

Valorisation par digestion anaérobie des déchets organiques ménagers de la ville de Cuenca, Équateur

Auteur : Nieto Orellana, Christian Ricardo

Promoteur(s) : 2539

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en sciences et gestion de l'environnement, à finalité spécialisée en énergies renouvelables

Année académique : 2018-2019

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/7250>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

[2018-2019]

**Valorisation par digestion anaérobie des déchets organiques ménagers de la ville de
Cuenca, Équateur**

Mémoire présenté par Christian NIETO
en vue de l'obtention des diplômes de

**Master en Sciences et Gestion de l'Environnement – finalité Energies Renouvelables
(ULiège)**

Master en Développement Durable – finalité Énergie-Environnement (Uni.lu)

Promoteur : Professeur Manfred GREGER

Comité de lecture :

- **Professeur Frank SCHOLZEN**
- **Professeur Philippe ANDRE**

« Copyright »

« Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique* de l'Université de Liège et de l'université du Luxembourg

* « L'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de l'ULiège et l'Université du Luxembourg »

« Le présent document n'engage que son auteur. »

« Auteur du présent document : NIETO Christian, christianrno@hotmail.com

Dédicaces

A toute ma famille qui a toujours soutenu mes projets.

A ma femme qui avec sa patience, son courage, sa confiance mais surtout grâce à son amour m'ont soutenu pour culminer ce grand défi.

Remerciements

A Dieu, de m'avoir donné la force et de me protéger pendant tout cette étape.

Je remercie premièrement au Secrétariat National de l'Education Supérieure, Science et Technologie pour leur soutien économique qui m'a permis de réaliser cette formation académique.

A madame Andrea Arteaga, directrice générale de l'entreprise EMAC pour me permettre d'utiliser l'information nécessaire pour la réalisation du présent travail.

Je veux bien remercier au Professeur Manfred GREGER, encadrant de l'Université du Luxembourg pour sa patiente et sa guidance dans la révision du présent travail.

Je tiens un grand remerciement à tout l'équipe de travail de la firme L.E.E. à Junglinster, qui m'ont bien accueilli pendant mon travail de stage, surtout à Mannu HANNICK pour toujours partager ses connaissances qui m'ont bien aidé pour le développement du présent travail de fin d'études.

A Madame Françoise et Lucia qui m'ont donné leur soutenance morale pendant mon séjour à Arlon et leur patiente pour toujours me guider.

Un grand merci à tous mes collègues de la maison communautaire qui, avec leur bonne humeur, m'ont permis de passer un séjour plus agréable à Arlon.

TABLE DES MATIÈRES

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Introduction | 1 |
| 2 | Contexte Équateur | 3 |
| 2.1 | Gestion de déchets | 3 |
| 2.2 | Electricité en Équateur | 4 |
| 3 | Contexte local | 6 |
| 3.1 | Généralités | 6 |
| 3.2 | Production et composition des déchets | 7 |
| 3.3 | Collecte et gestion des déchets | 8 |
| 3.4 | Décharge de la ville de Cuenca | 10 |
| 3.5 | Tarif de collecte et gestion | 10 |
| 3.6 | Coûts pour l'entreprise | 11 |
| 3.7 | Lixiviat | 11 |
| 3.8 | Captation du gaz | 11 |
| 3.9 | Emissions de GES dans la décharge | 11 |
| 3.10 | Production du compost | 14 |
| 4 | Digestion anaérobie | 15 |
| 4.1 | Mécanismes | 15 |
| 4.2 | Paramètres | 16 |
| 4.2.1 | Température | 16 |
| 4.2.2 | Taille particules | 16 |
| 4.2.3 | Teneur en matière sèche | 16 |
| 4.2.4 | Taux de charge et temps de séjour | 17 |
| 4.2.5 | Type du substrat | 17 |
| 4.3 | Méthanisation de déchets ménagers | 18 |
| 5 | Systèmes de méthanisation et technologies | 19 |
| 5.1 | Selon la teneur en matière sèche | 19 |
| 5.2 | Selon le fonctionnement du digesteur | 19 |
| 5.3 | Technologies disponibles | 20 |
| 5.3.1 | Valorga | 21 |
| 5.3.2 | Dranco | 22 |
| 5.3.3 | Kompogas | 23 |
| 5.3.4 | BEKON | 24 |
| 5.4 | Avantages et désavantages | 25 |
| 5.5 | Analyse des technologies | 26 |
| 5.5.1 | Analyse technique | 27 |

| | | |
|-------|---|----|
| 5.5.2 | Analyse économique..... | 28 |
| 5.5.3 | Analyse environnementale | 29 |
| 5.6 | Sélection de la technologie la mieux adaptée..... | 29 |
| 6 | Évaluation de la technologie choisie | 30 |
| 6.1 | Données de base..... | 30 |
| 6.2 | Digestion anaérobie selon la technologie..... | 31 |
| 6.3 | Dimensionnement de l'installation | 32 |
| 6.4 | Production de compost..... | 34 |
| 6.5 | Production de biogaz..... | 37 |
| 6.6 | Production d'énergie | 37 |
| 6.7 | Bilan énergétique | 39 |
| 6.8 | Production de sous-produits..... | 41 |
| 6.9 | Transport des déchets..... | 41 |
| 7 | Analyse économique | 42 |
| 7.1 | Investissements | 42 |
| 7.2 | Coût d'exploitation | 42 |
| 7.3 | Recettes | 44 |
| 7.4 | Coût de traitement des déchets..... | 45 |
| 8 | Analyse de résultats..... | 46 |
| 8.1 | Influence sur la production d'électricité | 46 |
| 8.2 | Reduction des GES | 48 |
| 8.3 | Influence sur le coût de traitement | 51 |
| 8.4 | Reduction de déchets déposés..... | 52 |
| 9 | Conclusions | 53 |
| 10 | Références | 54 |
| 11 | Annexes..... | 58 |

Liste des abréviations

ARCONEL : Agencia de Regulación y Control de Electricidad

CHP : Combined Heat and Power

CONELEC : Consejo Nacional de Electricidad

EMAC : Empresa Municipal de Aseo Cuenca

EPA : Environmental Protection Agency

FNR : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.

