 2,8 E+08 kWh/an d'électricité, ce qui couvre 6 % des besoins en électricité de la ville d'Alger.

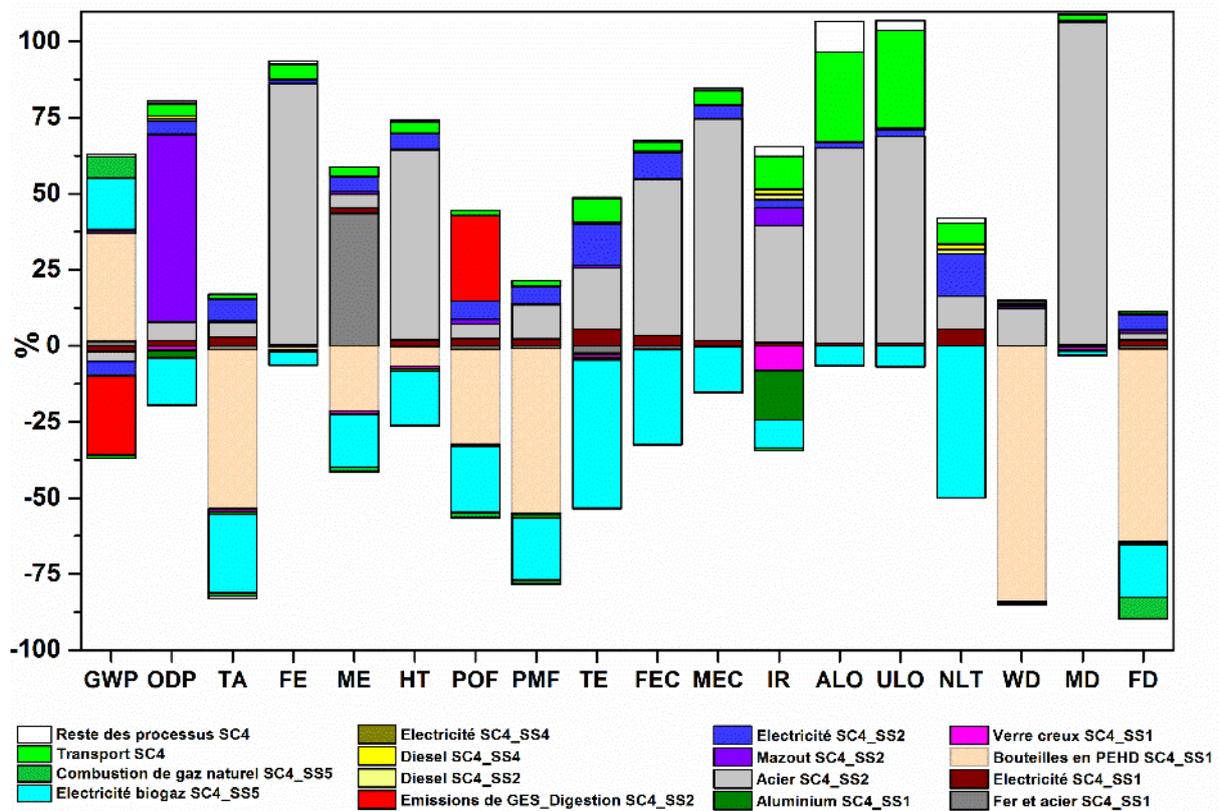


Figure 6.4: Contribution de chaque processus aux différentes catégories d'impact dans le scénario SC4.

6.3 Comparaison des impacts potentiels individuels

Le tableau 6.1 résume les résultats des impacts environnementaux individuels pour les différents scénarios de déchets solides municipaux étudiés.

6.3.1 Potentiel de réchauffement climatique

Le scénario de mise en décharge (SC1) a un impact environnemental sur le potentiel de réchauffement climatique présenté dans la figure 6.5a allant jusqu'à 837,49 kg d'équivalent CO₂ par tonne de déchets. Cela s'explique par les gaz à effet de serre produits, tels que le dioxyde de carbone et le méthane, seuls 50 % du méthane sont collectés dans l'application pratique. Les 50 % restants sont émis directement dans l'atmosphère, sachant que le pouvoir de réchauffement global du méthane est 25 fois plus élevé que celui du CO₂. Nous notons également que le scénario de valorisation énergétique SC2 du biogaz brûlé dans le scénario SC1 réduit l'impact sur le potentiel de réchauffement climatique de 13%.

D'autre part, la digestion anaérobie ne contribue pas au potentiel de réchauffement climatique car le biogaz produit est collecté et brûlé. Le dernier scénario SC4, qui inclut la cogénération de biogaz, élimine 403 837,49 kg d'équivalent CO₂ par tonne de déchets, soit dix fois moins que le scénario SC3, en raison de charges de production d'énergie plus faibles.

La mise en décharge est un facteur majeur du potentiel de réchauffement climatique ; les valeurs obtenues dans cette étude sont similaires aux études d'ACV des déchets solides municipaux menées par d'autres chercheurs. Par exemple, (Miliūte & Kazimieras Staniškis, 2010) ont analysé l'option de mise en décharge des déchets générés dans la région d'Alytus (Lituanie), obtenant une valeur de 1135 kg CO₂ eq/tonne de déchets pour cette catégorie d'impact ; Mendes et al. ont obtenu une valeur d'environ 900 kg CO₂ eq/tonne de déchets pour cette catégorie d'impact lors de l'analyse de la mise en décharge des déchets générés dans la ville de Sao Paulo au Brésil (Mendes et al., 2004).

Nous constatons une grande divergence entre les valeurs trouvées dans la littérature. Gunamantha et al. ont obtenu une valeur de 188 kg CO₂ eq/tonne de déchets tandis que Fernández-Nava et al. ont rapporté une valeur qui atteint 4630 kg CO₂ eq/tonne (Fernández-Nava et al., 2014; Gunamantha & Sarto, 2012). Cette grande variation dans un même scénario dépend principalement de la composition des déchets, des caractéristiques de la décharge ainsi que de la valorisation énergétique envisagée.

Tableau 6.1: Résultat des impacts environnementaux individuels pour les différents scénarios étudiés.

Catégorie d'impact	Unit	SC1	SC2	SC3	SC4
Potentiel de réchauffement climatique	kg CO ₂ eq	7,59E+02	6,64E+02	-5,86E+01	-4,03E+02
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC-11eq	5,53E-06	2,77E-06	3,65E-05	2,88E-05
Acidification terrestre	kg SO ₂ eq	3,56E-02	-4,25E-01	-2,14E+00	-3,23E+00
Eutrophisation de l'eau douce	kg P eq	1,02E-03	3,28E-04	4,02E-02	3,81E-02
Eutrophisation marine	kg N eq	4,92E-03	-9,22E-03	7,47E-02	3,74E-02
Toxicité humaine	kg 1,4-DB eq	2,61E+00	-3,78E+00	6,49E+01	4,72E+01
Formation d'oxydants photochimiques	kg NMVOC	1,80E+00	1,42E+00	1,79E+00	-5,99E-01
Formation de particules	kg PM10 eq	1,53E-02	-1,12E-01	-6,62E-01	-9,73E-01
Écotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	2,82E-03	-3,08E-03	1,44E-02	-1,78E-03
Écotoxicité en eau douce	kg 1,4-DB eq	7,71E-02	-3,45E-01	2,44E+00	1,28E+00
Écotoxicité marine	kg 1,4-DB eq	8,47E-02	-5,36E-02	2,13E+00	1,75E+00
Rayonnements ionisants	kBq U235 eq	9,11E-01	5,88E-01	3,71E+00	2,66E+00
Occupation des terres agricoles	m ² a	1,58E-01	1,04E-01	2,38E+00	2,19E+00
Occupation des sols urbains	m ² a	3,32E-01	3,06E-01	1,10E+00	1,02E+00
Transformation des terres naturelles	m ²	3,63E-03	-6,58E-03	2,24E-02	-5,80E-03
Appauvrissement en eau	m ³	5,61E-02	4,43E-02	-4,92E+00	-4,96E+00
Épuisement des métaux	kg Fe eq	5,91E-01	2,59E-01	7,21E+01	7,10E+01
Épuisement des fossiles	kg oil eq	5,44E+00	-3,11E+01	-3,20E+02	-4,53E+02

6.3.2 Appauvrissement de la couche d'ozone

L'appauvrissement de la couche d'ozone mesure les émissions de substances appauvrissant la couche d'ozone, qui réduisent les concentrations d'ozone stratosphérique et augmentent la quantité de rayonnement UV-B atteignant la surface de la Terre (Tong et al., 2018). Le méthane bromotrifluoro-Halon 1301 est un produit de la production de pétrole brut qui est la principale cause de l'appauvrissement de la couche d'ozone (Erses Yay, 2015).

Les résultats de cet impact sont présentés dans la figure 6.5b. En raison de la demande accrue de carburant (pétrole) pour le chauffage des réacteurs, la charge d'appauvrissement de la couche d'ozone est plus importante dans les deux scénarios utilisant la digestion anaérobie SC3 (3,63E-05 kg CFC-11 eq) SC4 (2,88E-05 kg CFC-11 eq) que dans les deux scénarios incluant la mise en décharge SC1 (1,91E-05 kg CFC-11 eq) SC2 (1,63E-05 kg CFC-11 eq). L'utilisation de l'électricité au lieu du gaz réduit considérablement les émissions dues à l'appauvrissement de la couche d'ozone, ce qui se traduit par des avantages environnementaux nets pour la digestion anaérobie et la mise en décharge.

6.3.3 Acidification terrestre

Le dépôt dans l'air de polluants produits, tels que les oxydes d'azote (NO_x), l'ammoniac (NH₃) et le dioxyde de soufre (SO₂) peut abaisser le pH de la solution du sol, est connu sous le nom d'acidification terrestre. Une baisse du pH peut entraîner l'extinction d'espèces végétales dans les environnements terrestres (Roy et al., 2014).

Si l'on considère la catégorie d'impact de l'acidification terrestre présenté dans la figure 6.5c, la DA est l'option la plus favorable SC3 (-1 923 kg d'éq. SO₂/tonne de déchets) SC4 (-3 229 kg d'éq. SO₂/tonne de déchets), même si l'impact du scénario de référence de la décharge est inférieur aux autres impacts (0,229 kg d'éq. SO₂/tonne de déchets). Ce résultat s'explique principalement par les émissions de lixiviats, car les émissions de lixiviats du scénario de mise en décharge sont deux fois plus élevées que celles du scénario de digestion anaérobie. En outre, les scénarios impliquant la production d'énergie permettent de réduire l'acidification des sols.

L'étude menée par Richard a rapporté une valeur d'acidification terrestre de 0,11 kg SO₂ eq/tonne concernant le scénario de mise en décharge, ce qui est similaire à la valeur obtenue dans cette étude (0,22 kg SO₂ eq/tonne). Cependant, la même source a rapporté une valeur de 1,86 kg SO₂ eq/tonne pour le scénario de digestion anaérobie contre une valeur négative de -1,92 kg SO₂ eq/tonne. Cette différence s'explique par le fait que le scénario de digestion anaérobie dans l'étude menée par Richard et al. est combiné avec la mise en décharge de la fraction restante de 18%, ce qui n'est pas le cas de cette étude (Richard et al., 2021).

6.3.4 Toxicité humaine

L'effet des quatre scénarii sur la toxicité humaine est présenté dans la figure 6.5d. Le scénario avec digestion anaérobie sans récupération d'énergie a la charge environnementale la plus élevée (64,78 kg 1,4 BD eq / tonne de déchets) en raison des émissions élevées de SO_x et de NO_x . La valorisation du biogaz produit par la digestion anaérobie a apporté quelques avantages environnementaux aux scénarios de digestion anaérobie, qui restent trois fois plus élevés que ceux de la mise en décharge.

Peu d'études se sont intéressées à l'effet de la digestion anaérobie sur l'impact de la toxicité humaine contrairement à la mise en décharge qui est évaluée à 8,149164 kg 1,4-DB eq/tonne (Zaman, 2010), 47,9 kg 1,4-DB eq/tonne (Erses Yay, 2015) contre une valeur de 21,6 kg 1,4-DB eq pour le scénario de base de la mise en décharge et une valeur de 15,1 kg 1,4-DB eq pour le scénario de la mise en décharge avec valorisation énergétique du biogaz.

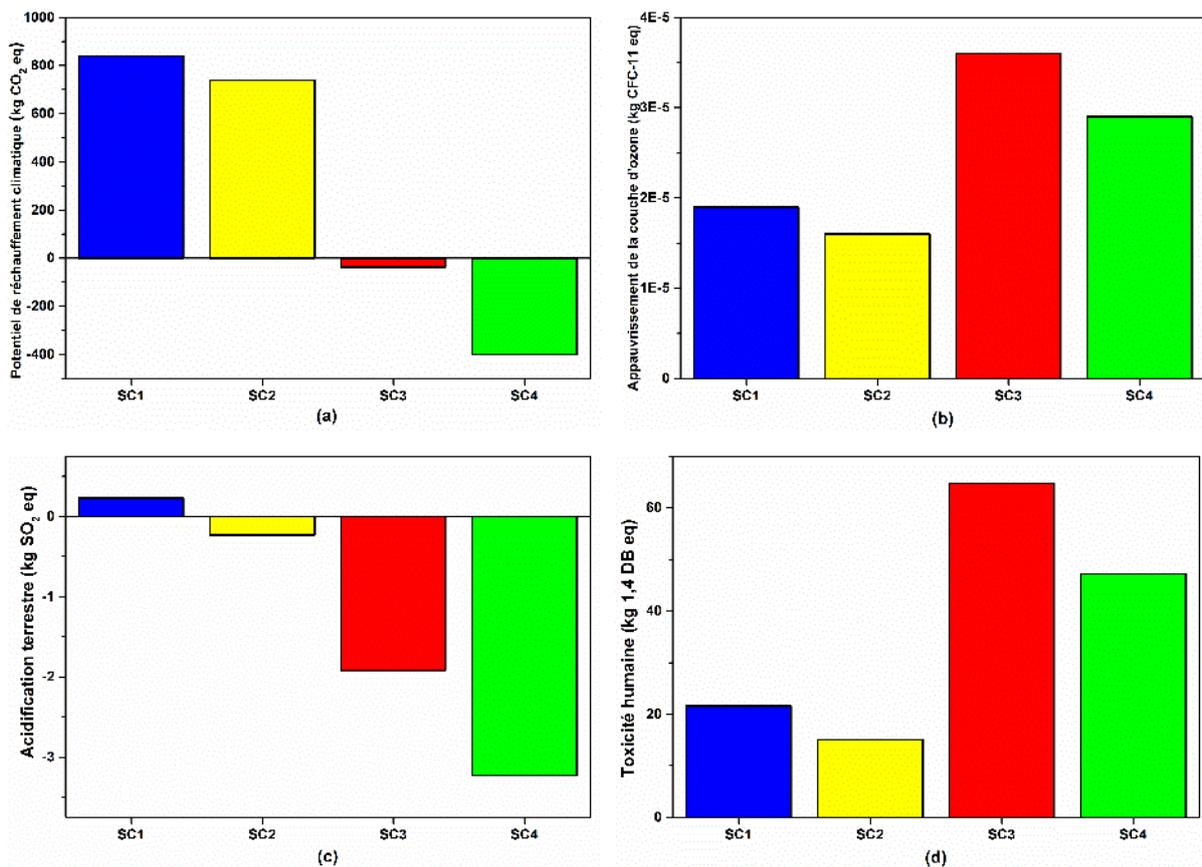


Figure 6.5: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) le potentiel de réchauffement climatique, (b) l'appauvrissement de la couche d'ozone, (c) l'acidification terrestre et (d) la toxicité humaine.

6.3.5 Potentiel d'eutrophisation

Le rejet de phosphate, d'oxyde d'azote et d'ammoniac provoque l'eutrophisation. Les effets de l'eutrophisation marine et d'eau douce sont comparables (fig. 6.6a et fig. 6.6b) ; cependant, en raison de l'émission d'oxydes d'azote NO_x tout au long du processus de DA, la digestion anaérobie est la provoque plus d'impact. Le remplacement de l'électricité permet d'obtenir des crédits dans tous les scénarios en termes d'évitement de la production de NO_x dans les centrales électriques. Cependant, ces alternatives ne compensent pas complètement les émissions provenant des étapes de traitement des déchets, et tous les scénarios montrent une charge environnementale nette.

6.3.6 Formation d'oxydants photochimiques

Les émissions pertinentes pour cette catégorie d'impact dans le contexte de la gestion des déchets sont indiquées dans la figure 6.6c. Cet impact est dû aux émissions directes dans l'atmosphère de COVNM et de CH_4 provenant des décharges dans les scénarios SC1 (1 974 kg de COVNM) et SC2 (1 600 kg de COVNM), ainsi qu'aux émissions de NO_x et de CO provenant des processus thermiques de torchage du biogaz dans les scénarios SC01 et SC03 (1 920 kg de COVNM) et de la combustion de fioul pour le chauffage des réacteurs (digesteurs).

Seul le scénario 04 (-0 599 kg de COVNM) de digestion anaérobie avec cogénération permet d'éviter les charges environnementales liées à cet impact grâce aux émissions évitées lors de la production d'électricité.