FODM : Fraction Organique Déchet Ménager

GES : Gaz à Effet de Serre

GHG : Greenhouse Gas

L.E.E. : Landwirtschaft, Energie, Umwelt

MAE : Ministerio de Ambiente y Agua del Ecuador

OLADE : Organización Latinoamericana de Energía

SENPLADES : Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo

Liste de Tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Tarifs d'achat de l'unité d'électricité par source (CONELEC, 2014) | 5 |
| Tableau 2. Production estimée de déchets dans la ville de Cuenca, année 2019..... | 7 |
| Tableau 3. Estimation de production des déchets organiques, année 2019 | 8 |
| Tableau 4. Matériels qui doivent être déposés dans chaque fraction des déchets pour la collecte d'après l'entreprise EMAC | 8 |
| Tableau 5. Distribution hebdomadaire de jours pour la collecte des déchets ménagers..... | 9 |
| Tableau 6. Production de déchets non recyclables déposés dans la décharge, année 2018 | 9 |
| Tableau 7. Estimation de déchets ménagers additionnels dans la décharge et ses fractions entre les années 2019 et 2031 | 10 |
| Tableau 8. Paramètres pour le calcul des émissions de méthane de la décharge, année 2019..... | 12 |
| Tableau 9. Données pour le calcul des émissions d'après Lee et al. 2017..... | 14 |
| Tableau 10. Rendement de production de biogaz à partir de différents types de matière organique (Achinas et al. 2017)..... | 17 |
| Tableau 11. Principaux procédés utilisés pour la méthanisation de déchets, adapté de (Rapport et al. 2008) (Harzevili and Hiligsmann, 2017) | 20 |
| Tableau 12. Avantages et désavantages des systèmes de digestion anaérobie, adapté de (Mata-Alvarez, 2003) | 26 |
| Tableau 13. Procédés regroupés en fonction des critères de fonctionnement | 27 |
| Tableau 14. Production estimée de déchets ménagers dans la ville de Cuenca, année 2019..... | 30 |
| Tableau 15. Quantité de déchets organiques ménagers que valorise chaque scénario | 30 |
| Tableau 16. Paramètre pour le fonctionnement du procédé choisi | 31 |
| Tableau 17. Quantité de matière pour le démarrage du procédé de méthanisation | 32 |
| Tableau 18. Dimensions pour un digesteur BEKON..... | 32 |
| Tableau 19. Volume du substrat pour le procédé de méthanisation | 33 |
| Tableau 20. Nombre de cycles par an réalisé pour un digesteur | 33 |
| Tableau 21. Calcul du nombre de digesteurs pour traiter le substrat pendant 1 an | 33 |
| Tableau 22. Compostage du digestat après le procédé de méthanisation | 34 |
| Tableau 23. Matière entrante pour procédé de compostage | 34 |
| Tableau 24. Taille et fonctionnement d'un tunnel de compostage | 35 |
| Tableau 25. Calcul du nombre des tunnels de compostage | 35 |
| Tableau 26. Dimensions et temps de fonctionnement d'un andain de maturation | 36 |
| Tableau 27. Affinage du compost obtenu..... | 36 |
| Tableau 28. Production estimée du biogaz et du méthane par digestion anaérobie..... | 37 |
| Tableau 29. Énergie contenue dans le biogaz disponible | 38 |
| Tableau 30. Consommation électrique pour l'installation de méthanisation..... | 39 |
| Tableau 31. Bilan électrique pour l'installation de méthanisation | 40 |
| Tableau 32. Bilan thermique pour l'installation de méthanisation | 40 |
| Tableau 33. Sous-produits générés dans l'installation de méthanisation | 41 |
| Tableau 34. Coûts pour l'investissement de l'installation de méthanisation..... | 42 |
| Tableau 35. Coûts pour l'annuité de l'installation de méthanisation..... | 42 |
| Tableau 36. Électricité d'appoint achetée pour le fonctionnement de l'installation..... | 43 |
| Tableau 37. Dépenses pour la maintenance de l'installation..... | 43 |
| Tableau 38. Coût pour l'exploitation de l'installation de méthanisation..... | 43 |
| Tableau 39. Recettes pour le fonctionnement de l'installation..... | 44 |
| Tableau 40. Coût de traitement des déchets par le procédé de méthanisation envisagé..... | 45 |
| Tableau 41. Émissions estimées de GES de la décharge dans chacun des scénarios | 48 |
| Tableau 42. Émissions estimées de GES de l'installation de méthanisation dans chacun des scénarios..... | 48 |
| Tableau 43. Estimation d'émission des GES dans chacun des scénarios pour le fonctionnement ensemble de la décharge et de l'installation de méthanisation | 49 |

Liste de Figures

| | |
|---|----|
| Figure 1. Composition moyenne des déchets en Équateur (ENYA, 2015)..... | 3 |
| Figure 2. Sources de production d'électricité en Équateur (ARCONEL, 2018a)..... | 4 |
| Figure 3. Localisation de la ville de Cuenca (Sobieraj, 2013)..... | 6 |
| Figure 4. Température moyenne dans la ville de Cuenca (Pesántez, 2012)..... | 6 |
| Figure 5. Composition des déchets ménagers de la ville de Cuenca, année 2015 (Muñoz, 2016)..... | 7 |
| Figure 6. Disposition finale de la fraction recyclable (a) et de la fraction non recyclable (b)..... | 9 |
| Figure 7. Schéma du processus de méthanisation (Harzevili and Hiligsmann, 2017)..... | 15 |
| Figure 8. Schéma du procédé Waasa (Remy, 2018)..... | 21 |
| Figure 9. Schéma du procédé Valorga (Harzevili and Hiligsmann, 2017)..... | 22 |
| Figure 10. Schéma du procédé DRANCO (Remy, 2018)..... | 23 |
| Figure 11. Schéma du procédé KOMPOGAS (Goswami and Kreith, 2007)..... | 24 |
| Figure 12. Schéma du procédé BEKON (BEKON, 2018a)..... | 25 |
| Figure 13. Schéma du démarrage du procédé de méthanisation..... | 31 |
| Figure 14. Quantité de biogaz disponible pour le Scénario 1..... | 37 |
| Figure 15. Quantité de biogaz disponible pour le Scénario 2..... | 38 |
| Figure 16. Électricité produite pour chaque système dans chacun de scénarios..... | 46 |
| Figure 17. Production électrique de la décharge et de l'installation de méthanisation par rapport à la demande électrique de la ville..... | 47 |
| Figure 18. Émissions totales des GES, émis pour l'installation de méthanisation et pour la décharge dans chacun des scénarios..... | 49 |
| Figure 19. Changement sur le prix de traitement..... | 51 |
| Figure 20. Quantité de déchets cumulés dans la décharge entre les années 2019 et 2031 dans de différent Scénarios..... | 52 |

Liste d'Annexes

| | |
|--|----|
| Annexe 1. Consignes pour les ménages pour la séparation de leurs déchets d'après l'entreprise EMAC..... | 58 |
| Annexe 2. Bilan massique du procédé de méthanisation pour l'installation avec une capacité de 30 000 tonnes/an..... | 59 |
| Annexe 3. Bilan massique du procédé de méthanisation pour l'installation avec une capacité de 60 000 tonnes/an..... | 60 |
| Annexe 4. Localisation de la décharge de Cuenca et les centres habités les plus proches..... | 61 |
| Annexe 5. Calcul pour les estimations d'émissions des GES dans chacun des scénarios..... | 62 |

Résumé

La gestion de déchets organiques ménagers basée sur le fonctionnement de décharges ne fait que les confiner sous le sol, ce qui entraîne de plusieurs impacts environnementaux comme l'utilisation de grandes surfaces de sol, mais aussi le dégagement de polluants gazeux comme le méthane. Les décharges sont considérées comme la deuxième source d'émission du méthane, lequel a une puissance de réchauffement climatique 25 fois plus puissante que le dioxyde de carbone.

Les systèmes de captage dans les décharges peuvent récupérer que 60% du biogaz généré, tandis que les technologies de procédés de digestion anaérobie produisent la dégradation de la matière organique dans des conditions contrôlées, empêchent complètement l'échappement du biogaz vers l'atmosphère, produisent de l'énergie et de sous-produit valables comme le compost.

Ce travail s'encadre sur le choix de la technologie de digestion anaérobie la plus adéquate pour la ville de Cuenca où il est produit annuellement environ 67 421 tonnes de déchets organiques lesquels sont déposés directement dans la décharge de la ville. Les principaux bénéfices qu'entraînerait le fonctionnement d'une installation de méthanisation avec la valorisation de 30 000 tonnes de déchets sont la production 4.60 GWh/an d'électricité et une réduction en 37% des émissions des GES comme le méthane.

Mots clés : déchets organiques, digestion anaérobie, biogaz, gaz à effet de serre

Abstract

The management of household organic waste based on the operation of landfills only confines it under the ground, which leads to several environmental impacts such as the use of large areas of land, but also the release of gaseous pollutants such as methane. Landfills are considered the second largest source of methane emissions, which has a global warming potential 25 times more powerful than carbon dioxide.

Landfill capture systems can recover only up to 60% of the biogas produced, while anaerobic digestion process technologies produce the degradation of organic matter under controlled conditions, avoids the emission of biogas to the atmosphere, produce energy and valuable by-products such as compost.

This work is based on the choice of the most appropriate anaerobic digestion technology for the city of Cuenca, where approximately 67.421 tonnes of organic waste are produced annually and deposited directly in the city's landfill. The main benefits that would result from the operation of an anaerobic digestion plant with the recovery of 30.000 tonnes of waste are the production of 4.60 GWh/year of electricity and a 37% reduction in GHG emissions such as methane.

Keywords: organic waste, anaerobic digestion, biogas, greenhouse gas

1 Introduction

Actuellement la planète traverse une étape critique avec les conditions de réchauffement climatique, fortement liée aux émissions des gaz à effet de serre. Malgré les compromis adoptés en 2015 dans la Conférence de Climat de Paris pour limiter l'élévation de la température en dessous de 2 °C, il existe d'évidences scientifiques qui indiquent les températures moyennes atteignent déjà plus un degré d'augmentation à niveau préindustriel (CLIMAT.BE, 2018).

Les principales causes du phénomène de réchauffement climatique sont les émissions du dioxyde de carbone ; néanmoins, les émissions du méthane participent aussi dans cette problématique environnementale. Ce gaz possède une puissance de réchauffement climatique 25 fois plus fort que celle du dioxyde de carbone (EPA, 2018). Le méthane est émis en grand quantités en activités comme l'extraction de combustibles fossiles (Global Methane Initiative, 2011) et les activités agricoles ; mais, la gestion des déchets est aussi une source importante, cette activité contribue entre 6 et 18% du méthane émit (Pierini and Ratto, 2015), soient la troisième source d'émission de ce polluant gazeuse.

Les décharges sont une alternative rapide et économique appliqué pour les gouvernements pour la gestion de leurs déchets ménagers ; néanmoins, leur fonctionnement entraîne d'impacts environnementaux comme la demande de larges surfaces de sol, la génération de grands volumes de lixiviats et les émissions de polluants gazeux comme est le méthane. La principale cause de ses impacts, est le fait que la matière organique compose une grande partie des déchets qui sont déposés dans les décharges, où les conditions de dégradation ne peuvent pas être contrôlés, ce qui permet l'échappement du méthane vers l'atmosphère.

L'application du procédé de digestion anaérobie est une alternative pour la gestion des déchets ménagers étant donné que les conditions de dégradation de la matière organique peuvent être contrôlés ce qui permet réduire les impacts environnementaux issus aux émissions du méthane mais aussi de la production énergétique qui peut être valorisé.

Objectif

L'objectif du présent travail d'études s'encadre en estimer la quantité du biogaz qui peut et la production d'électricité qui peuvent être obtenus pour la valorisation de la fraction organique ménager (FODM) de la ville de Cuenca. On partira d'une analyse des technologies de digestion anaérobie utilisé à l'échelle industrielle pour la méthanisation de la FODM et on choisira celle qui s'adapterait le mieux au contexte de la ville. Les résultats de cette analyse permettront d'identifier les bénéfices environnementaux et énergétiques issus au fonctionnement d'une installation de méthanisation pour les déchets organiques ménagers.

Méthodologie

Le présent travail de fin d'études a été réalisé dans le cadre de mon stage dans la firme L.E.E. qui a donné de recommandations basées sur leur expérience en projets similaires pour la valorisation énergétique de déchets organiques.

Les données de production et composition des déchets utilisés correspondent à la dernière étude de caractérisation réalisé pour la ville de Cuenca réalisé en 2015. Par recommandation de la firme L.E.E. les calculs se basent sur l'utilisation d'une fraction des déchets générés dans la ville étant donné qu'il existe toujours de limites techniques qui ne permettent pas la valorisation de tous les déchets d'une ville.

La méthodologie pour ce travail se base sur l'analyse des technologies de digestion anaérobie existantes envisagés à l'application pour la gestion de déchets ménagers, cette analyse sera basée dans un cadre technique et économique en prenant en compte le contexte de la ville de Cuenca. La sélection de la technologie sera en fonction de celle qui puisse mieux s'adapter au contexte de la ville et au type des déchets organiques générés.

À partir de la sélection de la technologie il sera possible de calculer les produits à obtenir selon son procédé et permettra dimensionner l'installation requis. L'analyse économique prendra en considération les coûts d'investissement, les coûts d'exploitation et les revenus issus au fonctionnement d'une installation de digestion anaérobie de tels dimensions.