6.3.7 Particules en suspension respiratoires

Les particules en suspension respiratoires sont une source directe de particules, tandis que le SO_2 et les NO_x sont des précurseurs secondaires de particules qui peuvent se combiner à la vapeur d'eau et à d'autres substances pour générer de minuscules particules (aérosols) dans l'atmosphère (Guerra et al., 2014). Les résultats de la figure 6.6d montrent que seul le scénario de décharge SC1 sans récupération d'énergie a un impact négatif sur cet impact. Ceci est dû au biogaz émis directement dans l'atmosphère. Les trois autres scénarios réduisent l'impact des particules en suspension dans l'air. En outre, l'utilisation du biogaz comme carburant alternatif aux combustibles fossiles réduit encore les émissions de particule en suspension et de NO_x .

6.3.8 Écotoxicité terrestre

Les deux scénarios impliquant la mise en décharge et la digestion anaérobie sans récupération d'énergie ont un impact négatif sur la toxicité terrestre SC1 (0,024 kg 1,4-DB eq) SC3 (0,018 kg 1,4-DB eq) comme le montre la figure 6.7a. Le remplacement des combustibles fossiles par du biogaz dans le scénario de digestion anaérobie permet d'éviter les charges de toxicité terrestre.

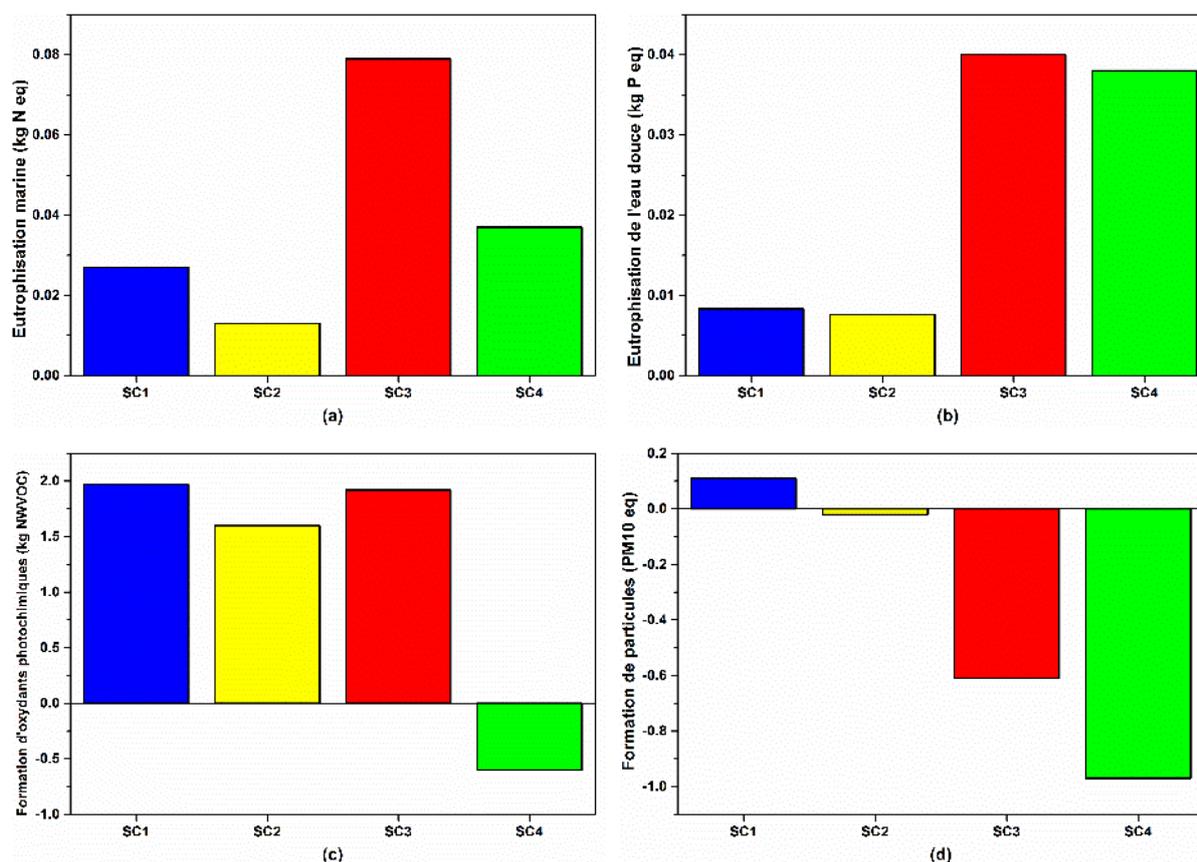


Figure 6.6: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'eutrophisation marine, (b) l'eutrophisation des eaux douces, (c) la formation d'oxydants photochimiques et (d) la formation de particules.

6.3.9 Rayonnements ionisants

Les rayonnements ionisants transmettent de l'énergie dans les tissus biologiques et peuvent interférer avec la structure moléculaire. Ce transfert d'énergie dans les êtres vivants peut perturber ou détruire les activités cellulaires (effet somatique : cancer, mortel ou non) ou modifier le code génétique des cellules (effet héréditaire) (Frischknecht et al., 2000). Les résultats de la figure 6.7b confirment que tous les scénarios définis ont un impact négatif et que les deux scénarios de mise en décharge ont l'impact le plus important en raison des émissions de biogaz dans l'atmosphère.

6.3.10 Écotoxicité des eaux marines et douces

Les moteurs à biogaz émettent des quantités importantes de NO_x . Les résultats montrent donc que les scénarios qui incluent la digestion anaérobie ont un impact significatif sur les deux catégories d'impact (voir fig. 6.7c et fig. 6.7d). Les mêmes résultats ont été obtenus par (Khandelwal et al., 2019) et (Tong et al., 2018).

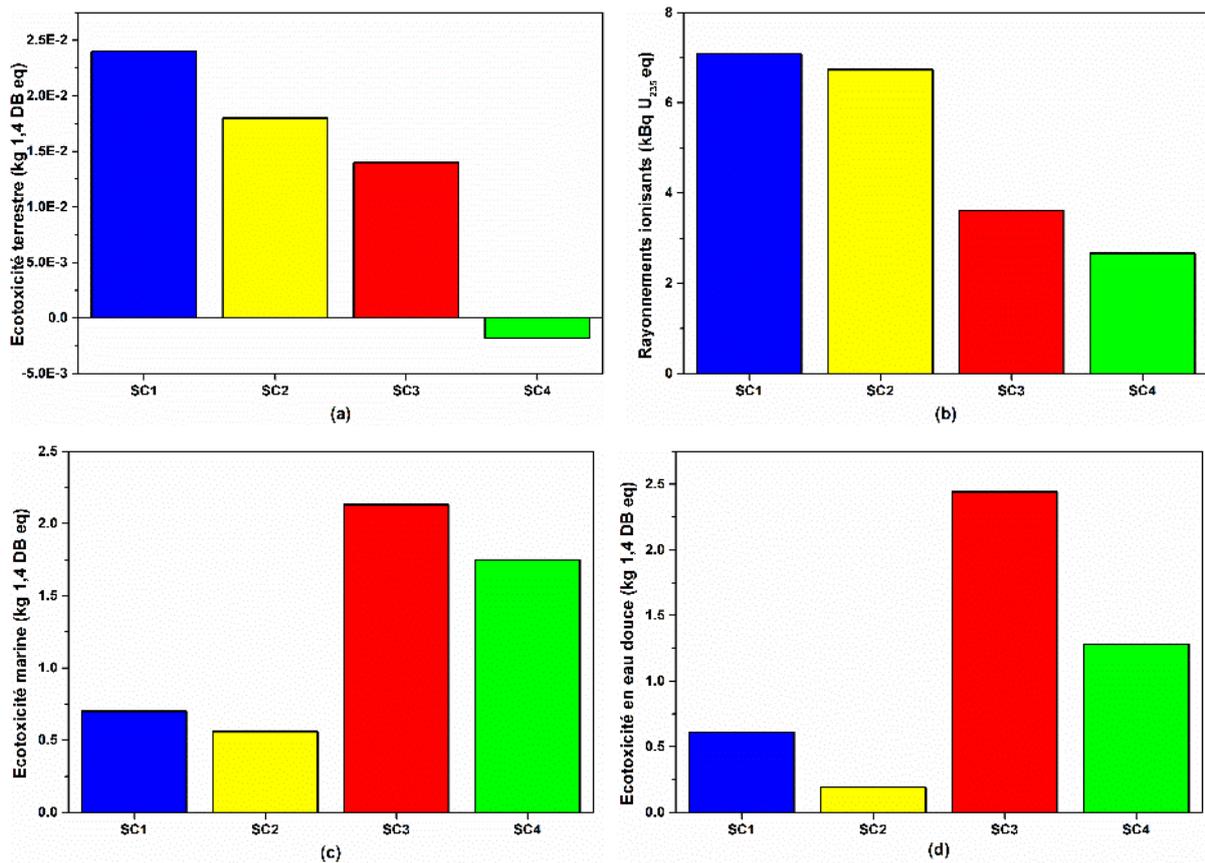


Figure 6.7: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'écotoxicité terrestre, (b) les rayonnements ionisants, (c) l'écotoxicité marine et (d) l'écotoxicité de l'eau douce.

6.3.11 Occupation des terres agricoles / Occupation des terres urbaines / Transformation des terres naturelles

Les impacts de l'utilisation des terres sont suivis dans trois catégories d'impact différentes (transformation naturelle des terres, utilisation des terres agricoles et utilisation des terres urbaines), comme le montre la figure 6.8. En ce qui concerne l'utilisation des terres agricoles, les résultats sont négatifs pour les quatre scénarios définis. Cependant, la digestion anaérobie est la méthode la plus défavorable en termes de terres agricoles. Néanmoins, la valorisation du digestat peut entraîner des changements dans les domaines suivants, tels que l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol par rapport à d'autres agents fertilisants et, par conséquent, le score lié à cette catégorie d'impact.

Pour les deux impacts restants (transformation des terres naturelles et utilisation des terres urbaines), la digestion anaérobie est plus favorable que la mise en décharge. La raison principale de ces résultats est la même : les émissions de biogaz et de lixiviats provenant des décharges. En outre, la valorisation des déchets par digestion anaérobie permet d'éviter une plus grande production de chaleur et d'électricité. Il y a donc eu moins de consommation d'énergie fossile, qui est directement liée aux impacts environnementaux dans ces catégories.

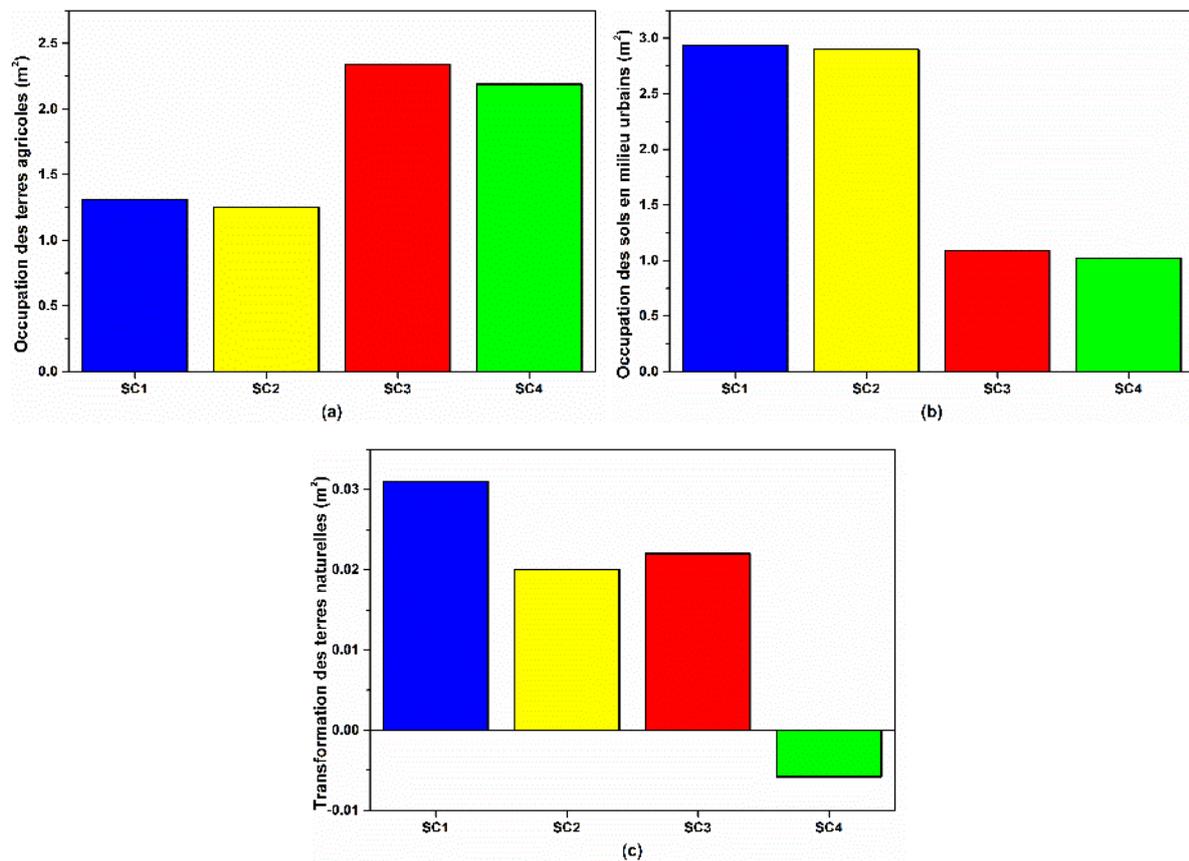


Figure 6.8: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'occupation des terres agricoles, (b) l'occupation des terres urbaines et (c) l'occupation des terres naturelles.

6.3.12 Epuisement des ressources en eau / épuisement des métaux

En ce qui concerne l'épuisement des ressources, nous étudierons trois impacts : l'épuisement des ressources en eau, l'épuisement des métaux et l'épuisement des combustibles fossiles. Les résultats de chaque impact sont présentés dans la figure 6.9.

La mise en décharge sans et avec récupération du biogaz occupe la première place en influençant négativement l'épuisement des ressources en eau, tandis que la digestion anaérobie permet d'économiser l'utilisation des ressources en eau.

Cependant, la digestion anaérobie a un impact sur l'épuisement des métaux dans les scénarios SC3 et SC4, en raison des installations industrielles utilisées (unité de compression, chaudières et système de chauffage, gazomètre, etc).

6.3.13 Epuisement des ressources fossiles

Les facteurs d'épuisement abiotique sont déterminés pour chaque extraction de minéraux et de combustibles fossiles (kg d'équivalents antimoine/kg d'extraction).

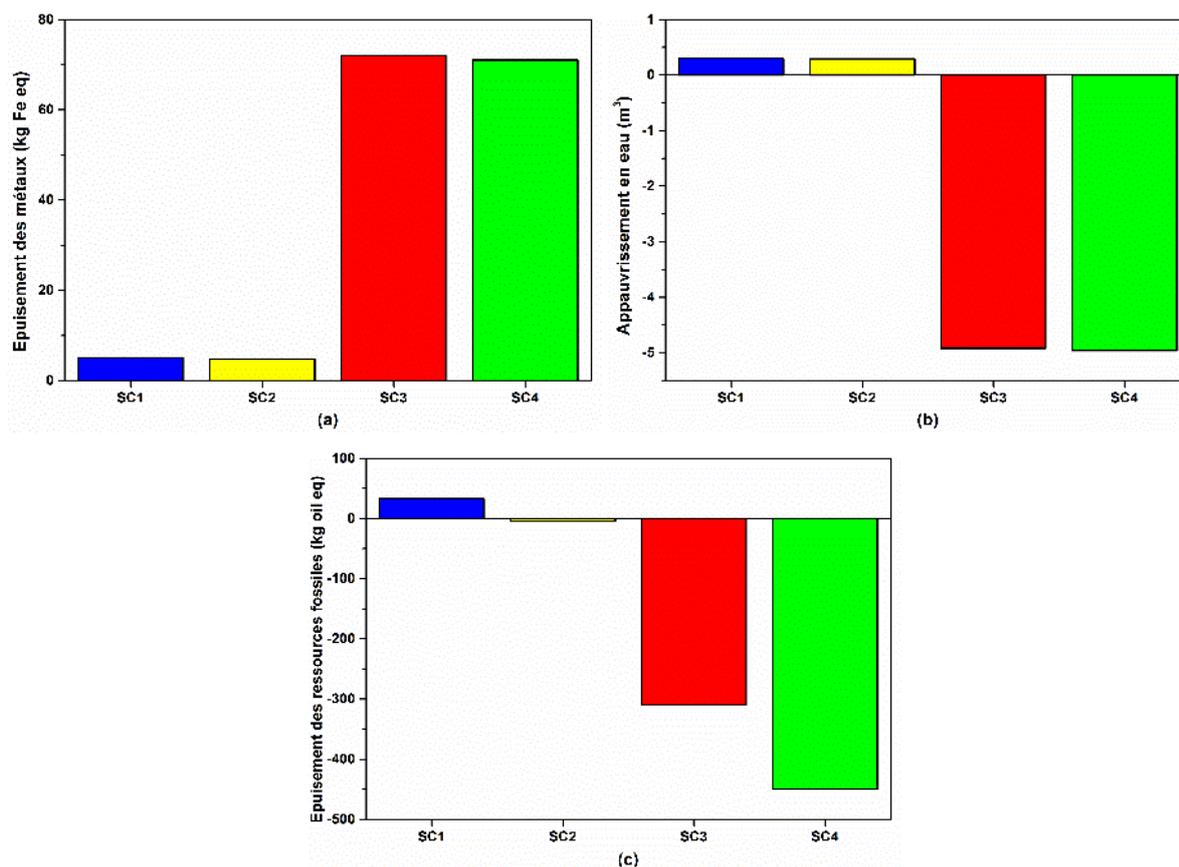


Figure 6.9: Impacts environnementaux des scénarios de gestion des DSM sur (a) l'épuisement des métaux, (b) l'épuisement de l'eau et (c) l'épuisement des ressources fossiles.

Les résultats montrent que seul le scénario de base SC1 contribue à l'épuisement de l'énergie fossile en raison de la consommation d'énergie fossile, d'électricité et de carburants, pendant les opérations de mise en décharge. Selon Rana et al. des économies environnementales significatives sont réalisées grâce à la récupération d'énergie (Rana et al., 2019), ce qui justifie le score agrégé négatif atteint dans les trois scénarios restants SC2, SC3 et SC4, indiquant des économies de combustibles fossiles. L'économie la plus faible (la plus élevée) est enregistrée dans le scénario SC4 avec un évitement net de 453 kg d'équivalent pétrole par tonne de déchets (18,2 PJ). La comparaison entre les deux scénarios de digestion anaérobie SC3 et SC4, montre que la cogénération permet d'éviter 139 kg d'équivalent pétrole par tonne de déchets d'énergie fossile (5,6 PJ). Belboom et al. ont rapporté une valeur de 17,14 kg d'équivalent pétrole par déchet (690 TJ) pour l'épuisement des combustibles fossiles dans un scénario incluant la mise en décharge avec récupération du biogaz pour la production d'électricité (Belboom et al., 2013), contre une valeur de -4,04 kg d'équivalent pétrole par déchet (160 TJ) dans la présente étude.

La biométhanisation est une méthode qui pourrait contribuer activement à atténuer les effets de l'épuisement des combustibles fossiles. Les installations de digestion anaérobie sont plus saines pour l'environnement que les autres traitements fermentescibles car elles ne nécessitent pas une

grande quantité d'énergie externe, dont la plupart provient de combustibles fossiles, car elles peuvent générer de l'électricité en utilisant le biogaz produit. Grâce aux économies d'énergie non renouvelable et à la compensation, cela a un impact bénéfique sur pratiquement toutes les catégories de dommages (Fernández-Nava et al., 2014). Les mêmes résultats sont obtenus dans cette étude

La figure 6.10 montre la comparaison de 18 impacts individuels sur la gestion des déchets solides municipaux. Le scénario de base SC1 avait un impact environnemental positif pour les 18 catégories d'impacts étudiées. Cependant, la valorisation du biogaz dans le scénario SC2 a montré une réduction nette des 18 impacts environnementaux étudiés.

Les scénarios impliquant la digestion anaérobie présentent de meilleures performances environnementales parce qu'ils ne nécessitent pas d'approvisionnement externe important en énergie fossile, étant donné qu'ils sont capables de produire de l'électricité à partir du biogaz. Cela représente des effets positifs dans presque toutes les catégories de dommages, en raison de la substitution de l'énergie non renouvelable. Le dernier scénario SC4 se distingue sur le plan environnemental et permet de réduire les impacts environnementaux sur toutes les catégories de dommages considérées.

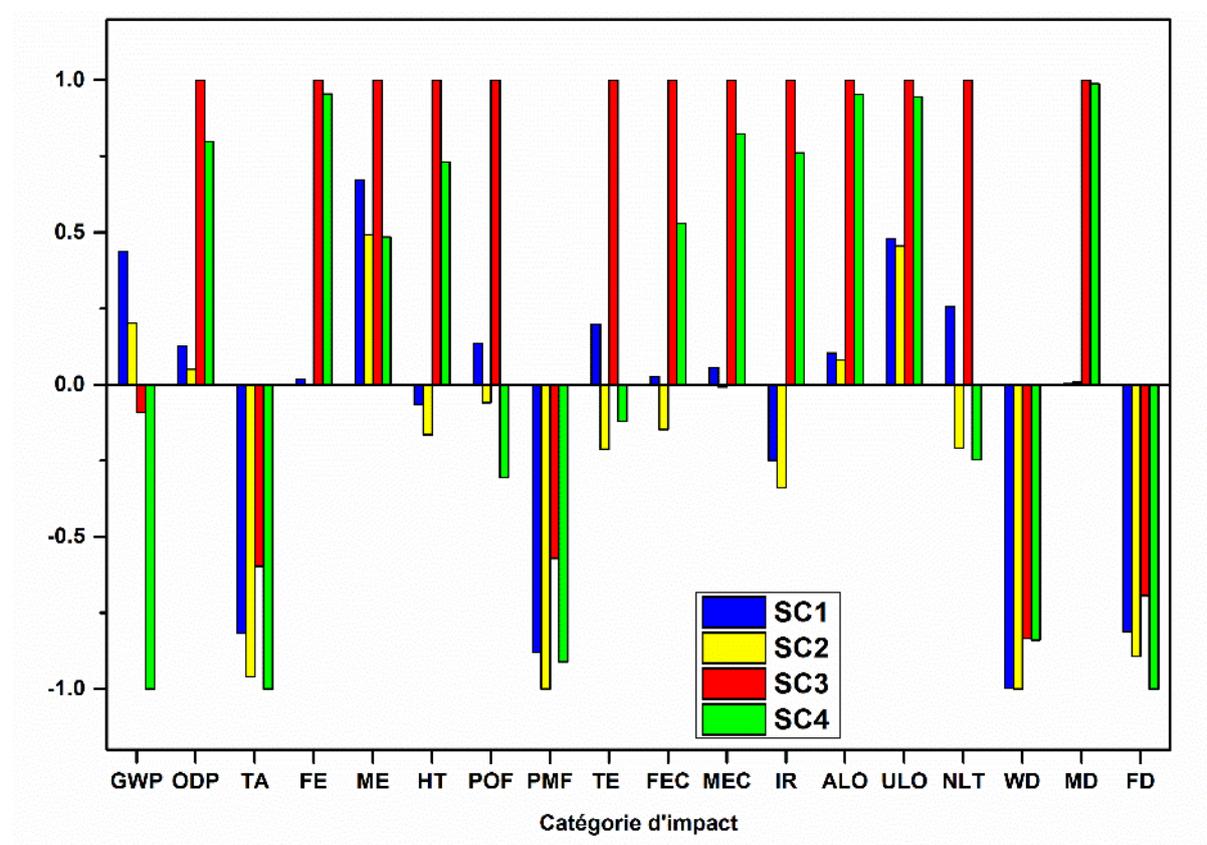


Figure 6.10: Comparaison des impacts individuels sur les différents scénarios de déchets solides municipaux.

6.4 Évaluation des dommages au point final

Les impacts globaux des scénarios sont représentés sur la figure 6.11. Il est constaté que le scénario de base SC1 est le plus dommageable pour la santé humaine avec une valeur de 1,22 mDALY/tonne de déchets en raison des émissions de CH₄ provenant des décharges, qui contribuent le plus à la formation de composés acidifiants (Ioannou-Ttofa, 2021).

Les scénarios SC3 et SC4 impliquant des DA permettent d'éviter respectivement -13% et -64% d'impact sur la santé humaine par rapport à la mise en décharge (SC1 et SC2), ce qui correspond à -163 µDALY/tonne-déchets, -784 µDALY/ t-déchets, respectivement. Les valeurs négatives pour les scénarios de DA indiquent une réduction des émissions, résultant de la charge évitée de la récupération d'énergie, des matériaux recyclés et de la production d'engrais inorganiques. Le même résultat est observé pour la catégorie de la qualité des écosystèmes, qui comprend l'écotoxicité aquatique, l'écotoxicité terrestre, l'acidification/nitrification terrestre et les incidences de l'occupation des sols.

En ce qui concerne l'épuisement des ressources, les scénarios qui incluent la récupération d'énergie, la prévention de l'extraction des ressources naturelles et, par conséquent, la réduction des catégories d'impact peuvent atteindre 88 % par rapport à la mise en décharge.

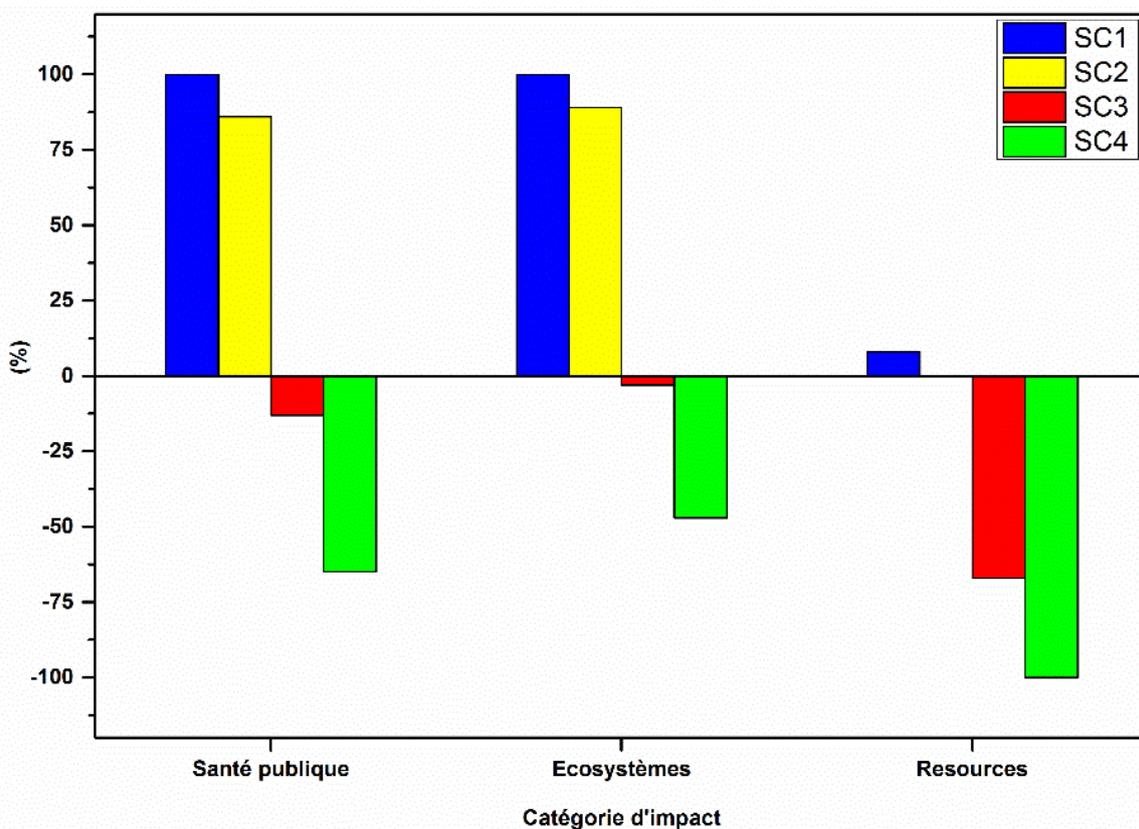


Figure 6.11: Comparaison des catégories de dommages pour les différents scénarios de déchets solides municipaux

6.5 Analyse de sensibilité

La contribution de la variation de chaque paramètre aux impacts étudiés est représentée dans les figures 6.12 à 6.15. Durant cette étape, seuls cinq catégories d'impact sont considérées à savoir : le potentiel de réchauffement climatique, l'appauvrissement de la couche d'ozone, la toxicité humaine, l'épuisement des ressources fossiles et l'acidification terrestre.

6.5.1 Émissions fugitives

Dans cette analyse, l'augmentation des pertes de méthane du processus de digestion de 0 % à 9 % entraîne une augmentation du potentiel de réchauffement climatique de plus de 30 fois, passant d'un évitement de -36,70 kg d'éqCO₂/tonne de déchets à une contribution de 75,85 kg d'éqCO₂/tonne (figure 6.12). Les pertes fugitives ayant un impact significatif sur les performances environnementales globales d'un système de production de biogaz, cela illustre amplement l'importance de la surveillance et de la gestion des émissions dans la production de biogaz.

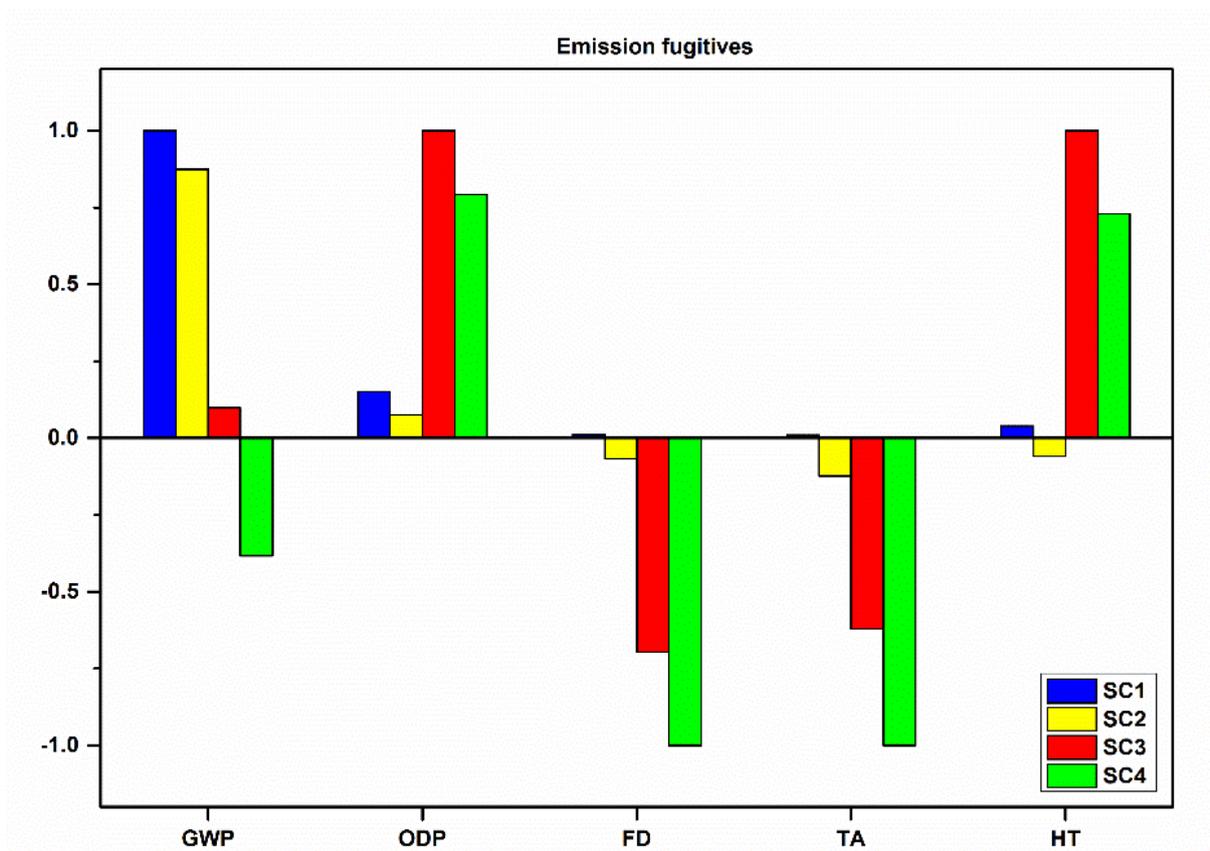


Figure 6.12 : Influence des émissions fugitives sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).

6.5.2 Composition des déchets et composition du biogaz

La diminution de la matière organique fermentescible contenue dans les déchets et la diminution de la composition en méthane du biogaz, illustré dans la figure 6.13, impliquent principalement une diminution de l'énergie produite dans les scénarios SC3 et SC4. Par conséquent, davantage d'émissions seront produites par les combustibles fossiles, ce qui affectera essentiellement le potentiel de réchauffement de la planète et l'épuisement des ressources fossiles. Comme le montre la contribution de chaque processus, le système de digestion anaérobie est fortement affecté par les émissions de GES produites par les moteurs à biogaz. C'est pourquoi une diminution de la teneur en méthane du biogaz ou de la fraction organique des déchets permet de réduire les impacts environnementaux du potentiel de réchauffement planétaire, par rapport aux hypothèses de base, de -46 fois et -42 fois dans les scénarios SC3 et SC4, respectivement.

6.5.3 Transport des déchets

Les analyses montrent que les scénarios de mise en décharge ne sont pas sensibles à la variation des paramètres considérés, à l'exception du processus de transport, qui affecte fortement l'épuisement des ressources fossiles en raison des combustibles fossiles utilisés. En fait, la charge environnementale liée à la collecte et au transport des déchets suscite de plus en plus d'inquiétudes, ce qui indique qu'il faut accorder plus d'attention à ce paramètre (J. Zhang et al., 2021).