L'analyse économique ne prend en compte les valeurs issues à la collecte et le transport des déchets étant donné que le présent travail s'encadre dans l'objectif d'entrevoir un traitement alternatif de la FODM et à la fois d'obtenir de valorises un sous-produit valable à niveau énergétique comme est l'éthane.

2 Contexte Équateur

2.1 Gestion de déchets

La gestion des déchets en Équateur a été toujours une problématique environnementale caractérisée par de pratiques inadéquates comme la présence de décharges clandestines, l'incinération non-contrôlée et inclus par la disposition des résidus dans de rivières (Lalvay and Vidal, 2013). Seulement 19% des déchets produits sont déposés dans de décharges contrôlées (Solíz, 2015), tandis que le reste est encore déposé dans de zones non autorisées sans de mesures adéquates, ce qui montre l'absence de contrôle de part des autorités, mais aussi d'un manque de procédés alternatives pour améliorer le traitement des déchets.

Dans les pays de l'Amérique Latine, la matière organique compose entre 50 et 70% du total de leurs déchets ménagers (Sáez and Urdaneta, 2014). L'Équateur produise environ 4 000 000 tonnes de déchets par an, dont 61% sont d'organiques (Figure 1). Seulement 28% des villes équatoriennes réalisent de procédés de traitement pour ce type de déchets (Solíz, 2015), mais ces procédés gèrent seulement qu'une partie du total des organiques produits, le reste n'est pas récupérée et est placé dans de décharges.

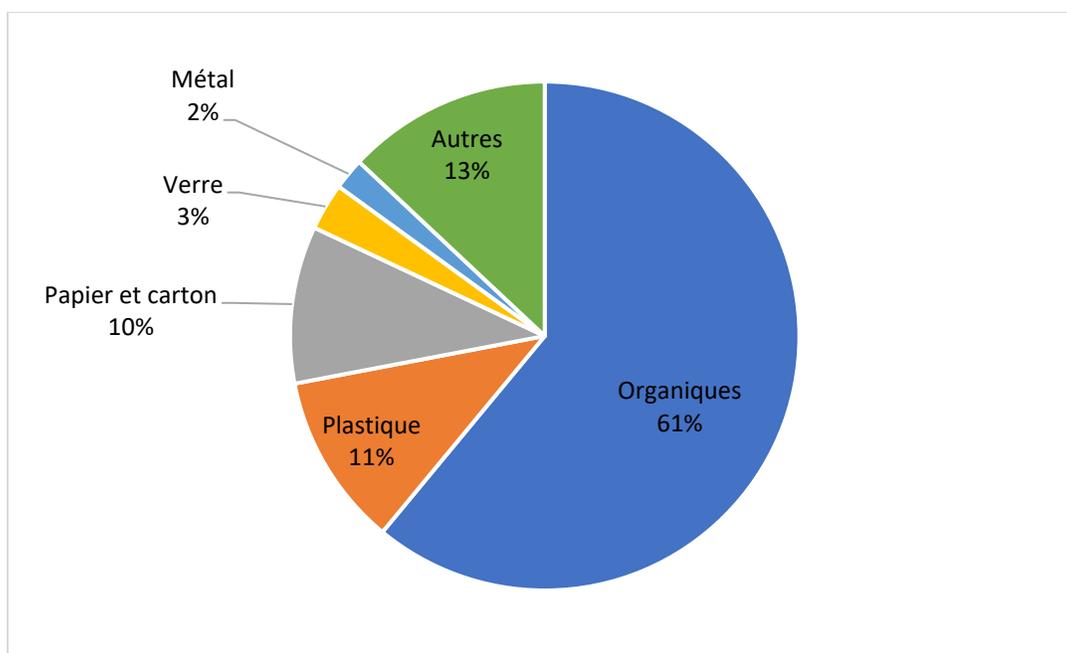


Figure 1. Composition moyenne des déchets en Équateur (ENYA, 2015)

De circonstances comme le pourcentage de matière organique présent dans déchets ménagers, le manque d'une habitude de séparation à la source des déchets et un système de gestion basé sur le fonctionnement de décharges, font estimer que l'Équateur a un potentiel d'émission du méthane. En 2012, ces émissions furent 11 724 tonnes d'équivalent CO₂, dont le 26% est provenu des décharges (MAE, 2016), quantité qui a fait partie des émissions de gaz à effet de serre qui contribuent aux impacts environnementaux.

Dans les dernières années, il y a eu une amélioration dans la gestion des déchets en Équateur avec l'implémentation de mécanismes pour diminuer l'impact liée au fonctionnement des décharges, ces mécanismes se basent sur la récupération du biogaz produite dans les décharges. Actuellement, les villes de Cuenca et Quito réalisent le captage et la valorisation énergétique du biogaz produit dans leurs décharges, cette valorisation consiste en la combustion dans d'unités de cogénération pour la production d'électricité laquelle est injectée au réseau national. Ces projets ont été conçus pour réduire les émissions du méthane provenant des décharges, mais aussi comme une option de profiter le potentiel énergétique contenu dans ce gaz dégagé.

Le captage du biogaz dans ces deux décharges permet de réduire les émissions de méthane ; toutefois, comme remarque (Abbasi, Tauseef, & Abbasi, 2012) ce type de procédé présente de limites techniques qui ne rendent possible de récupérer qu'environ 60 % du biogaz produit, tandis que le pourcentage restant continue à s'échapper vers l'atmosphère. La digestion anaérobie se déroule dans de conditions contrôlées à l'intérieur d'un digesteur ce qui empêche l'échappement du gaz et permet de capter le sous-produit comme est le biogaz lequel peut être valorisé pour la production d'électricité.

Des études telles que celles réalisés par (Orbe, 2016) et (Lalvay and Vidal, 2013) analysent le potentiel du procédé de digestion anaérobie des déchets organiques ménagers dans deux villes en Équateur qui possèdent déjà une gestion sélective d'une partie des leurs déchets. Ces études soulignent les bénéfices environnementaux et l'apport à la matrice énergétique qu'amènerait une installation de digestion anaérobie pour la production d'électricité à partir du biogaz.

2.2 Electricité en Équateur

En Amérique Latine, environ 55% de l'électricité produite provienne d'énergies renouvelables (Oxilia, 2012), dans certains pays de la même région cette participation dépasse le 95% de leur matrice énergétique (OLADE, 2018).

En 2017, la production d'électricité en Équateur était de 28 032 GWh/an, dont 74% est provenu d'énergies renouvelables, tandis que le 26% restante fut produite à partir de centrales thermiques qu'utilisent de combustibles fossiles (Figure 2). La fraction d'énergies renouvelables est comprise par de centrales hydroélectriques, d'éoliennes, de photovoltaïques, de la biomasse et du biogaz ; dont la filière hydroélectrique a la participation la plus grande. Dans la même année, les hydroélectriques ont produit 20 000 GWh/an, l'équivalent au 72% de l'électricité produite.