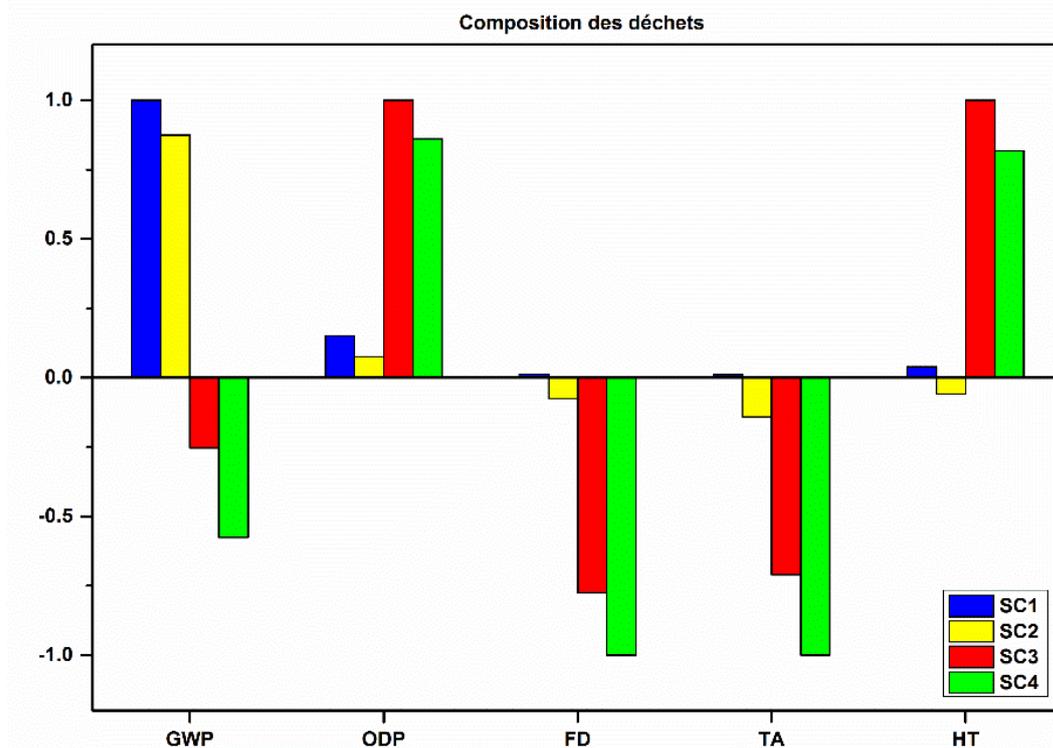


Figure 6.13: Influence des émissions fugitives sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).

Il a été constaté que le processus de transport ne contribue qu'à 2 % du potentiel de réchauffement climatique total pour tous les scénarios étudiés (figure 6.14), ce qui est dû à l'optimisation du transport des déchets vers les installations de traitement de la ville d'Alger. Cependant, l'ajout de l'étape de transport augmente l'impact de l'épuisement des ressources fossiles de 84% et 15% pour les deux scénarios SC1 et SC2.

6.5.4 Recyclage des déchets

En ajoutant le sous-système de recyclage aux scénarios de mise en décharge, on observe une baisse significative des émissions et le potentiel de réchauffement climatique est passé de 759 à 176 kg CO₂-eq/tonne de déchets, ce qui représente une diminution de 77 %.

La figure 6.15 représente le classement des scénarios en fonction de l'impact principal après variation de chaque paramètre. Les résultats de base ont classé la mise en décharge traditionnelle SC1 comme le scénario le plus défavorable ayant l'impact le plus élevé sur le potentiel de réchauffement planétaire, bien que l'intégration des pertes de méthane de 9 % du biogaz dans le système de digestion anaérobie. En ce qui concerne l'appauvrissement de la couche d'ozone, les mêmes résultats ont été obtenus par rapport aux hypothèses de base, les deux scénarios utilisant la digestion anaérobie étant plus importants.

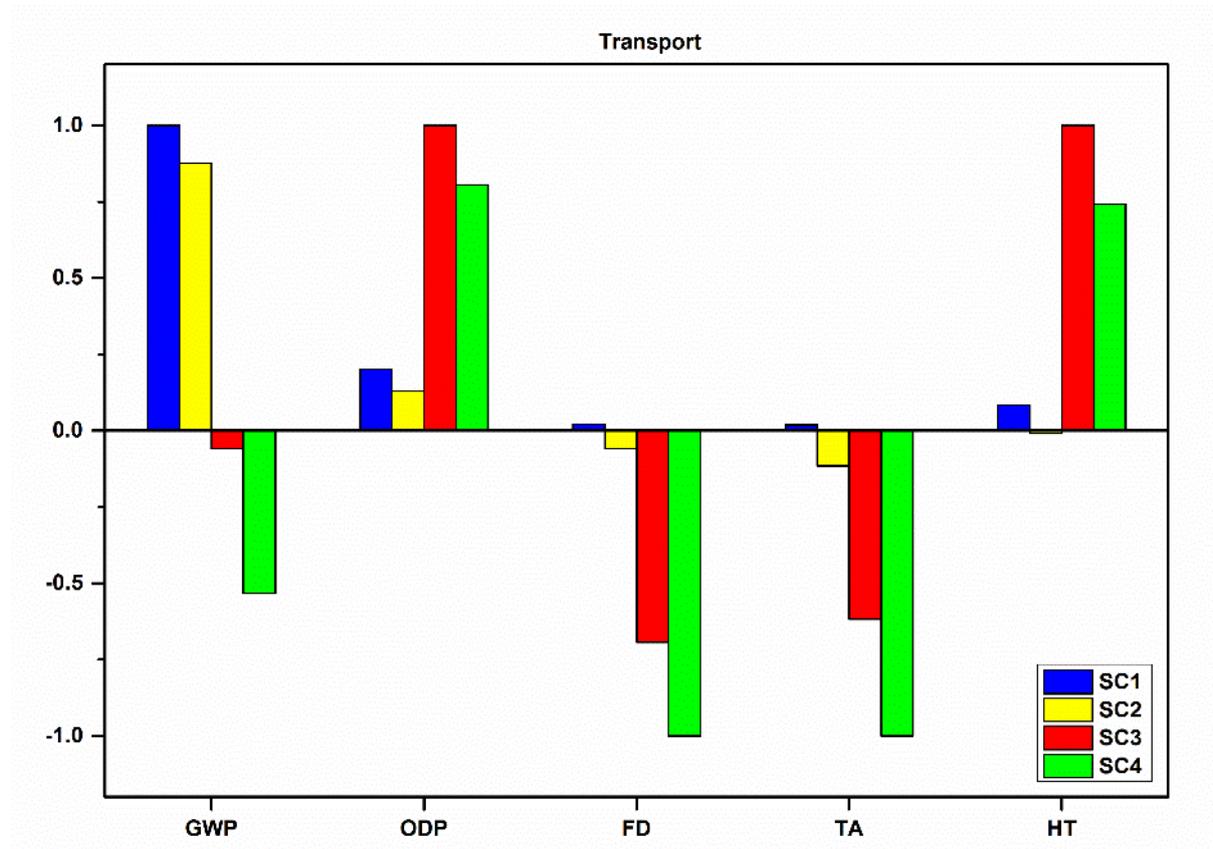


Figure 6.14: Influence du transport des déchets sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).

Les analyses ont montré que l'ajout d'une étape de recyclage dans les scénarios de mise en décharge induit une variation relative importante des résultats pour toutes les catégories étudiées. En ce qui concerne l'épuisement des ressources fossiles, l'ordre de classement est presque le même avec une petite différence due à une économie de -367 kg d'équivalent pétrole/tonne de déchets pour le scénario de mise en décharge SC1 et de -320 kg d'équivalent pétrole/tonne de déchets pour le scénario de digestion anaérobie SC3.

Les scores négatifs d'épuisement des ressources fossiles du quatrième scénario montrent que l'adoption du recyclage pratique envisagé correspond au système local de gestion des déchets, car les entreprises de recyclage sélectionnées sont situées à 30 km des usines de traitement des déchets solides municipaux.

L'analyse de sensibilité a montré que le classement des scénarios était similaire à la ligne de base avec la variance des paramètres choisis, confirmant la fiabilité des résultats.

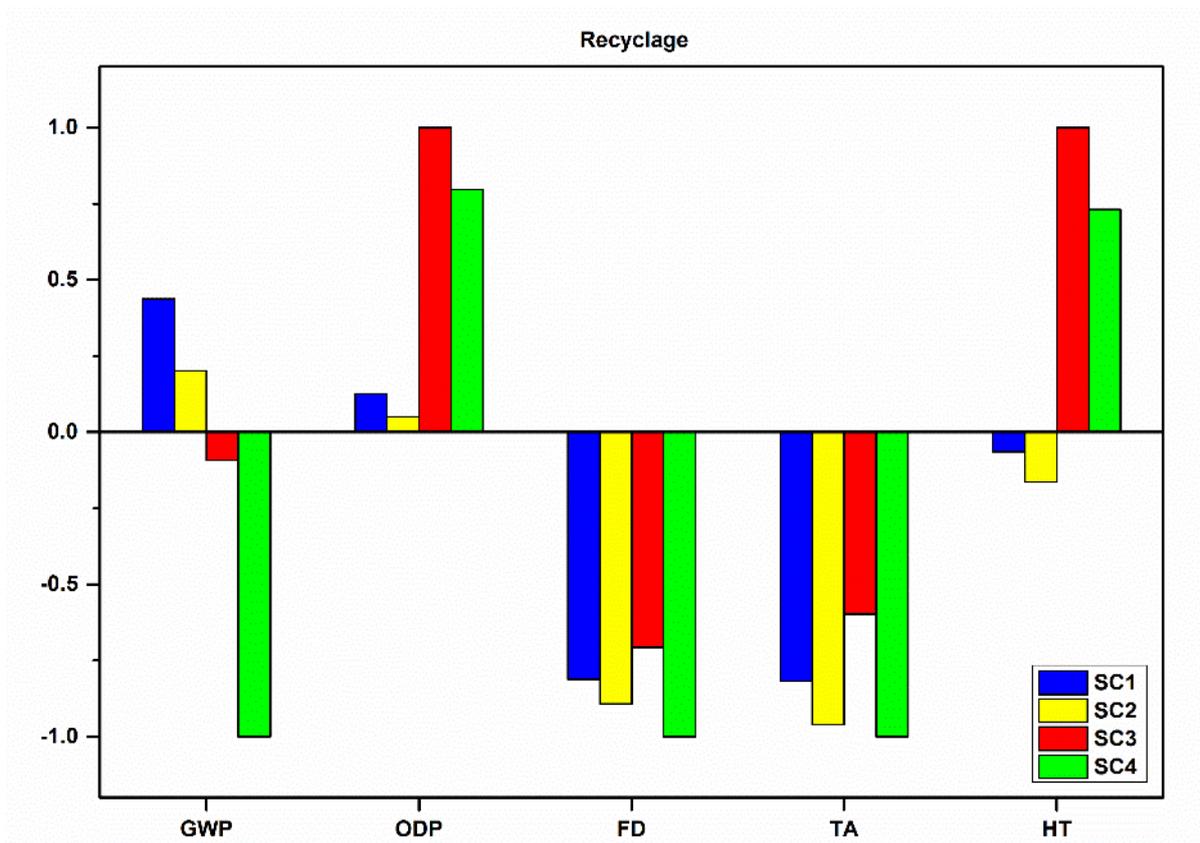


Figure 6.15: Influence du recyclage des déchets sur les impacts environnementaux et le classement des scénarios (Analyse de sensibilité).

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail vise à évaluer et à comparer les impacts environnementaux de quatre alternatives de gestion des DSM dans la ville d'Alger, à savoir la mise en décharge avec torchage du biogaz, la mise en décharge avec récupération et valorisation du biogaz, la digestion anaérobie et la digestion anaérobie couplé à un système combiné de production d'électricité et de chaleur du biogaz CHP. Cette comparaison s'inscrit dans une démarche qui vise à encourager la transition des modes gestion de déchets pratiqué au niveau de la wilaya de la mise en décharge vers des alternative durables à savoir la digestion anaérobie couplé à moteur CHP pour la valorisation du biogaz.

Les résultats de cette étude sensibiliseront les décideurs, ce qui pourrait entraîner une réduction des effets négatifs sur l'environnement à l'avenir et une contribution à diversification du mix énergétique. L'évaluation est destinée à être appliquée aux DSM de la plus grande ville d'Algérie, mais les résultats finaux peuvent être extrapolés à la majorité des villes du pays présentant des conditions similaires.

La comparaison a été conduite selon l'analyse du cycle de vie et 18 catégories intermédiaires ont été étudiées. Des installations réelles de la ville ont fourni des données pour l'inventaire et les données sur les processus de base ont été tirées d'Ecoinvent V3.1 de SimaPro 8.1. Les scénarios ont été comparés à l'aide de la méthode d'évaluation ReCiPe.

L'analyse détaillée de chacun des processus impliqués dans le premier scénario SC1 de la mise en décharge montre que les processus comprenant les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) et les émissions de CH₄ provenant des décharges, les émissions de NO_x et de CO provenant du torchage du biogaz contribuent le plus au potentiel de réchauffement planétaire et à la formation d'oxydants photochimiques.

Les résultats montrent également que l'acier et le fer contribuent principalement à 11 des 18 impacts étudiés dans les scénarios de la digestion anaérobie SC3 et SC4 en raison de leur utilisation dans les installations industrielles (unité de compression, chaudières et système de chauffage, gazomètre, etc.).

D'autres part, les processus de production d'électricité à partir de biogaz dans le scénario SC2 et SC4 représente des effets positifs dans toutes les catégories de dommages en raison des économies et de la substitution d'énergie non renouvelable. De même, le recyclage des plastiques permet de réaliser des économies nettes de -1600 kg CO₂- eq par tonne de déchets.

L'analyse de l'impact relative au potentiel de réchauffement climatique révèle le scénario de mise en décharge (SC1) à l'impact négatif le plus élevé sur l'environnement en termes de potentiel de réchauffement planétaire en raison des émissions de méthane dans l'atmosphère. Néanmoins, la valorisation énergétique du biogaz dans le scénario 2 permet de réduire cet impact de 13 %.

L'étude de l'acidification terrestre des quatre scénarios montre que la digestion anaérobie est à nouveau l'option la plus favorable en raison des émissions de lixiviat de la décharge, qui sont deux fois plus élevées que celles de la digestion anaérobie.

Les impacts liés à l'appauvrissement de la couche d'ozone et la toxicité humaine sont plus importants dans les deux scénarios utilisant la digestion anaérobie en raison du méthane bromotrifluoro-Halon 1301 et de la demande accrue de combustible pour le chauffage des réacteurs, ce qui est confirmé par l'analyse de la contribution de chaque processus dans le scénario SC3.

Les résultats montrent que seul le scénario de base SC1 contribue à l'épuisement de l'énergie fossile en raison de la consommation d'énergie fossile, d'électricité et de carburants, pendant les opérations de mise en décharge. Des économies environnementales significatives sont réalisées grâce à la récupération d'énergie, ce qui justifie le score agrégé négatif atteint dans les trois scénarios restants SC2, SC3 et SC4. L'économie la plus élevée est enregistrée dans le scénario de la cogénération CHP SC4.

La comparaison de 18 impacts individuels montrent que conformément à d'autres études ACV, les résultats obtenus montrent que la mise en décharge traditionnelle (SC1), la pratique existante de gestion des déchets à Alger, a les impacts environnementaux les plus importants, elle a un impact environnemental négatif pour les 18 catégories d'impact environnemental étudiées, qui sont dues aux gaz CH₄ émis directement dans l'atmosphère.

Le dernier scénario (SC4) se distingue sur le plan environnemental et permet de réduire les impacts environnementaux sur toutes les catégories de dommages considérées. Il permet une production de chaleur de 442 kWh/tonne de déchets, ce qui couvre la chaleur nécessaire à l'usine de biogaz. La valorisation du biogaz permet de produire 280 GWh/an d'électricité, ce qui pourrait couvrir 6 % des besoins en électricité de la ville d'Alger. La valorisation énergétique des déchets pourrait être une autre option pour transformer les déchets en énergie renouvelable dans la société moderne de l'économie circulaire.

Conclusion générale

L'étude de l'augmentation des pertes de méthane du processus de digestion anaérobie dans l'étude de sensibilité de 0 % à 9 % entraîne une augmentation du potentiel de réchauffement climatique de plus de 30 fois, passant d'un évitement de -36,70 kg CO₂ eq/tonne de déchets à une contribution de 75,85 kg CO₂ eq/tonne d'où la nécessité d'adopter des systèmes plus performants afin de minimiser les pertes.

En outre, l'analyse de sensibilité montre que le recyclage est le paramètre le plus important qui influence les impacts nets de l'épuisement des ressources fossiles, ce qui ramène la mise en décharge à un résultat similaire à celui de la digestion anaérobie SC3.

En parallèle, l'analyse de sensibilité a montré que le classement des scénarios était similaire à la base de référence pour les études par catégories, ce qui confirme l'exactitude et la robustesse des résultats.

Les résultats de la présente étude peuvent être étendus à d'autres villes d'Algérie et à d'autres régions présentant des contextes similaires. De plus, cette étude comble le manque d'analyse de cycle de vie dans la gestion des déchets solides municipaux dans les pays africains et sert de ligne directrice ou d'opportunité pour améliorer la gestion intégrée des déchets dans les pays en voie de développement afin de réduire les performances environnementales indésirables.

Néanmoins, l'intégration des résultats avec les facteurs économiques (coût du cycle de vie) et sociaux (évaluation du cycle de vie social) devrait être nécessaire, ce qui est essentiel pour évaluer et discuter les trois piliers de la durabilité.

Références

Références bibliographiques

- Actu environnement. (2022). « *Les déchets toxiques en quantités dispersées* ». https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/dechet_toxique_en_quantites_dispersees.
- Adekunle, K. F., & Okolie, J. A. (2015). *A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion*. 8.
- A.D.E.M.E. (2014). *collecte : Obligation et disposition légale/ Article 2224-L-13 du code générale des collectivités territoriales*.
- Adriano, D. C. (1986). Other trace elements. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, 470–501.
- Akhavan Limoodahi, F., Tayefeh, S. M., Heydari, R., & Abdoli, M. A. (2017). Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management in Tehran. *Environmental Energy and Economic Research*, 1(2). <https://doi.org/10.22097/eeer.2017.47247>
- Akhiar, A., Battimelli, A., Torrijos, M., & Carrere, H. (2017). Comprehensive characterization of the liquid fraction of digestates from full-scale anaerobic co-digestion. *Waste Management*, 59, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.005>
- Akinbile, C. O. (2012). Environmental impact of landfill on groundwater quality and agricultural soils in Nigeria. *Soil and Water Research*, 7(1), 18–26. <https://doi.org/10.17221/4/2011-SWR>
- Alain, S. (2015). *Évaluation d'outils d'analyse du cycle de vie pour étudier la performance environnementale de bâtiments en bois innovants* [PhD Thesis, Université Laval]. <https://library-archives.canada.ca/eng/services/services-libraries/theses/Pages/item.aspx?idNumber=1273288026>
- Ali Shah, F., Mahmood, Q., Maroof Shah, M., Pervez, A., & Ahmad Asad, S. (2014). Microbial ecology of anaerobic digesters : The key players of anaerobiosis. *The Scientific World Journal*, 2014.
- Al-Khatib, I. A., Arafat, H. A., Daoud, R., & Shwahneh, H. (2009). Enhanced solid waste management by understanding the effects of gender, income, marital status, and religious convictions on attitudes and practices related to street littering in Nablus–Palestinian territory. *Waste management*, 29(1), 449–455.
- Amiri, L., Abdoli, M. A., Gitipour, S., & Madadian, E. (2017). The effects of co-substrate and thermal pretreatment on anaerobic digestion performance. *Environmental Technology*, 38(18), 2352–2361. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1260643>
- AND. (2018). *Caractérisation des déchets ménagers et assimilés dans les zones nord, semi-aride et aride d'Algérie*. Agence nationale des déchet. <https://and.dz/site/wp-content/uploads/2016/04/etude-caracterisation-2014-1.pdf>
- Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D. J., Plugge, C. M., & Stams, A. J. (2011). Biomethanation and its potential. In *Methods in enzymology* (Vol. 494, p. 327–351). Elsevier.
- Anyaoku, C. C., & Baroutian, S. (2018a). Decentralized anaerobic digestion systems for increased utilization of biogas from municipal solid waste. *Renewable and sustainable Energy reviews*, 90, 982–991.
- Anyaoku, C. C., & Baroutian, S. (2018b). Decentralized anaerobic digestion systems for increased utilization of biogas from municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 982–991. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.009>
- Appels, L. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 7.
- APS. (2020). *Office nationale des statistiques : Rapport annuel de la croissance démographique*.
- Arab, G., & McCartney, D. (2017). Benefits to decomposition rates when using digestate as compost co-feedstock : Part I – Focus on physicochemical parameters. *Waste Management*, 68, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.018>

- Aramrueang, N., Rapport, J., & Zhang, R. (2016). Effects of hydraulic retention time and organic loading rate on performance and stability of anaerobic digestion of *Spirulina platensis*. *Biosystems Engineering*, 147, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.04.006>
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, 123, 143-156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>
- Article R541-8. (2023). *Article R541-8—Code de l'environnement—Légifrance*. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042662931
- Augelletti, R., Conti, M., & Annesini, M. C. (2017). Pressure swing adsorption for biogas upgrading. A new process configuration for the separation of biomethane and carbon dioxide. *Journal of Cleaner Production*, 140, 1390-1398. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.013>
- Awe, O. W., Zhao, Y., Nzihou, A., Minh, D. P., & Lyczko, N. (2017). A Review of Biogas Utilisation, Purification and Upgrading Technologies. *Waste and Biomass Valorization*, 8(2), 267-283. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9826-4>
- Azevedo, L. B., Verones, F., Henderson, A. D., van Zelm, R., Jolliet, O., & Huijbregts, M. A. J. (s. d.). *Freshwater eutrophication*. 14.
- Azim, M. D., Rahman, M. M., Khan, R. H., & Kamal, A. (2011). Characteristics Of Leachate Generated At Landfill Sites And Probable Risks Of Surface And Groundwater Pollution In The Surrounding Areas : A Case Study Of Matuail Landfill Site, Dhaka. *Journal of Bangladesh Academy of Sciences*, 35(2), 153-160. <https://doi.org/10.3329/jbas.v35i2.9418>
- Bakkaloglu, S., Lowry, D., Fisher, R. E., France, J. L., Brunner, D., Chen, H., & Nisbet, E. G. (2021). Quantification of methane emissions from UK biogas plants. *Waste Management*, 124, 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.011>
- Belboom, S., Digneffe, J.-M., Renzoni, R., Germain, A., & Léonard, A. (2013). Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology : A Belgian case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(8), 1513-1523. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0603-3>
- Bensmail, S., & Ainouche, M. C. R. (2010). *La problématique de la gestion des déchets solides à travers les modes de traitement des déchets ménagers et hospitaliers* [PhD Thesis]. Université Abderrahmane mira bejaia/aboudaou.
- Benson, C. H., Olson, M. A., & Bergstrom, W. R. (1996). Temperatures of insulated landfill liner. *Transportation research record*, 1534(1), 24-31.
- Berger, M., & Finkbeiner, M. (2010). Water Footprinting : How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? *Sustainability*, 2(4), 919-944. <https://doi.org/10.3390/su2040919>
- Bhalla, G., Swamee, P. K., Kumar, A., & Bansal, A. (2012). Assessment of groundwater quality near municipal solid waste landfill by an Aggregate Index Method. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(3), 1492-1503.
- Bisinella, V., Conradsen, K., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2016). A global approach for sparse representation of uncertainty in Life Cycle Assessments of waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 378-394.
- Bogner, J., Pipatti, R., Hashimoto, S., Diaz, C., Mareckova, K., Diaz, L., Kjeldsen, P., Monni, S., Faaij, A., & Gao, Q. (2008). Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste : Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Management & Research*, 26(1), 11-32.
- Brent, A. C., Rogers, D. E., Ramabitsa-Siimane, T. S., & Rohwer, M. B. (2007). Application of the analytical hierarchy process to establish health care waste management systems that minimise

- infection risks in developing countries. *European Journal of Operational Research*, 181(1), 403–424.
- Burgess, A. A., & Brennan, D. J. (2001). Application of life cycle assessment to chemical processes. *Chemical Engineering Science*, 56(8), 2589–2604. [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(00\)00511-X](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(00)00511-X)
- Burnley, S. J. (2007). A review of municipal solid waste composition in the United Kingdom. *Waste Management*, 27(10), 1274–1285. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.018>
- Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production : A review. *Waste Management*, 54, 3–12.
- Cd2e acteur de l'éco transition. (2022). *Déchets agricoles et agro-alimentaires*. <http://www.cd2e.com/node/264>
- Cecchi, F., Bolzonella, D., Pavan, P., Macé, S., & Mata-Alvarez, J. (2011). *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste for methane production : Research and industrial application*.
- Celenza, G. (2000). *Industrial waste treatment processes engineering : Specialized treatment systems* (Vol. 3). CRC Press.
- Cesaro, A., & Belgiorno, V. (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*, 240, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.055>
- Chatterjee, B., & Mazumder, D. (2016). Anaerobic digestion for the stabilization of the organic fraction of municipal solid waste : A review. *Environmental Reviews*, 24(4), 426–459.
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., Pfister, S., & Hellweg, S. (s. d.). *Land stress : Potential species loss from land use (global; PSSRg)*. 12.
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies : Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, 34(12), 2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- Cleary, J. (2009). Life cycle assessments of municipal solid waste management systems : A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International*, 35(8), 1256–1266. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.009>
- Clift, R., Doig, A., & Finnveden, G. (2000). The application of life cycle assessment to integrated solid waste management : Part 1—Methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 78(4), 279–287.
- Code de L'environnement Article L541-1. (2010). *Article L541-1—Code de l'environnement—Légifrance/Prévention des pollutions, des risques et des nuisances/Élimination des déchets et récupération des matériaux. Version en vigueur du 03 juillet 2003 au 19 décembre 2010*. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006834444/2009-02-10/
- Cosme, N., Verones, F., & Hauschild, M. Z. (s. d.). *Marine eutrophication*.
- Council, N. R. (2007). *Assessment of the performance of engineered waste containment barriers*. National Academies Press.
- Dajić, A., Mihajlović, M., Jovanović, M., Karanac, M., Stevanović, D., & Jovanović, J. (2016). Landfill design : Need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(3), 753–764. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1046-2>
- Dalmo, F. C., Simão, N. M., Lima, H. Q. de, Medina Jimenez, A. C., Nebra, S., Martins, G., Palacios-Bereche, R., & Henrique de Mello Sant'Ana, P. (2019). Energy recovery overview of municipal solid waste in São Paulo State, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 212, 461–474. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.016>

- Dastjerdi, B., Strezov, V., Kumar, R., He, J., & Behnia, M. (2021). Comparative life cycle assessment of system solution scenarios for residual municipal solid waste management in NSW, Australia. *Science of The Total Environment*, 767, 144355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144355>
- Davoli, E., Fattore, E., Paiano, V., Colombo, A., Palmiotto, M., Rossi, A. N., Grande, M. I., & Fanelli, R. (2010). Waste management health risk assessment : A case study of a solid waste landfill in South Italy. *Waste Management*, 30(8-9), 1608–1613.
- De Baere, L. (2008). Partial stream digestion of residual municipal solid waste. *Water Science and Technology*, 57(7), 1073–1077.
- De Clercq, D., Wen, Z., Gottfried, O., Schmidt, F., & Fei, F. (2017). A review of global strategies promoting the conversion of food waste to bioenergy via anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 204–221.
- de Haes, H. A. U. (1993). Applications of life cycle assessment : Expectations, drawbacks and perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 1(3-4), 131–137.
- Demirel, B., & Scherer, P. (2008). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane : A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(2), 173- 190. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>
- Derbal, K., Bencheikh-Lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A.-H., & Pavan, P. (2009). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. *Bioresource technology*, 100(4), 1539–1543.
- Desa, A., Kadir, N., & Yusoooff, F. (2012). Environmental awareness and education : A key approach to solid waste management (SWM)—A case study of a University in Malaysia. *Waste management-an integrated vision*, 34.
- Dhanya, B. S., Mishra, A., Chandel, A. K., & Verma, M. L. (2020). Development of sustainable approaches for converting the organic waste to bioenergy. *Science of The Total Environment*, 723, 138109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109>
- Dhokhikah, Y., & Trihadiningrum, Y. (2012). Solid waste management in Asian developing countries : Challenges and opportunities. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*, 2(7), 329–335.
- Di Maria, F., Sordi, A., Cirulli, G., & Micale, C. (2015). Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time. *Applied Energy*, 150, 9- 14. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.146>
- Directive 2008/98/CE. (2008). *Directive 2008/98/du parlement européen et du conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directive* (p. Page 3).
- Djemaci, B. (2014). Impact des facteurs d’attractivité des territoires sur la production future des déchets urbains en Algérie: *Mondes en développement*, n° 166(2), 113-130. <https://doi.org/10.3917/med.166.0113>
- Dlamini, S., Simatele, M. D., & Serge Kubanza, N. (2019). Municipal solid waste management in South Africa : From waste to energy recovery through waste-to-energy technologies in Johannesburg. *Local environment*, 24(3), 249–257.
- Doka, G. (2009). *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle inventories*, Dübendorf. 111.
- Dong, J., Chi, Y., Zou, D., Fu, C., Huang, Q., & Ni, M. (2014). Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. *Waste Management & Research*, 32(1), 13- 23. <https://doi.org/10.1177/0734242X13507311>
- Dong, L., Liu, H., & Riffat, S. (2009). Development of small-scale and micro-scale biomass-fuelled CHP systems—A literature review. *Applied thermal engineering*, 29(11- 12), 2119–2126.

- dos Santo, I. F. S., Mensah, J. H. R., Gonçalves, A. T. T., & Barros, R. M. (2020). Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. *Renewable Energy*, *149*, 1386-1394.
- Dragicevic, I., Sogn, T. A., & Eich-Greatorex, S. (2018). Recycling of Biogas Digestates in Crop Production—Soil and Plant Trace Metal Content and Variability. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, *2*. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2018.00045>
- Durmusoglu, E., Taspinar, F., & Karademir, A. (2010). Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment. *Journal of hazardous materials*, *176*(1-3), 870–877.
- EBA. (2022). *European biogas association (EBA) biogas report. 2017*. <http://euro-pean-biogas.eu/2017/12/14/eba-statistical-report-2017-published-soon/>.
- Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041—A critical review. *Journal of cleaner production*, *9*(3), 197–208.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*, *50*(1), 1–25.
- Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., Granath, J., Baky, A., & Thyselius, L. (2005). Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, *13*(3), 241-252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018>
- Erses Yay, A. S. (2015). Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: A case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*, *94*, 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- Evangelisti, S., Lettieri, P., Borello, D., & Clift, R. (2014). Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. *Waste Management*, *34*(1), 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.013>
- Fagbohungebe, M. O., Dodd, I. C., Herbert, B. M., Li, H., Ricketts, L., & Semple, K. T. (2015). High solid anaerobic digestion: Operational challenges and possibilities. *Environmental Technology & Innovation*, *4*, 268–284.
- Fang, J.-J., Yang, N., Cen, D.-Y., Shao, L.-M., & He, P.-J. (2012). Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification. *Waste Management*, *32*(7), 1401–1410.
- Fantke, P., & Owsianiak, M. (s. d.). *Toxicity*.
- Fatta, D., Naoum, D., & Loizidou, M. (2002). Integrated environmental monitoring and simulation system for use as a management decision support tool in urban areas. *Journal of Environmental Management*, *64*(4), 333-343. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0485>
- Fava, J., Consoli, E., Denison, R., Dickson, K., Mohin, T., & Vigon, B. (1993). A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment. Pensacola, FL. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Fernández-Nava, Y., del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., & Marañón, E. (2014). Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: A case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, *81*, 178-189. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>
- Finnveden, G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, *26*(3-4), 173-187. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1)
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of environmental management*, *91*(1), 1–21.

- Fokaides, P. A., & Christoforou, E. (2016). Life cycle sustainability assessment of biofuels. In *Handbook of biofuels production* (p. 41–60). Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780081004555000035>
- Fontana, A., Kougiyas, P. G., Treu, L., Kovalovszki, A., Valle, G., Cappa, F., Morelli, L., Angelidaki, I., & Campanaro, S. (2018). Microbial activity response to hydrogen injection in thermophilic anaerobic digesters revealed by genome-centric metatranscriptomics. *Microbiome*, *6*(1), 194. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0583-4>
- Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P., & Suter, P. (2000). Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, *20*(2), 159–189. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6)
- Fruergaard, T., & Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, *31*(3), 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.009>
- Fudala-Ksiazek, S., Pierpaoli, M., Kulbat, E., & Luczkiewicz, A. (2016). A modern solid waste management strategy – the generation of new by-products. *Waste Management*, *49*, 516–529. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.022>
- Gan, Y. Y., Ong, H. C., Chen, W.-H., Sheen, H.-K., Chang, J.-S., Chong, C. T., & Ling, T. C. (2020). Microwave-assisted wet torrefaction of microalgae under various acids for coproduction of biochar and sugar. *Journal of Cleaner Production*, *253*, 119944.
- Ganesh, R., Torrijos, M., Sousbie, P., Steyer, J. P., Lugardon, A., & Delgenes, J. P. (2013). Anaerobic co-digestion of solid waste : Effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter. *Bioresource technology*, *130*, 559–569.
- Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Ii, R., & Christensen, T. H. (2010). Models for waste life cycle assessment : Review of technical assumptions. *Waste Management*, *30*(12), 2636–2648. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004>
- Gikas, P., Zhu, B., Batistatos, N. I., & Zhang, R. (2018). Evaluation of the rotary drum reactor process as pretreatment technology of municipal solid waste for thermophilic anaerobic digestion and biogas production. *Journal of Environmental Management*, *216*, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.050>
- Gong, M., Nanda, S., Romero, M. J., Zhu, W., & Kozinski, J. A. (2017). Subcritical and supercritical water gasification of humic acid as a model compound of humic substances in sewage sludge. *The Journal of Supercritical Fluids*, *119*, 130–138.
- Grando, R. L., de Souza Antune, A. M., Da Fonseca, F. V., Sánchez, A., Barrena, R., & Font, X. (2017). Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants : A European evaluation of research and development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *80*, 44–53.
- Guerra, S. A., Olsen, S. R., & Anderson, J. J. (2014). Evaluation of the SO₂ and NO_x offset ratio method to account for secondary PM_{2.5} formation. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *64*(3), 265–271. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.852636>
- Gunamantha, M., & Sarto. (2012). Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options : Case study of KARTAMANTUL region, Yogyakarta. *Renewable Energy*, *41*, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.11.008>
- Guo, J., Wang, W., Liu, X., Lian, S., & Zheng, L. (2014). Effects of thermal pre-treatment on anaerobic co-digestion of municipal biowastes at high organic loading rate. *Chemosphere*, *101*, 66–70.
- Gupta, N., Yadav, K. K., & Kumar, V. (2015). A review on current status of municipal solid waste management in India. *Journal of environmental sciences*, *37*, 206–217.
- Guzman, G., & De Souza, M. M. P. (2018). Shifting modes of governing municipal waste—A sociology of translation approach. *Environment and Planning A: Economy and Space*, *50*(4), 922–938.