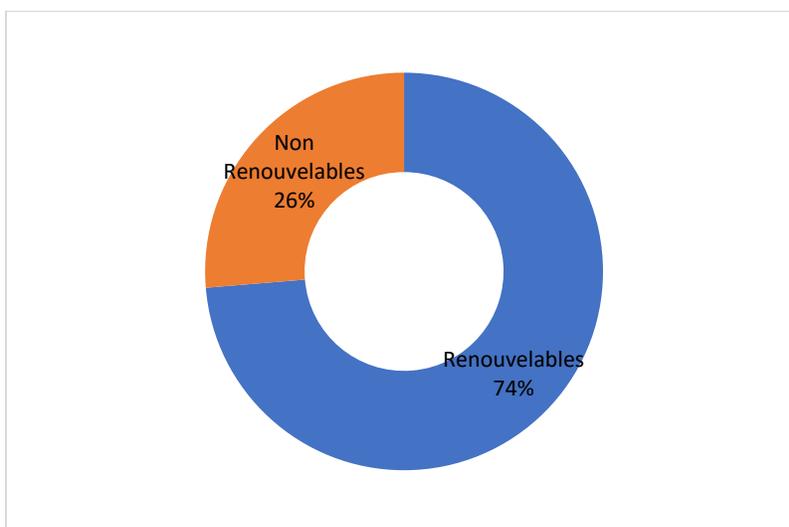


Figure 2. Sources de production d'électricité en Équateur (ARCONEL, 2018a)

La production d'électricité à partir du biogaz se base sur la combustion par cogénération du méthane produit dans les décharges municipales des villes de Quito et Cuenca ; la puissance totale installée des deux villes est de 7.26 MW et apporte 28 GWh/an, desquels 3.55 GWh/an sont produits dans la décharge de Cuenca (ARCONEL, 2018a).

Entre ses objectifs pour développer une matrice énergétique plus durable, l'Équateur prévoit qu'en 2021, 90% de la production d'électricité soit à partir de sources renouvelables (SENPLADES, 2017). Le gouvernement a émis la réglementation No. CONELEC 001/13 (CONELEC, 2014) laquelle fixe les conditions pour la commercialisation d'électricité produite à partir de différentes technologies d'énergie renouvelable ; ce document législatif donne de bases pour le développement de projets énergétiques renouvelables. Le Tableau 1 résume les tarifs en vigueur, depuis l'année 2014, pour l'achat d'électricité produite par les types d'installations encodés dans le document en mention.

Tableau 1. Tarifs d'achat de l'unité d'électricité par source (CONELEC, 2014)

| Type de centrale | Tarif ¢€ / kWh |
|-------------------------------------|---------------------------|
| Marémotrice | 39.40 |
| PV | 35.23 |
| Géothermique | 11.62 |
| Biomasse | 8.51 |
| Eolienne | 8.03 |
| Biogaz | 6.44 |
| Hydroélectrique ≤ 30 MW | 5.79 |
| Hydroélectrique $30 > P \leq 50$ MW | 5.46 |

Parmi les définitions des filières d'énergie renouvelables, la réglementation No. CONELEC 001/13 inclut celle du biogaz, laquelle est défini comme le combustible gazeux obtenu à partir de la dégradation anaérobie de la matière organique. En conséquence, les technologies pour la digestion anaérobie de déchets ménagers entrent dans le contexte de centrales électriques basés sur d'énergies renouvelables.

3 Contexte local

3.1 Généralités

Cuenca est une ville avec une surface de 72 km², localisé à 2 600 mètres d'altitude au sud de la région montagneuse l'Équateur. En 2015, la population de cette ville est estimée en 580 706 habitants (Muñoz, 2016). Elle est considérée comme la troisième la ville la plus importante du pays en fonction de ses activités économiques et sa population.



Figure 3. Localisation de la ville de Cuenca (Sobieraj, 2013)

Par la position du pays dans la zone équatoriale, la ville a de températures régulières et quasiment stables pendant l'année, la température moyenne se situe entre 14 et 17 °C (Figure 4).

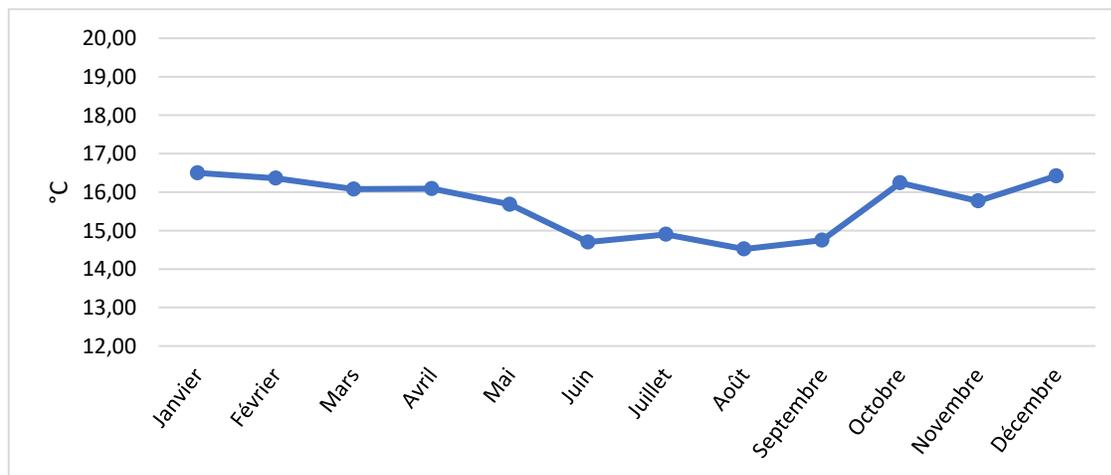


Figure 4. Température moyenne dans la ville de Cuenca (Pesántez, 2012)

3.2 Production et composition des déchets

La dernière étude de caractérisation menée par l'Universidad Católica de Cuenca estime que la production per capita des déchets ménagers est de 0.494 kg/hab*jour (Muñoz, 2016). Basé sur un taux de croissance démographique de 1.96% (EL TIEMPO, 2019) et la population en 2015, on peut estimer que la production actuelle de déchets ménagers est de 113 161 tonnes/an (Tableau 2).