- Han, D., Tong, X., Currell, M. J., Cao, G., Jin, M., & Tong, C. (2014). Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136, 24-39. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of The Total Environment*, 569-570, 1255-1264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>
- Hansen, T. L., la Cour Jansen, J., Davidsson, Å., & Christensen, T. H. (2007). Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. *Waste Management*, 27(3), 398-405.
- Hartmann, J. K. (2006). *Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants*.
- Haupt, M., Kägi, T., & Hellweg, S. (2018). Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, 79, 815-827. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>
- Hauschild, M. Z., de Haes, H. U., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Klöpffer, W., Krewitt, W., & Lindeijer, E. (2002). Life cycle impact assessment : Striving towards best practice. In *SETAC Press Proceedings*. <https://orbit.dtu.dk/en/publications/life-cycle-impact-assessment-striving-towards-best-practice>
- Hazra, T., & Goel, S. (2009). Solid waste management in Kolkata, India : Practices and challenges. *Waste management*, 29(1), 470-478.
- Heijungs, R. (1996). Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), 159-166. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00042-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00042-X)
- Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste management*, 27(8), 997-1005.
- Herrmann, I. T., & Moltesen, A. (2015). Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? – A comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, 86, 163-169. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.004>
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., & Kennedy, C. (2013). *Environment : Waste production must peak this century*. 10.1038/502615a
- Hori, T., Sasaki, D., Haruta, S., Shigematsu, T., Ueno, Y., Ishii, M., & Igarashi, Y. (2011). Detection of active, potentially acetate-oxidizing syntrophs in an anaerobic digester by flux measurement and formyltetrahydrofolate synthetase (FTHFS) expression profiling. *Microbiology*, 157(7), 1980-1989.
- Horn, M. A., Matthies, C., Küsel, K., Schramm, A., & Drake, H. L. (2003). Hydrogenotrophic methanogenesis by moderately acid-tolerant methanogens of a methane-emitting acidic peat. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(1), 74-83.
- Hosseinalizadeh, R., Shakouri, H., & Izadbakhsh, H. (2022). Planning for energy production from municipal solid waste : An optimal technology mix via a hybrid closed-loop system dynamics-optimization approach. *Expert Systems with Applications*, 199, 116929.
- Huang, J., Zhao, R., Huang, T., Wang, X., & Tseng, M.-L. (2018). Sustainable municipal solid waste disposal in the belt and road initiative : A preliminary proposal for Chengdu city. *Sustainability*, 10(4), 1147.
- International Standard ISO 14040. (1997). *Environmental management life cycle assessment principles and framework*.
- International Standard ISO 14041. (1998). *Environmental management life cycle assessment goal and scope definition and inventory analysis*.
- International Standard ISO 14042. (2000). *Environmental management—Life cycle assessment—Life cycle impact assessment*.

- International Standard ISO 14043. (2000). *Environmental management—Life cycle assessment—Life cycle interpretation*.
- Ioannou-Ttofa, L. (2021). Life cycle assessment of household biogas production in Egypt : Influence of digester volume, biogas leakages, and digestate valorization as biofertilizer. *Journal of Cleaner Production*, 14.
- Iqbal, A., Liu, X., & Chen, G.-H. (2020). Municipal solid waste : Review of best practices in application of life cycle assessment and sustainable management techniques. *Science of The Total Environment*, 729, 138622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138622>
- Ishigaki, T., Nakagawa, M., Nagamori, M., & Yamada, M. (2016). Anaerobic generation and emission of nitrous oxide in waste landfills. *Environmental Earth Sciences*, 75(9), 750. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5543-3>
- ISO, I. (2006). *ISO 14040. Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework (ISO 14040 : 2006)*.
- Izumi, K., Okishio, Y., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., & Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International biodeterioration & biodegradation*, 64(7), 601–608.
- Jain, S., Singhal, S., & Pandey, S. (2020). Environmental life cycle assessment of construction and demolition waste recycling : A case of urban India. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104642. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104642>
- Jayasinghe, P. A., Hettiaratchi, J. P. A., Mehrotra, A. K., & Kumar, S. (2014). Reaction mechanisms and rate constants of waste degradation in landfill bioreactor systems with enzymatic-enhancement. *Bioresource technology*, 162, 279–282.
- Jiang, J., Zhang, Y., Li, K., Wang, Q., Gong, C., & Li, M. (2013). Volatile fatty acids production from food waste : Effects of pH, temperature, and organic loading rate. *Bioresource technology*, 143, 525–530.
- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2010). *Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan* (Vol. 23). PPUR Presses polytechniques. [https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=g9S55CklsOoC&oi=fnd&pg=PR5&dq=JOLLIET,+O.,+SAADE,+M.,+CRETTAZ,+P.+et+SHAKED+S.+\(2010\),+Analyse+du+cycle+de+vie.+Comprendre+et+r%C3%A9aliser+un+%C3%A9cobilan,+Lausanne++Presses+polytechniques+et+universitaires+romandes,+%5B2%C3%A8me+%C3%A9d.%5D,+302p.&ots=BI3hKDa7QH&sig=gWMISqcn874IounpK5iJNiWsEbM](https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=g9S55CklsOoC&oi=fnd&pg=PR5&dq=JOLLIET,+O.,+SAADE,+M.,+CRETTAZ,+P.+et+SHAKED+S.+(2010),+Analyse+du+cycle+de+vie.+Comprendre+et+r%C3%A9aliser+un+%C3%A9cobilan,+Lausanne++Presses+polytechniques+et+universitaires+romandes,+%5B2%C3%A8me+%C3%A9d.%5D,+302p.&ots=BI3hKDa7QH&sig=gWMISqcn874IounpK5iJNiWsEbM)
- Kaazke, J., Meneses, M., Wilke, B.-M., & Rotter, V. S. (2013). Environmental evaluation of waste treatment scenarios for the towns Khanty-Mansiysk and Surgut, Russia. *Waste Management & Research*, 31(3), 315- 326. <https://doi.org/10.1177/0734242X12473792>
- Kaikake, K., Sekito, T., & Dote, Y. (2009). Phosphate recovery from phosphorus-rich solution obtained from chicken manure incineration ash. *Waste Management*, 29(3), 1084- 1088. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.008>
- Kamaruddin, M. A., Yusoff, Mohd. S., Aziz, H. A., & Hung, Y.-T. (2015). Sustainable treatment of landfill leachate. *Applied Water Science*, 5(2), 113- 126. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0177-7>
- Kaparaju, P., & Rintala, J. (2013). Generation of heat and power from biogas for stationary applications : Boilers, gas engines and turbines, combined heat and power (CHP) plants and fuel cells. In *The Biogas Handbook* (p. 404- 427). Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9780857097415.3.404>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0 : A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. The World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

- Khanal, S. K., Surampalli, R. Y., Zhang, T. C., Lamsal, B. P., Tyagi, R. D., & Kao, C. M. (2010). *BIOENERGY AND BIOFUEL*.
- Khandelwal, H., Thalla, A. K., Kumar, S., & Kumar, R. (2019). Life cycle assessment of municipal solid waste management options for India. *Bioresource Technology*, 288, 121515. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121515>
- Kigozi, R., Aboyade, A., & Muzenda, E. (2013). Biogas production using the organic fraction of municipal solid waste as feedstock. *World*, 5(6).
- Knoop, C., Tietze, M., Dornack, C., & Raab, T. (2018). Fate of nutrients and heavy metals during two-stage digestion and aerobic post-treatment of municipal organic waste. *Bioresource Technology*, 251, 238-248. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.019>
- Kondusamy, D., & Kalamdhad, A. S. (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3), 1821-1830. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>
- Kong, D., Shan, J., Iacoboni, M., & Maguin, S. R. (2012). Evaluating greenhouse gas impacts of organic waste management options using life cycle assessment. *Waste Management & Research*, 30(8), 800-812. <https://doi.org/10.1177/0734242X12440479>
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy : An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 174–195.
- Kouzi, A. I., Puranen, M., & Kontro, M. H. (2020). Evaluation of the factors limiting biogas production in full-scale processes and increasing the biogas production efficiency. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 28155–28168.
- Kulczycka, J., Lelek, L., Lewandowska, A., & Zarebska, J. (2015). Life Cycle Assessment of Municipal Solid Waste Management – Comparison of Results Using Different LCA Models. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24, 125-140. <https://doi.org/10.15244/pjoes/26960>
- Kumar, A., & Samadder, S. R. (2017). A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management*, 69, 407–422.
- Kumar, S., Chiemchaisri, C., & Mudhoo, A. (2011). Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: An overview. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(1), 77-97. <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.492206>
- Labutong, N., Mosley, J., Smith, R., & Willard, J. (2012). *Life-cycle modeling and environmental impact assessment of commercial scale biogas production*.
- Laohalidanond, K., Chaiyawong, P., & Kerdsuwan, S. (2015). Municipal solid waste characteristics and green and clean energy recovery in Asian megacities. *Energy Procedia*, 79, 391–396.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573-588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., & Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3), 589-606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Leitol, C. (2014). Resource and cost efficient selective collection. *Pollack Periodica*, 9(Supplement-1), 43–54.
- Li, D., Liu, S., Mi, L., Li, Z., Yuan, Y., Yan, Z., & Liu, X. (2015). Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and cow manure. *Bioresource Technology*, 189, 319–326.

- Li, D., Song, L., Fang, H., Shi, Y., Li, Y.-Y., Liu, R., & Niu, Q. (2020). Effect of temperature on the anaerobic digestion of cardboard with waste yeast added: Dose-response kinetic assays, temperature coefficient and microbial co-metabolism. *Journal of Cleaner Production*, 275, 122949.
- Li, W., Khalid, H., Zhu, Z., Zhang, R., Liu, G., Chen, C., & Thorin, E. (2018). Methane production through anaerobic digestion: Participation and digestion characteristics of cellulose, hemicellulose and lignin. *Applied Energy*, 226, 1219–1228.
- Li, Y., Li, J., & Deng, C. (2014). Occurrence, characteristics and leakage of polybrominated diphenyl ethers in leachate from municipal solid waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 184, 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.027>
- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15(1), 821–826.
- Liu, A., Ren, F., Lin, W. Y., & Wang, J.-Y. (2015). A review of municipal solid waste environmental standards with a focus on incinerator residues. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 4(2), 165–188.
- Loi n° 01-19. (2001). *Loi n° 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.*
- López-Gómez, J. P., Latorre-Sánchez, M., Unger, P., Schneider, R., Lozano, C. C., & Venus, J. (2019). Assessing the organic fraction of municipal solid wastes for the production of lactic acid. *Biochemical Engineering Journal*, 150, 107251.
- Lu, S.-G., Tsuyoshi, I., Ukita, M., & Sekine, M. (2007). Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *Journal of environmental Sciences*, 19(4), 416–420.
- Lv, Z., Wu, X., Zhou, B., Wang, Y., Sun, Y., Wang, Y., Chen, Z., & Zhang, J. (2019). Effect of one step temperature increment from mesophilic to thermophilic anaerobic digestion on the linked pattern between bacterial and methanogenic communities. *Bioresource technology*, 292, 121968.
- Mahmudul, H. M., Rasul, M. G., Akbar, D., Narayanan, R., & Mofijur, M. (2021). A comprehensive review of the recent development and challenges of a solar-assisted biodigester system. *Science of The Total Environment*, 753, 141920.
- Maletz, R., Dornack, C., & Ziyang, L. (2018). *Source separation and recycling*. Springer.
- Mancini, E., Arzoumanidis, I., & Raggi, A. (2019). Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 214, 927–938. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>
- Manyi-Loh, C. E., Mamphweli, S. N., Meyer, E. L., Okoh, A. I., Makaka, G., & Simon, M. (2013). Microbial anaerobic digestion (bio-digesters) as an approach to the decontamination of animal wastes in pollution control and the generation of renewable energy. *International journal of environmental research and public health*, 10(9), 4390–4417.
- Margni, M., Gloria, T., Bare, J., Seppälä, J., Steen, B., Struijs, J., Toffoletto, L., & Jolliet, O. (2008). Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment. *unpublished, UNEP-SETAC Life Cycle Initiative*. <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2008%20-%20Guidance%20to%20move%20to%20LCA.pdf>
- Mata-Alvarez, J. (2003). Fundamentals of the anaerobic digestion process. *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, 1–20.
- Mayer, F., Bhandari, R., & Gäth, S. (2019). Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Science of The Total Environment*, 672, 708–721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.449>

- McInerney, M. J., Struchtemeyer, C. G., Sieber, J., Mouttaki, H., Stams, A. J., Schink, B., Rohlin, L., & Gunsalus, R. P. (2008). Physiology, ecology, phylogeny, and genomics of microorganisms capable of syntrophic metabolism. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1125(1), 58–72.
- Medina, M. (2009). Municipal solid waste management in third world cities : Lessons learned and a proposal for improvement. *Human settlement development*, 3, 264.
- Medscape. (2022). *Heavy metal toxicity*. <https://emedicine.medscape.com/article/814960-overview>.
- Mendes, M. R., Aramaki, T., & Hanaki, K. (2004). Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(1), 47–63. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.003>
- Messineo, A., Maniscalco, M. P., & Volpe, R. (2020). Biomethane recovery from olive mill residues through anaerobic digestion : A review of the state of the art technology. *Science of The Total Environment*, 703, 135508.
- Miettinen, P., & Hämäläinen, R. P. (1997). How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of operational research*, 102(2), 279–294.
- Miliūte, J., & Kazimieras Staniškis, J. (2010). Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems : The case of Lithuania. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 28(4), 298–308. <https://doi.org/10.1177/0734242X09342149>
- Milosevic, N., Thomsen, N. I., Juhler, R. K., Albrechtsen, H.-J., & Bjerg, P. L. (2012). Identification of discharge zones and quantification of contaminant mass discharges into a local stream from a landfill in a heterogeneous geologic setting. *Journal of Hydrology*, 446–447, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.012>
- Milutinović, B., Stefanović, G., Đekić, P. S., Mijailović, I., & Tomić, M. (2017). Environmental assessment of waste management scenarios with energy recovery using life cycle assessment and multi-criteria analysis. *Energy*, 137, 917–926. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.167>
- Ming, C., Fattah, I. R., Chan, Q. N., Pham, P. X., Medwell, P. R., Kook, S., Yeoh, G. H., Hawkes, E. R., & Masri, A. R. (2018). Combustion characterization of waste cooking oil and canola oil based biodiesels under simulated engine conditions. *Fuel*, 224, 167–177.
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., & Agnihotri, A. K. (2019). Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100230.
- Mmerekhi, D., Baldwin, A., & Li, B. (2016). A comparative analysis of solid waste management in developed, developing and lesser developed countries. *Environmental technology reviews*, 5(1), 120–141.
- Mohee, R., & Simelane, T. (2015). *Future directions of municipal solid waste management in Africa*. Africa Institute of South Africa.
- Monfet, E., Aubry, G., & Ramirez, A. A. (2018). Nutrient removal and recovery from digestate : A review of the technology. *Biofuels*, 9(2), 247–262. <https://doi.org/10.1080/17597269.2017.1336348>
- Monni, S., Pipatti, R., Lehtilä, A., Savolainen, I., & Syri, S. (2006). Global climate change mitigation scenarios for solid waste management. *Espoo VTT Publications 603*.
- Moustakas, M., Lanaras, T., Symeonidis, L., & Karataglis, S. (1994). Growth and some photosynthetic characteristics of field grown *Avena sativa* under copper and lead stress. *Photosynthetica (Czech Republic)*.
- Muhammad, G., Alam, M. A., Mofijur, M., Jahirul, M. I., Lv, Y., Xiong, W., Ong, H. C., & Xu, J. (2021). Modern developmental aspects in the field of economical harvesting and biodiesel

- production from microalgae biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135, 110209.
- Muñoz, R., Meier, L., Diaz, I., & Jeison, D. (2015). A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 727-759. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9379-1>
- Nabavi-Pelesaraei, A., Bayat, R., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Afrasyabi, H., & Chau, K. (2017). Modeling of energy consumption and environmental life cycle assessment for incineration and landfill systems of municipal solid waste management-A case study in Tehran Metropolis of Iran. *Journal of cleaner production*, 148, 427-440.
- Nanaki, E. A., & Koroneos, C. J. (2012). Comparative LCA of the use of biodiesel, diesel and gasoline for transportation. *Journal of Cleaner Production*, 20(1), 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.026>
- Nanda, S., & Berruti, F. (2021). Municipal solid waste management and landfilling technologies : A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(2), 1433-1456. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01100-y>
- Nanda, S., Reddy, S. N., Mitra, S. K., & Kozinski, J. A. (2016). *The progressive routes for carbon capture and sequestration. Energy Sci Eng 4 : 99-122.*
- Narayana, T. (2009). Municipal solid waste management in India : From waste disposal to recovery of resources? *Waste management*, 29(3), 1163-1166.
- Newman, P. A., Oman, L. D., Douglass, A. R., Fleming, E. L., Frith, S. M., Hurwitz, M. M., Kawa, S. R., Jackman, C. H., Krotkov, N. A., & Nash, E. R. (2009). What would have happened to the ozone layer if chlorofluorocarbons (CFCs) had not been regulated? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(6), 2113-2128.
- Njoku, P. O., Odiyo, J. O., Durowoju, O. S., & Edokpayi, J. N. (2018). A review of landfill gas generation and utilisation in Africa. *Open Environmental Sciences*, 10(1).
- Nolasco, D., Lima, R. N., Hernández, P. A., & Pérez, N. M. (2008). Non-controlled biogenic emissions to the atmosphere from Lazareto landfill, Tenerife, Canary Islands. *Environmental Science and Pollution Research*, 15, 51-60.
- Ogundipe, F. O., & Jimoh, O. D. (2015). Life cycle assessment of municipal solid waste management in Minna, Niger State, Nigeria. *International Journal of Environmental Research*, 9(4), 1305-1314.
- Okolie, J. A., Nanda, S., Dalai, A. K., Berruti, F., & Kozinski, J. A. (2020). A review on subcritical and supercritical water gasification of biogenic, polymeric and petroleum wastes to hydrogen-rich synthesis gas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119, 109546. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109546>
- Ong, H. C., Milano, J., Silitonga, A. S., Hassan, M. H., Wang, C.-T., Mahlia, T. M. I., Siswanto, J., Kusumo, F., & Sutrisno, J. (2019). Biodiesel production from Calophyllum inophyllum-Ceiba pentandra oil mixture : Optimization and characterization. *Journal of Cleaner Production*, 219, 183-198.
- Pace, S. A., Yazdani, R., Kendall, A., Simmons, C. W., & VanderGheynst, J. S. (2018). Impact of organic waste composition on life cycle energy production, global warming and Water use for treatment by anaerobic digestion followed by composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 137, 126-135. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.030>
- Palmiotto, M., Fattore, E., Paiano, V., Celeste, G., Colombo, A., & Davoli, E. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment : Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environment international*, 68, 16-24.
- Papageorgiou, M. (2006). Public community partnerships for waste collection in three Indian cities, an exercise in world making-best student essays of 2005-06. *Soc. Studies*, 24, 104-117.

- Parawira, W., Read, J. S., Mattiasson, B., & Björnsson, L. (2008). Energy production from agricultural residues : High methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion. *Biomass and bioenergy*, 32(1), 44–50.
- Parrodi, J. C., Lucas, H., Gigantino, M., Sauve, G., Esguerra, J. L., Einhäupl, P., Vollprecht, D., Pomberger, R., Friedrich, B., & Van Acker, K. (2019). Integration of resource recovery into current waste management through (enhanced) landfill mining. *Detritus*, 8, 141–156.
- Parth, V., Murthy, N. N., & Saxena, P. R. (2011). Assessment of heavy metal contamination in soil around hazardous waste disposal sites in Hyderabad city (India) : Natural and anthropogenic implications. *Journal of Environmental research and management*, 2(2), 027–034.
- Pasalari, H., Farzadkia, M., Gholami, M., & Emanjomeh, M. M. (2019). Management of landfill leachate in Iran : Valorization, characteristics, and environmental approaches. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 335–348.
- Paudel, S. R., Banjara, S. P., Choi, O. K., Park, K. Y., Kim, Y. M., & Lee, J. W. (2017). Pretreatment of agricultural biomass for anaerobic digestion : Current state and challenges. *Bioresource Technology*, 245, 1194–1205. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.182>
- Pecorini, I., Baldi, F., Carnevale, E. A., & Corti, A. (2016). Biochemical methane potential tests of different autoclaved and microwaved lignocellulosic organic fractions of municipal solid waste. *Waste Management*, 56, 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.006>
- Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., & Rebitzer, G. (2004). Life cycle assessment Part 2 : Current impact assessment practice. *Environment international*, 30(5), 721–739.
- Phil-Eze, P. O. (2010). Variability of soil properties related to vegetation cover in a tropical rainforest landscape. *Journal of Geography and Regional planning*, 3(7), 177.
- Pieragostini, C., Mussati, M. C., & Aguirre, P. (2012). On process optimization considering LCA methodology. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.014>
- Porter, R. C. (2010). *The economics of waste*. Routledge.
- Prasad, M. N. V. (2015). *Bioremediation and bioeconomy*. Elsevier.
- Rada, E. C. (2015). *Biological treatment of solid waste : Enhancing sustainability*. CRC Press.
- Rada, E. C., Ragazzi, M., & Fedrizzi, P. (2013). Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies. *Waste management*, 33(4), 785–792.
- Ragazzi, M., & Rada, E. C. (2008). Effects of recent strategies of selective collection on the design of municipal solid waste treatment plants in Italy. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 109, 613–620.
- Raghab, S. M., Abd El Meguid, A. M., & Hegazi, H. A. (2013). Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC Journal*, 9(2), 187–192. <https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2013.05.007>
- Rajcoomar, A., & Ramjeawon, T. (2017). Life cycle assessment of municipal solid waste management scenarios on the small island of Mauritius. *Waste Management & Research*, 35(3), 313–324. <https://doi.org/10.1177/0734242X16679883>
- Ramachandra, T. V., Bharath, H. A., Kulkarni, G., & Han, S. S. (2018). Municipal solid waste : Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 1122–1136. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.085>
- Ramanathan, V. (1975). Greenhouse effect due to chlorofluorocarbons : Climatic implications. *Science*, 190(4209), 50–52.
- Rana, R., Ganguly, R., & Gupta, A. K. (2019). Life-cycle assessment of municipal solid-waste management strategies in Tricity region of India. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21(3), 606–623. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-00822-0>

- Rasapoor, M., Ajabshirchi, Y., Adl, M., Abdi, R., & Gharibi, A. (2016). The effect of ultrasonic pretreatment on biogas generation yield from organic fraction of municipal solid waste under medium solids concentration circumstance. *Energy Conversion and Management*, 119, 444–452.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment : Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290-300. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0008-x>
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B. P., & Pennington, D. W. (2004). Life cycle assessment : Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, 30(5), 701–720.
- Reddy, K. R., Kumar, G., & Giri, R. K. (2017). Modeling Coupled Processes in Municipal Solid Waste Landfills : An Overview with Key Engineering Challenges. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, 3(1), 6. <https://doi.org/10.1007/s40891-016-0082-2>
- Reed, D. L. (2012). *Life-cycle assessment in government policy in the United States*.
- Regadío, M., Ruiz, A. I., de Soto, I. S., Rodríguez Rastrero, M., Sánchez, N., Gismera, M. J., Sevilla, M. T., da Silva, P., Rodríguez Procopio, J., & Cuevas, J. (2012). Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills. *Waste Management*, 32(3), 482-497. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.008>
- Reinhart, D. R., & Townsend, T. G. (1997). *Landfill bioreactor design & operation*. CRC press.
- Richard, E. N., Hilonga, A., Machunda, R. L., & Njau, K. N. (2021). Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania : The case of Arusha City. *Sustainable Environment Research*, 31(1), 1. <https://doi.org/10.1186/s42834-020-00075-3>
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., & Stegmann, R. (2006). Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste management*, 26(4), 356–372.
- Romero-Güiza, M. S., Peces, M., Astals, S., Benavent, J., Valls, J., & Mata-Alvarez, J. (2014). Implementation of a prototypal optical sorter as core of the new pre-treatment configuration of a mechanical–biological treatment plant treating OFMSW through anaerobic digestion. *Applied Energy*, 135, 63-70. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.08.077>
- Rong, L., Zhang, C., Jin, D., & Dai, Z. (2017). Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. *Journal of Cleaner Production*, 142, 413-419. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.050>
- Roy, P.-O., Azevedo, L. B., Margni, M., van Zelm, R., Deschênes, L., & Huijbregts, M. A. J. (2014). Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale : A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Science of The Total Environment*, 500-501, 270-276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.099>
- Ryckebosch, E., Drouillon, M., & Vervaeren, H. (2011). Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and Bioenergy*, 35(5), 1633-1645. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.033>
- Saheri, S., Mir, M. A., Basri, N. E. A., Mahmood, N. Z. B., & Begum, R. A. (2012). *Life Cycle Assessment for Solid Waste Disposal Options in Malaysia*. 6.
- Sahota, S., Shah, G., Ghosh, P., Kapoor, R., Sengupta, S., Singh, P., Vijay, V., Sahay, A., Vijay, V. K., & Thakur, I. S. (2018). Review of trends in biogas upgradation technologies and future perspectives. *Bioresource Technology Reports*, 1, 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.01.002>
- Salihu, A., & Alam, Md. Z. (2016). Pretreatment Methods of Organic Wastes for Biogas Production. *Journal of Applied Sciences*, 16, 124-137. <https://doi.org/10.3923/jas.2016.124.137>

- Samadder, S. R., Prabhakar, R., Khan, D., Kishan, D., & Chauhan, M. S. (2017). Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site : A case study. *Science of The Total Environment*, 580, 593-601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.003>
- Sarmah, P., Nakase, Y., Katsumi, T., Yamawaki, A., Takai, A., Omine, K., Deguchi, S., Doi, Y., & Ishiguro, T. (2020). Mechanical and leaching characteristics of inert waste landfills. *Japanese Geotechnical Society Special Publication*, 8(5), 164–169.
- Scaglione, D., Lotti, T., Ficara, E., & Malpei, F. (2017). Inhibition on anammox bacteria upon exposure to digestates from biogas plants treating the organic fraction of municipal solid waste and the role of conductivity. *Waste Management*, 61, 213-219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.014>
- Scarlat, N. (2018). Biogas : Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 16.
- Shah, G. M., Tufail, N., Bakhat, H. F., Ahmad, I., Shahid, M., Hammad, H. M., Nasim, W., Waqar, A., Rizwan, M., & Dong, R. (2019). Composting of municipal solid waste by different methods improved the growth of vegetables and reduced the health risks of cadmium and lead. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(6), 5463–5474.
- Shayler, H., McBride, M., & Harrison, E. (2009). *Sources and impacts of contaminants in soils*.
- Sheng, K., Chen, X., Pan, J., Kloss, R., Wei, Y., & Ying, Y. (2013). Effect of ammonia and nitrate on biogas production from food waste via anaerobic digestion. *Biosystems Engineering*, 116(2), 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.08.005>
- Singh, R. K., Yabar, H., Mizunoya, T., Higano, Y., & Rakwal, R. (2014). Potential benefits of introducing integrated solid waste management approach in developing countries : A case study in Kathmandu city. *Journal of sustainable development*, 7(6), 70.
- Sisto, R., Sica, E., Lombardi, M., & Prosperi, M. (2017). Organic fraction of municipal solid waste valorisation in southern Italy : The stakeholders' contribution to a long-term strategy definition. *Journal of Cleaner Production*, 168, 302–310.
- Sizirici, B., & Tansel, B. (2015). Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills : A case study. *Waste Management*, 38, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.020>
- Skone, T. J. (2000). What is life cycle interpretation? *Environmental Progress*, 19(2), 92-100. <https://doi.org/10.1002/ep.670190207>
- Smahi, D., Hammoumi, O. E., & Fekri, A. (2013). Assessment of the Impact of the Landfill on Groundwater Quality : A Case Study of the Mediouna Site, Casablanca, Morocco. *Journal of Water Resource and Protection*, 05(04), 440-445. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.54043>
- Smith, C. J., Hopmans, P., & Cook, F. J. (1996). Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. *Environmental pollution*, 94(3), 317–323.
- Steinmann, Z., & Huijbregts, M. A. J. (s. d.). *Ionizing radiation*.
- Strazzer, G., Battista, F., Garcia, N. H., Frison, N., & Bolzonella, D. (2018). Volatile fatty acids production from food wastes for biorefinery platforms : A review. *Journal of environmental management*, 226, 278–288.
- Sun, Q., Li, H., Yan, J., Liu, L., Yu, Z., & Yu, X. (2015). Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51, 521-532. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.029>
- Szuhaj, M., Ács, N., Tengölics, R., Bodor, A., Rákhely, G., Kovács, K. L., & Bagi, Z. (2016). Conversion of H₂ and CO₂ to CH₄ and acetate in fed-batch biogas reactors by mixed biogas community : A novel route for the power-to-gas concept. *Biotechnology for Biofuels*, 9(1), 1–14.

- Talalaj, I. A., Biedka, P., & Bartkowska, I. (2019). Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. *Environmental Chemistry Letters*, *17*, 1177–1193.
- The World Bank. (2020). *World bank country and leading groups*. <https://datahelpdesk.worldbank.org/knowledgebase/articles/906519-world-bank-country-and-leading-groups>.
- The world bank. (2023). *Trends in solid waste management*. https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/trends_in_solid_waste_management.html
- Thyø, K. A., & Wenzel, H. (2007). Life cycle assessment of biogas from maize silage and from manure. *Institute for Product Development, Technical University of Denmark*.
- Tian, Y. J., Hang, R. H., Yang, H., Zhou, H. Y., & Li, D. T. (2005). Pollution on groundwater systems by the leachate from a seashore waste landfill site. *Environ. Sanit. Eng*, *13*, 1-5.
- Tong, H., Shen, Y., Zhang, J., Wang, C.-H., Ge, T. S., & Tong, Y. W. (2018). A comparative life cycle assessment on four waste-to-energy scenarios for food waste generated in eateries. *Applied Energy*, *225*, 1143-1157. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.062>
- Torno, S., Torano, J., Menendez, M., Gent, M., & Allende, C. (2011). Prediction of particulate air pollution from a landfill site using CFD and LIDAR techniques. *Environmental fluid mechanics*, *11*, 99–112.
- Toutian, V., Barjenbruch, M., Unger, T., Loderer, C., & Remy, C. (2020). Effect of temperature on biogas yield increase and formation of refractory COD during thermal hydrolysis of waste activated sludge. *Water research*, *171*, 115383.
- Townsend, T. G., Powell, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T., & Reinhart, D. (2015). *Sustainable practices for landfill design and operation*. Springer.
- Tsydenova, N., Vázquez Morillas, A., & Cruz Salas, A. (2018). Sustainability Assessment of Waste Management System for Mexico City (Mexico)—Based on Analytic Hierarchy Process. *Recycling*, *3*(3), 45. <https://doi.org/10.3390/recycling3030045>
- Tyagi, V. K., Fdez-Güelfo, L. A., Zhou, Y., Álvarez-Gallego, C. J., Garcia, L. R., & Ng, W. J. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) : Progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *93*, 380–399.
- U.S. C. B. (2023). *U.S. and world population clock*. <https://www.census.gov/popclock/>
- US EPA, U. (2015). *Greenhouse Gas Inventory Report, Inventory of U.S. Greenhouse gas emissions and sinks : 1990–2010*. Greenhouse Gas Inventory Report, Inventory of U.S. Greenhouse gas emissions and sinks: 1990–2010
- USEPA, U. (2016). Environmental Protection Agency (2016) Advancing sustainable materials management : 2014 fact sheet. *USEPA, Washington, DC (Return)*.
- van Der Werf, H., Kanyarushoki, C., & Corson, M. S. (2011). L'Analyse de Cycle de Vie : Un nouveau regard sur les systèmes de production agricole. *Innovations agronomiques*, *12*, 121–133.
- van Zelm, R., Preiss, P., Dingenen, R. V., & Huijbregts, M. (s. d.). *Particulate Matter Formation*. 9.
- Vaneckhaute, C., Meers, E., Michels, E., Christiaens, P., & Tack, F. M. G. (2012). Fate of Macronutrients in Water Treatment of Digestate Using Vibrating Reversed Osmosis. *Water, Air, & Soil Pollution*, *223*(4), 1593-1603. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0967-6>
- Vélez, F., Segovia, J. J., Martín, M. C., Antolín, G., Chejne, F., & Quijano, A. (2012). A technical, economical and market review of organic Rankine cycles for the conversion of low-grade heat for power generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(6), 4175-4189. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.03.022>
- Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. (2012). Municipal Solid Waste and the Environment : A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, *37*(1), 277-309. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>
- Visvanathan, C. (1996). Hazardous waste disposal. *Resources, conservation and recycling*, *16*(1-4), 201–212.

- Voutsas, D., Grimanis, A., & Samara, C. (1996). Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environmental pollution*, 94(3), 325–335.
- Vujić, G., Gonzalez-Roof, A., Stanislavljević, N., & Ragossnig, A. M. (2015). Municipal solid waste development phases : Evidence from EU27. *Waste Management & Research*, 33(12), 1112–1120.
- Wagner M. (2017). *Freshwater Microplastics : Emerging Environmental Contaminants ? New York, NY: Vol. Volume 58*. Springer Berlin Heidelberg.
- Waste Atlas. (2018). *What a waste : An updated look into the future of solid waste management*. <https://www.worldbank.org/en/news/immer-sive-story/2018/09/20/what-a-waste-an-updated-look-into-the-future-of-solid-waste-management>.
- Whiting, A., & Azapagic, A. (2014). Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, 181–193. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.103>
- Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., & Gullett, B. K. (2014). Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523–9530. <https://doi.org/10.1021/es502250z>
- Winkler, J., & Bilitewski, B. (2007). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste management*, 27(8), 1021–1031.
- Worldwatch Institute. (2012). *Global municipal solid waste continues to grow*. <http://www.worldwatch.org/global-municipal-solid-waste-continues-grow>.
- Yanase, R., Hirata, O., Matsufuji, Y., & Hanashima, M. (2009). Behavior of mercury from used batteries in landfills over 20 Years. *Journal of the Japan Society of Material Cycles and Waste Management*, 20(1), 12–23.
- Yi, J., Dong, B., Jin, J., & Dai, X. (2014). Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions : Performance and microbial characteristics analysis. *PloS one*, 9(7), e102548.
- Yi, S., Kurisu, K. H., & Hanaki, K. (2011). Life cycle impact assessment and interpretation of municipal solid waste management scenarios based on the midpoint and endpoint approaches. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(7), 652–668. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>
- Yin, D.-M., Westerholm, M., Qiao, W., Bi, S.-J., Wandera, S. M., Fan, R., Jiang, M.-M., & Dong, R.-J. (2018). An explanation of the methanogenic pathway for methane production in anaerobic digestion of nitrogen-rich materials under mesophilic and thermophilic conditions. *Bioresour technology*, 264, 42–50.
- Yingjian, L., Qi, Q., Xiangzhu, H., & Jiezhi, L. (2014). Energy balance and efficiency analysis for power generation in internal combustion engine sets using biogas. *Sustainable energy technologies and assessments*, 6, 25–33.
- Yoo, M., Han, S.-J., & Wee, J.-H. (2013). Carbon dioxide capture capacity of sodium hydroxide aqueous solution. *Journal of Environmental Management*, 114, 512–519. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.061>
- Yuan Chen, X., Vinh-Thang, H., Avalos Ramirez, A., Rodrigue, D., & Kaliaguine, S. (2015). Membrane gas separation technologies for biogas upgrading. *RSC Advances*, 5(31), 24399–24448. <https://doi.org/10.1039/C5RA00666J>
- Zaman, A. U. (2010). *Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method*. 10.
- Zamri, M., Hasmady, S., Akhilar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., Fattah, I. R., & Mahlia, T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137, 110637.