Tableau 2. Production estimée de déchets dans la ville de Cuenca, année 2019

| Production de déchets ménagers | Quantité |
|--------------------------------|-------------------|
| Population | 627 589 habitants |
| Production per capita | 0.494 kg/hab*jour |
| Production de déchets | 310 tonnes/jour |
| Production de déchets | 113 161 tonnes/an |

Comme indiqué dans le Chapitre 2, en Équateur les déchets organiques composent 61% des déchets ménagers. Dans la ville de Cuenca, cette composition est similaire, la Figure 5 montre que la matière organique compose 64% des déchets produits dans la ville.

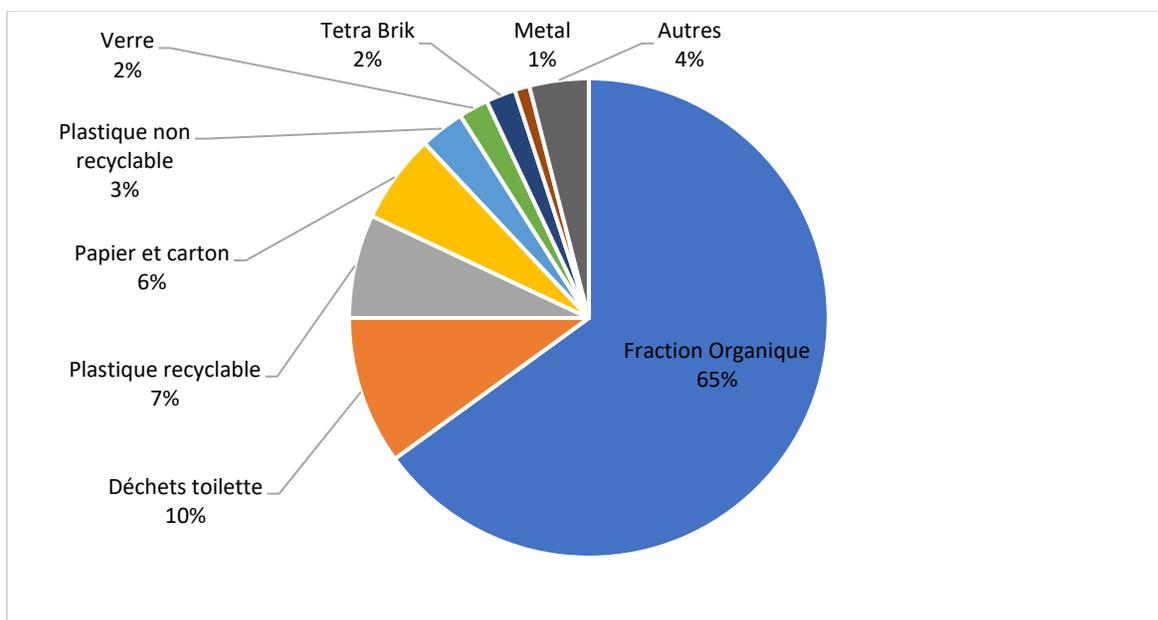


Figure 5. Composition des déchets ménagers de la ville de Cuenca, année 2015 (Muñoz, 2016)

Basées sur la quantité de déchets générés (Tableau 2), et la teneur de matière organique égale à 65%, on peut estimer que la quantité de déchets organiques ménagers produits dans la ville de Cuenca en 2018 était égale à 72 140 tonnes.

Tableau 3. Estimation de production des déchets organiques, année 2019

| Production de déchets organiques | Quantité |
|---|-----------------|
| Production de déchets ménagers | 113 161 tonnes |
| Pourcentage de matière organique | 65 % |
| Production de déchets organiques | 73 554 tonnes |

Compte tenu, que l'étude de caractérisation des déchets de la ville ne contienne pas d'information concernant aux caractéristiques de la FODM et qu'il n'existe pas d'études empiriques qui ont analysé cette fraction des déchets de Cuenca, on prend en compte le critère de Tchobanoglous and Kreith (2002) lequel indique que la teneur en matière sèche pour ce type de déchets est de 31%.

3.3 Collecte et gestion des déchets

La collecte et la gestion des déchets de la ville de Cuenca est réalisée par l'Entreprise Municipale d'Assainissement de Cuenca (EMAC, selon les initiales en espagnol), laquelle est une entreprise publique qui a été créée en 1998 avec de l'autonomie juridique et économique.

Par disposition d'une ordonnance municipale, chaque ménage doit réaliser la séparation de leurs déchets à la source en concordance au système de collecte réalisé par l'entreprise EMAC (Annexe 1), laquelle consiste en séparer les déchets en deux fractions : fraction recyclable et fraction non recyclable. Les matériels considérés comme recyclables sont déposés dans un sac de couleur bleue, tandis que les matériels non recyclables sont mis dans de sacs plastiques de couleur noire.

Le détail des matériels dans chacun de ces deux fractions sont indiqués dans le Tableau 4.

Tableau 4. Matériels qui doivent être déposés dans chaque fraction des déchets pour la collecte d'après l'entreprise EMAC
Source : EMAC, n.d.

| Fraction | Matériel |
|-----------------|----------------------------|
| Recyclable | • Plastique recyclable |
| | • Papier et carton |
| | • Verre |
| | • Tetra Brik |
| | • Métal |
| Non Recyclable | • Fraction Organique |
| | • Déchets de toilette |
| | • Plastique non recyclable |
| | • Autres |

La collecte et le transport des déchets est réalisé sur la modalité de porte-à-porte dans trois jours de la semaine avec le fonctionnement des camions à ordures de l'entreprise EMAC. La fraction non recyclable est collectée pendant les trois jours du service de collecte, tandis que la fraction recyclable est collectée le deuxième jour dans le même camion avec la fraction non recyclable (Tableau 5).

Tableau 5. Distribution hebdomadaire de jours pour la collecte des déchets ménagers

Source : EMAC, n.d.

| Jour de collecte | Fraction collectée |
|------------------|------------------------------------|
| Jour 1 | • Non recyclables |
| Jour 2 | • Non recyclables • Recyclables |
| Jour 3 | • Non recyclables |

Les camions suivent une route de collecte déjà établi et transportent les déchets vers le site où se trouve la décharge de la ville. Les sacs avec la fraction recyclable sont déposés dans un hangar où d'ouvriers réalisent le triage manuel de chaque matériel qui sera après commercialisé dans de centres de recyclage (Figure 6-a). La fraction non recyclable est pesée et versé directement dans la décharge sans aucun type de triage ou de prétraitement (Figure 6-b).