- zawawi, M. H., & Syafalnia, Abustan, I. (2012). Volume Removed—Publisher's Disclaimer. *Procedia Engineering*, 50, 1-966. [https://doi.org/10.1016/S1877-7058\(14\)00002-2](https://doi.org/10.1016/S1877-7058(14)00002-2)
- Zbicinski, I. (2006). *Product design and life cycle assessment* (Vol. 3). Baltic University Press.
- Zhang, D., Zhu, M., Zhou, W., Yani, S., Zhang, Z., & Wu, J. (2015). A Two-Phase Anaerobic Digestion Process for Biogas Production for Combined Heat and Power Generation for Remote Communities. In J. Yan (Éd.), *Handbook of Clean Energy Systems* (p. 1-17). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118991978.hces003>
- Zhang, J., Qin, Q., Li, G., & Tseng, C.-H. (2021). Sustainable municipal waste management strategies through life cycle assessment method : A review. *Journal of Environmental Management*, 287, 112238. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112238>
- Zhou, Z., Tang, Y., Chi, Y., Ni, M., & Buekens, A. (2018a). Waste-to-energy : A review of life cycle assessment and its extension methods. *Waste Management & Research*, 36(1), 3-16. <https://doi.org/10.1177/0734242X17730137>
- Zhou, Z., Tang, Y., Chi, Y., Ni, M., & Buekens, A. (2018b). Waste-to-energy : A review of life cycle assessment and its extension methods. *Waste Management & Research*, 36(1), 3-16. <https://doi.org/10.1177/0734242X17730137>
- Zhuang, Y., Wu, S.-W., Wang, Y.-L., Wu, W.-X., & Chen, Y.-X. (2008). Source separation of household waste : A case study in China. *Waste Management*, 28(10), 2022-2030. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.012>

Annexes

Annexe I

Présentation de la base de données Ecoinvent

La base de données Ecoinvent est issue du projet « Ecoinvent 2000 » visant à combiner différentes bases de données d'inventaire existantes et à les enrichir afin d'obtenir un ensemble de données d'inventaire de très grande qualité, valable pour les pays d'Europe occidentale (Jolliet et al., 2010). Une grande majorité des logiciels d'analyse du cycle de vie l'intègrent en raison de la transparence prouvée en ce qui concerne la provenance des données utilisées ainsi que leur mode d'obtention, d'évaluation ou d'intégration dans les calculs.

Toutes les données de Ecoinvent sont établies autant que possible au niveau « processus élémentaire ». Plus de 40 000 processus sont disponibles dans la base de données Ecoinvent, et pour chacun de ces processus plus de 400 substances et ressources sont répertoriées (Jolliet et al., 2010). Les thèmes répertoriés dans la base de données sont :

- L'approvisionnement en énergie à savoir l'ensemble des mixes énergétiques (charbon, gaz, nucléaire, éolien, etc.) et les vecteurs énergétiques (fioul léger, fioul lourd, kérosène, vapeur, charbon, gaz naturel, pompe à chaleur, etc.)
- Les matériaux (briques, verre d'emballage, aluminium primaire et secondaire, plomb, nickel, acier inoxydable, ensemble des plastiques les plus courant, matériaux de construction en bois)
- Les produits chimiques (oxygène, azote, etc.)
- Les détergents
- Les papiers (graphiques, recyclés, etc.)
- Les services de traitements des déchets (déchets ménagers, boues d'épuration, plastiques, solvants, etc.)
- Les produits et processus agricoles (pommes de terre, betteraves, etc.)
- Les transports (camions, transport océanique, transport aérien, tram, bus, train courte et longue distance, etc.)

Présentation du logiciel SimaPro

SimaPro est la solution logicielle d'ACV la plus utilisée dans le monde. C'est un outil à usage général entièrement conforme à la norme ISO 14040/14044, et offre des fonctionnalités complètes pour la modélisation et l'évaluation des cycles de vie. Les industriels aussi bien que les chercheurs l'utilisent pour le calcul des impacts environnementaux de produits et services.

Dans les années 1990, la méthodologie ACV commence à être acceptée comme une méthode scientifiquement valable pour évaluer les impacts environnementaux de produits. Lors de la première Conférence néerlandaise sur l'écoconception en 1990, Mark Goedkoop, responsable du contenu de la conférence, met en place des ateliers autour d'un outil d'ACV. Suite à ces premiers ateliers, M. Goedkoop obtient un budget du ministère des Affaires économiques pour mettre à jour avec le CML Leiden l'outil SimaVera qui deviendra SimaPro pour « Systematische Milieu Analyser van Producten ». Les premières versions de SimaPro datent de 1991. Elles permettent l'évaluation :

- de la consommation d'énergie ;
- des émissions de substances toxiques dans l'atmosphère ;
- des émissions de matières toxiques dans les eaux de surface ;
- des émissions de substances acides dans l'atmosphère ;
- de la production de déchets solides.

Parallèlement au développement de SimaPro, Mark Goedkoop contribue à l'élaboration de méthodes d'évaluation d'impacts novatrices : Éco-indicateur 95/99 et ReCiPe qui sont aujourd'hui intégrées à SimaPro.

Le logiciel est fourni avec une combinaison des bases de données d'inventaire du cycle de vie d'une large portée internationale et une variété de trente différentes méthodes d'évaluation d'impact. Parmi les exemples de base de données disponibles, on retrouve aussi bien les données Ecoinvent que des données provenant de sources Nord-Américaines comme par exemple la base de données Buwal (Agence Suisse de l'Environnement, des Forêts et du Territoire) ou encore Franklin US LCI (États Unis) et IDEMAT. L'utilisateur peut sélectionner la ou les bases de données qui correspondent à son cas d'étude. SimaPro est assez flexible et permet à l'utilisateur d'introduire ses propres données industrielles et énergétiques.

Les méthodes de calcul d'impact disponibles dans SimaPro sont :

- CML-IA baseline ;
- CML IA non-baseline;
- ReCipe Midpoint H, E et I;
- ReCipe Endpoint H, E et I;
- ILCD 2011 Midpoint;
- IMPACT 2002+;
- EPS 2000;
- EPD (2008);
- Ecological scarcity 2006;
- EDIP 2003;
- BEES +;
- TRACI 2.1;
- Cumulative Energy Demand ;
- Cumulative Exergy Demand ;
- USEtox (default) et USEtox (sensitivity).
- Ecological footprint;
- Selected LCI results et Selected LCI results additionnal;
- Ecosystem Damage Potential ;
- Greenhouse Gas Protocol;
- IPCC 2007 GWP 100a20a et 500a;
- Boulay et al. 2011 (Human Health);
- Boulay et al. 2011 (Water Scarcity);
- Ecological Scarcity 2006 (Water Scarcity)
- Hoekstra et al. 2012 (Water Scarcity);
- Motoshita et al. 2010 (Human Health);

- Pfister et al. 2009 (Eco-indicator 99);
- Pfister et al. 2009 (Water Scarcity);
- Pfister et al. 2010 (ReCiPe).

Il est possible de créer ses propres méthodes soit à l'aide d'indicateurs existants dans les méthodes disponibles, soit en sélectionnant la liste des flux élémentaires à prendre en compte et en attribuant à chacun le facteur de caractérisation correspondant.

Annexe II

Global warming potential (GWP)

Le réchauffement climatique est le résultat de l'augmentation de la température due aux émissions de GES, tels que le CO₂, le CH₄, le N₂O et les CFC. En général, "le traitement des DSM génère du CO₂ biogénique et fossile, le CO₂ biogénique étant produit par la dégradation d'une fraction biodégradable des DSM, tandis que le CO₂ fossile est produit par la combustion de matériaux non biodégradables, tels que le plastique, le textile et le cuir". Cependant, le CO₂ biogénique a un facteur d'impact nul et ne contribue pas au réchauffement climatique (Khandelwal et al., 2019).

Ozone depletion (OD): l'appauvrissement de la couche d'ozone c'est la destruction de la couche d'ozone est un amincissement voire une disparition de cette couche qui résulte d'un déséquilibre entre la production et la destruction de l'ozone dans la stratosphère.

Terrestrial acidification (TA): L'acidification terrestre se caractérise par des modifications des propriétés chimiques du sol suite au dépôt de nutriments (à savoir, l'azote et le soufre) sous des formes acidifiantes. Ici, nous évaluons l'impact environnemental des oxydes d'azote (NO_x), de l'ammoniac (NH₃) et du dioxyde de soufre (SO₂). En outre, la baisse du pH du sol (c'est-à-dire l'augmentation de la concentration en cations hydrogène dans le sol), l'augmentation de l'acidification la concentration des éléments nutritifs dans le sol entraîne la diminution de la saturation en bases et l'augmentation de l'aluminium dissous dans la solution du sol. Cette baisse de la fertilité du sol peut entraîner une augmentation du jaunissement des tissus végétaux et de germination des graines et une diminution de la production de nouvelles racines, ce qui réduit les biomasses végétales et, dans les cas extrêmes, la diversité végétale (Falkengren-Grerup 1986 ; Roem et al. 2000 ; Zvereva et al. 2008).

Freshwater eutrophication (FE): Eutrophisation de l'eau douce est due au déversement de nutriments dans le sol ou dans les masses d'eau douce et à l'augmentation consécutive des niveaux de nutriments (à savoir de phosphore et d'azote). Le facteur d'effet est basé sur un modèle probabiliste de déclin de la richesse des espèces de poissons d'eau douce avec l'augmentation des émissions de P dans les systèmes d'eau douce (Azevedo et al., s. d.).

Marine eutrophication (ME): L'eutrophisation marine peut être définie comme une réponse de l'écosystème marin à l'augmentation de la disponibilité d'un nutriment limitant dans la zone euphotique des eaux marines. Nous supposons que l'azote (N) est le nutriment limitant dans les

eaux. À l'échelle mondiale, les émissions anthropiques d'azote dans l'environnement ont été multipliées par plus de 10 dans les 150 dernières années, provenant principalement du ruissellement et du lessivage des terres agricoles (émissions de N d'origine hydrique) et les processus de combustion (émissions de N en suspension dans l'air), favorisant l'augmentation de la biomasse planctonique ce qui peut alors entraîner une perte de diversité des espèces marines benthiques (vit dans la zone de fond marin) (Cosme et al, s. d.).

Human toxicity (HT): Les produits chimiques peuvent être émis dans l'environnement (air, eau, sol, etc.) pendant toutes les étapes du cycle de vie des produits, services et systèmes. Les inventaires d'émissions de différents produits peuvent contenir des centaines de substances chimiques, dont beaucoup sont susceptibles d'avoir des effets toxiques sur les êtres humains et/ou les écosystèmes. Par conséquent, l'identification et la quantification des impacts sur la santé humaine et les écosystèmes associés aux émissions de produits chimiques toxiques sont un aspect important pour le développement de produits et de technologies plus durables (Fantke & Owsianiak, s. d.).

Photochemical oxidant formation (POF): La cause et l'effet de la formation d'ozone commencent par une émission de NO_x ou de COVNM dans l'atmosphère, suivie du devenir et de la chimie de l'air ; les NO_x et les COVNM sont transformés en ozone dans l'air. Par la suite, cet ozone troposphérique peut être inhalé par l'homme ou absorbé par les plantes, ce qui entraîne une augmentation du nombre de cas de mortalité et des dommages finaux pour la santé humaine, ainsi que la disparition d'espèces végétales et des dommages finaux pour les écosystèmes terrestres.

Particulate matter formation (PMF): Formation de particule: La cause et l'effet de la formation de particules commencent par une émission de NO_x , NH_3 , SO_2 ou de $\text{PM}_{2,5}$ primaires dans l'atmosphère, suivie du devenir et de la chimie dans l'air ; les NO_x , NH_3 et SO_2 sont transformés dans l'air en aérosols secondaires. Par la suite, les $\text{PM}_{2,5}$ peuvent être inhalées par la population humaine, ce qui entraîne un nombre accru de cas de mortalité et de dommages finaux à la santé humaine (van Zelm et al, s. d.).

Ecotoxicity (Terrestrial ecotoxicity (TE) / Freshwater ecotoxicity FE) / Marine ecotoxicity (ME):

L'écotoxicité reflète l'impact sur les écosystèmes terrestres et aquatiques généré par un produit sur l'ensemble de son cycle de vie, et au-delà. Autrement dit, l'écotoxicité exprime le niveau d'émissions de substances toxiques d'un produit à long terme sur l'environnement, la faune et

la flore. Afin de pouvoir comparer les impacts de plusieurs produits, une substance toxique donnée est souvent utilisée comme « étalon » (c'est notamment le cas du dichlorobenzène).

Ionising radiation (IR): Les radionucléides peuvent être libérés au cours d'un certain nombre d'activités humaines. Ils peuvent être liés à l'activité nucléaire cycle du combustible (extraction, traitement, utilisation ou transformation du combustible nucléaire) ou pendant les phases plus classiques de la production d'énergie comme la combustion du charbon. Les radionucléides en suspension dans l'air peuvent être inhalés par l'homme, tandis que les radionucléides qui aboutissent dans l'eau douce peuvent être ingérés lors de la baignade en eau libre, en buvant l'eau produite à partir des eaux de surface ou peut entrer dans le cycle alimentaire via les cultures.

Lorsque les radionucléides se désintègrent, ils libèrent des radiations ionisantes. Exposition de l'homme aux rayonnements ionisants provoque des altérations de l'ADN, qui à leur tour peuvent entraîner différents types de cancer et de malformations congénitales (Steinmann & Huijbregts, s. d.).

Agricultural land occupation (ALO): Deux types d'interventions en matière d'utilisation des terres sont généralement pris en compte dans les inventaires du cycle de vie et les évaluations d'impact : la transformation des terres (également appelée changement d'affectation des terres) et l'occupation des terres. Lors de l'occupation des terres, celles-ci sont utilisées de la manière productive prévue (par exemple, l'agriculture) et ne peuvent pas évoluer vers un "état de référence naturel" (c'est-à-dire que la repousse de la forêt est évitée) (Chaudhary et al., s. d.).

Natural land transformation (NLT): Au cours de la transformation, la terre est modifiée pour la rendre adaptée à un usage prévu, comme la déforestation pour faire de la place à l'agriculture (Chaudhary et al., s. d.).

Water depletion (WD): le potentiel d'appauvrissement abiotique d'une ressource en eau sert de facteur de caractérisation, qui dépend du taux d'extraction de la ressource du taux de régénération de la ressource, de la réserve ultime de la ressource, des réserves ultimes de la ressource de référence antimoine et du taux de désaccumulation de l'antimoine (Berger & Finkbeiner, 2010).

Fossil depletion (FD): fait référence à l'épuisement des ressources non vivantes (abiotiques).

Annexe III

La méthode ReCiPe : L'objectif principal de la méthode ReCiPe est de fournir une méthode qui combine l'Eco-Indicator 99 et le CML, dans une version actualisée. ReCiPe distingue deux niveaux d'indicateurs :

- Les indicateurs de point médian
- Les indicateurs Endpoint avec les catégories suivantes : dommages à la santé humaine, dommages aux écosystèmes et dommages à la disponibilité des ressources (Aitor et al., 2017).

L'approche midpoint pour la caractérisation avec des éléments obligatoires (ISO 14042) est une méthode typique, même si elle fournit une douzaine de résultats d'indicateurs de catégories d'impact. L'approche endpoint a des catégories de dommages simples et facilement compréhensibles, fournissant des résultats avec un niveau d'incertitude interprétative plus faible par rapport à l'approche midpoint (Yi et al., 2011).

(Yi et al., 2011) ont indiqué que l'analyse du point médian incluait davantage les effets du point final, augmentant ainsi l'exhaustivité des impacts. En outre, l'approche par point final, qui comprend des indicateurs simples, a été utile pour résumer l'intégration des interprétations. Cependant, elle ne permet pas de comprendre clairement les dommages liés aux catégories d'impacts environnementaux à différentes échelles spatiales. Ainsi, l'interprétation des points finaux pourrait être segmentée en les regroupant aux échelles mondiale, régionale et locale.

METHODS	Acidification	Climate change	Resource depletion	Ecotoxicity	Energy Use	Eutrophication	Human toxicity	Ionising Radiation	Land use	Odour	Ozone layer depletion	Particulate matter/ Respiratory inorganics	Photochemical oxidation
CML (baseline)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-	-	-	✓	-	✓
CML (non baseline)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	-	✓
Cumulative Energy Demand	-	-	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	-	-
eco-indicator 99 (E)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-
eco-indicator 99 (H)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-
eco-indicator 99 (I)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-
Eco-Scarcity 2006	-	-	✓	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ILCD 2011, endpoint	✓	✓	-	-	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ILCD 2011, midpoint	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Endpoint (E)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Endpoint (H)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Endpoint (I)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Midpoint (E)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Midpoint (H)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
ReCiPe Midpoint (I)	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓
TRACI 2.1	✓	✓	✓	✓	-	✓	✓	-	-	-	✓	✓	✓
USEtox	-	-	-	✓	-	-	✓	-	-	-	-	-	-

Table 1: Availability of impact categories per method. ✓ represents that the impact category is contained in the correspondent method and - that not.