(a)



(b)

Figure 6. Disposition finale de la fraction recyclable (a) et de la fraction non recyclable (b)

Basés sur le système de gestion que réalisé l'entreprise EMAC (Tableau 4) et la composition des déchets (Figure 5), on peut estimer la quantité des déchets non recyclables qui ont été déposés dans la décharge dans l'année 2018, comme indique le tableau ci-dessous

Tableau 6. Production de déchets non recyclables déposés dans la décharge, année 2018

| Production de déchets | Valeur |
|---|----------------------|
| Production de déchets ménagers | 110 985 tonnes |
| Pourcentage non recyclable | 82 % |
| Déchets déposés dans la décharge | 91 008 tonnes |

3.4 Décharge de la ville de Cuenca

La décharge municipale est localisée à 21 km de distance de la zone urbaine de la ville de Cuenca, et occupe une surface d'environ 123 hectares. Les déchets non recyclables sont déposés directement dans la décharge, après une pelle mécanique et un tracteur type bulldozer font la distribution et la compaction des déchets, finalement les déchets sont couverts avec de la terre type argileuse. Ce site d'enfouissement a été mis en fonctionnement en 2001 avec une durée de vie prévue de 30 ans (Conto and Tipan, 2018) ; ainsi, il est estimé que la décharge continue à recevoir de déchets jusqu'à l'année 2031.

Compte tenu des données des déchets comme leur production per capita des déchets, leur composition et leur système de gestion, et aussi le taux de croissance démographique, on peut estimer les quantités des deux fractions de déchets qui seraient produits entre les années 2019 et 2031 (Tableau 7).

Tableau 7. Estimation de déchets ménagers additionnels dans la décharge et ses fractions entre les années 2019 et 2031

| Année | Production de déchets (tonnes/an) | Fraction recyclable (tonnes/an) | Fraction non recyclable (tonnes/an) | Cumulé dans la décharge (tonnes) |
|-------|-----------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| 2019 | 113 161 | 20 369 | 92 792 | 92 792 |
| 2020 | 115 379 | 20 768 | 94 610 | 187 402 |
| 2021 | 117 640 | 21 175 | 96 465 | 283 867 |
| 2022 | 119 946 | 21 590 | 98 356 | 382 223 |
| 2023 | 122 297 | 22 013 | 100 283 | 482 506 |
| 2024 | 124 694 | 22 445 | 102 249 | 584 755 |
| 2025 | 127 138 | 22 885 | 104 253 | 689 008 |
| 2026 | 129 630 | 23 333 | 106 296 | 795 304 |
| 2027 | 132 170 | 23 791 | 108 380 | 903 684 |
| 2028 | 134 761 | 24 257 | 110 504 | 1 014 187 |
| 2029 | 137 402 | 24 732 | 112 670 | 1 126 857 |
| 2030 | 140 095 | 25 217 | 114 878 | 1 241 735 |
| 2031 | 142 841 | 25 711 | 117 130 | 1 358 865 |

3.5 Tarif de collecte et gestion

Il existe un accord institutionnel entre l'entreprise EMAC et l'entreprise qui réalise la distribution de l'électricité dans la ville, pour que chaque ménage réalise le paiement du service de collecte et gestion des déchets à travers de la facture du service d'électricité.

Les frais que paye mensuellement chaque ménage pour la collecte de ses déchets ne sont pas basés sur le nombre de personnes qui composent le ménage ou la quantité de déchets générés ; ces frais sont calculés en fonction d'une formule développée par l'entreprise EMAC. Cette formule prend en compte de différents variables issus au fonctionnement de l'entreprise mais aussi prend en compte la consommation électrique du ménage ; ainsi, plus de consommation d'électricité par le ménage, plus est le frais mensuel payé pour le service de collecte et la gestion des déchets.

3.6 Coûts pour l'entreprise

Pour l'entreprise EMAC, le coût issu à la collecte et transport des déchets ménagers vers la décharge est de 44 €/tonne (P. Crespo, communication personnelle, 22 novembre 2018), le détail des items qui composent ce coût ne sont pas indiqués par l'entreprise et il n'existe pas de l'information secondaire qui indique ce détail.

Le coût pour la mise et l'arrangement des déchets dans la décharge de Cuenca est de 15 € par tonne (Barrera and Otacoma, 2017). Ce coût n'inclut pas les montants liés à la construction ni à l'investissement de ce site d'enfouissement.

3.7 Lixiviat

Les lixiviats sont de liquides résiduels inhérents au fonctionnement des décharges, ces sous-produits sont issus de la décomposition des déchets stockés. S'il n'est pas conçu un système pour leur captage, ces résidus liquides peuvent provoquer de problèmes de pollution dans la zone où se trouve la décharge.

La base de la décharge de Cuenca, est imperméabilisée avec une membrane plastique de polyéthylène. Un système de canalisation avec du pente, draine les lixiviats vers deux bassins localisés à côté de la décharge où ils sont stockés temporairement jusqu'à l'arrivée d'un camion-citerne qui transporte les lixiviats vers la station d'épuration des eaux usées de la ville. La génération moyenne de lixiviats dans la décharge est d'environ 100 m³ par jour (Inga and Romero, 2011).

3.8 Captation du gaz

En 2007, il était réalisé une étude d'avant faisabilité pour le captage du biogaz qui est produit dans la décharge pour sa valorisation énergétique. Les résultats de l'étude ont estimé que la production du biogaz à partir des déchets stockés serait jusqu'à l'année 2045 avec un taux maximal de production de 2 246 m³/h pour l'année 2022 (Eastern Research Group and Carbon Trade, 2007).

Actuellement il existe déjà une installation pour la valorisation énergétique du méthane produit dans la décharge de Cuenca, cette installation consiste en 23 puits qui captent le biogaz des zones fermées de la décharge, ensuite il est conduit vers un système d'épuration et condensation avant de sa combustion dans un moteur de combustion (Conto and Tipan, 2018). Cette installation a une puissance de 1MW, et a été mis en opération en 2017 avec une production électrique de 3.55 GWh/an (ARCONEL, 2018a) qui été injectée au réseau national. Un consortium entre l'entreprise EMAC et l'entreprise néerlandaise BGP Engineers, gère la production et la vente de l'électricité à partir du biogaz récupéré de la décharge.

3.9 Emissions de GES dans la décharge

Il n'existe pas un système de mesure périodique des émissions de GES provenant de la décharge, l'information disponible dans ce domaine se base sur d'estimation réalisées par d'études de thèse qui utilisent de modélisations basées sur de fichier Excel. Les calculs ici réalisés sont d'estimation pour calculer la quantité potentiel du méthane qui peut être dégagé pour le fonctionnement de la décharge.

Pour évaluer cette réduction on utilise la méthode « Default model – Tier 1 » indiqué dans le document développé par le GIEC (IPCC, 2000), cette méthode permet d'estimer les émissions du méthane issus aux déchets pendant une année. L'équation utilisée pour réaliser le calcul est comme indiqué suivant :

$$\text{Émissions de méthane} = [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (1 - OX)$$

Où

Émissions de méthane = est la quantité de méthane émis pour l'année spécifique (Gg¹/an)

MSW_T = est la quantité générée de déchets pour l'année spécifique (Gg/an)

MSW_F = est la fraction de déchets déposée dans la décharge

L₀ = potentiel de production du méthane (Gg CH₄/Gg de déchet)

R = la fraction captée du méthane (Gg/an)

OX = le facteur d'oxydation

Pour le calcul, on part du cas du scénario actuel de la décharge de Cuenca, dont les données sont indiquées dans le Tableau 8.

Tableau 8. Paramètres pour le calcul des émissions de méthane de la décharge, année 2019

| Paramètre | Valeur | Explication | Référence |
|------------------|---------|--|------------------------------|
| MSW _T | 113 161 | C'est la quantité totale de déchets ménagers projeté pour l'année 2019 basé sur la production de déchets per capita et le taux de croissance démographique. | Tableau 7 |
| MSW _F | 0.82 | C'est égal à la division entre 92 792 Gg et 113 161 Gg, qui correspondent à la quantité de déchets qui seraient déposés dans la décharge et la quantité totale produite respectivement. | Tableau 7 |
| L ₀ | 87 | On utilise la valeur issue aux résultats de mesures réalisées dans l'année 2007 comme procédé de l'étude de faisabilité pour le projet de captage du biogaz de la décharge | (Siliezar and Urquizo, 2009) |
| R | 0.6 | C'est la valeur recommandée en fonction des systèmes de captage du biogaz existantes dans les décharges en Équateur. | (Siliezar and Urquizo, 2009) |
| OX | 0.36 | Par la méthode recommande la valeur par défaut de 0.1, mais on utilise la valeur de 0.36 aussi utilisé par Lee et al. (2017), étant donné que c'est une valeur moyenne basé sur une série de mesures réalisés dans des autres décharges. | Lee et al. 2017 |

En remplaçant les valeurs dans la formule on obtient une valeur de 2 066 657 m³ de CH₄, qu'avec une densité de 0.668 kg/m³ donne est égal à **1 381 tonnes de CH₄**. Compte tenu que le méthane a un potentiel de réchauffement global 25 fois² plus puissant que le dioxyde de carbone on obtienne une équivalence de **34 513 tonnes CO₂** qui sont émis de la décharge comme résultat de la fraction du méthane qui n'est pas récupéré pour le système de captage.

Comme remarque Lee et al. (2017), les émissions de GES issues aux déchets dans les décharges comprennent aussi d'autres composants comme sont : (1) les émissions du CO₂ par la combustion du méthane capté, (2) les émissions du CO₂ par oxydation du méthane qui n'est pas récupéré par le système de captage, et (3) les émissions du CO₂ produit par la dégradation de des déchets.

Pour le calcul des autres fractions des GES émis de la décharge, on se base sur l'équation auparavant utilisée, en considérant que le biogaz produit dans la décharge a une teneur en méthane du 50% (IPCC, 2000).

¹ 1 Gg = tonne métrique, compte tenu que les valeurs dans le rapport de caractérisation de déchets de la ville de Cuenca sont exprimées en kg

² Une tonne de méthane a une puissance de réchauffement équivalent à 25 tonnes de CO₂ (EPA, 2018)

Emissions de la combustion du méthane

La quantité de méthane récupéré para le système de captage peut être calculé par :

$$\begin{aligned}\text{Émissions de méthane} &= [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (1 - OX) \\ \text{Méthane récupéré} &= (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)\end{aligned}$$

On calcule une quantité de 2 071 tonnes de méthane récupéré. Ce méthane capté est brûlé dans le moteur de combustion pour la production d'électricité comme réalisé actuellement dans la décharge. On prend en compte le facteur d'émission de CO₂ de 2.75 pour l'oxydation de chaque unité de méthane (Engineeringtoolbox.com, 2019) et on considère un rendement du moteur de 35%. Ainsi la combustion du méthane capté émet une quantité de **5 695 tonnes de CO₂**.

Emissions du méthane oxydé

Pour le calcul de la fraction du méthane qui oxyde

$$\begin{aligned}\text{Méthane oxydé} &= [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (1 - OX) \\ \text{Méthane oxydé} &= [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (OX) \\ \text{Méthane oxydé} &= [(113\ 161 \times 0.82 \times 87) - (113\ 161 \times 0.82 \times 87 \times 0.6)] \times (0.36)\end{aligned}$$

On calcule que 777 tonnes de méthane oxydent dans la décharge, en considérant le même facteur d'émission de 2.75 pour l'oxydation du méthane, on obtient une quantité de **2 136 tonnes de CO₂** qui sont émis par oxydation du méthane.

Emission du méthane par décomposition des déchets

La décomposition de la FODM dans la décharge produise du biogaz, dont 50% de son volume est du méthane et le 50% restante est du CO₂. Ainsi, en calculant la quantité du méthane qui est formé par la décomposition de la matière on calcule aussi quantité du CO₂

$$\begin{aligned}\text{Émissions de méthane} &= [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (1 - OX) \\ \text{Émissions de méthane} &= [(MSW_T \times MSW_F \times L_0) - (MSW_T \times MSW_F \times L_0 \times R)] \times (1 - OX) \\ \text{Formation du méthane} &= (MSW_T \times MSW_F \times L_0)\end{aligned}$$

Ce qui peut être interprété comme

$$\text{Formation du CO}_2 = (MSW_T \times MSW_F \times L_0)$$

La quantité du dioxyde de carbone produite para la décomposition de la FODM dans la décharge est égale à 8 072 881 m³, lesquels avec une densité de 1.98 est égale à **15 984 tonnes du CO₂**.

En conséquence, la quantité estimée des GES qui seraient émis pour le stockage de 113 161 tonnes de déchets ménagers dans la décharge de Cuenca en 2019 est égale à **58 328 tonnes de CO2**.

Lee et al. (2017) ont calculé un facteur d'émission de 2 708 kg CO₂ équivalent pour chaque tonne de déchet organique sec déposé dans la décharge ; dans cette étude, les auteurs ont pris en compte les émissions des GES de l'ensemble du fonctionnement de la décharge. Dans le tableau 9 on prend ce facteur de référence pour calculer les émissions des GES de pour le même période dans la décharge de Cuenca ; on obtient une valeur d'émission de 61 747 tonnes d'équivalent, près à la valeur auparavant calculée.

Tableau 9. Donnés pour le calcul des émissions d'après Lee et al. 2017

| Paramètre | Valeur | | Référence |
|--------------------------------|---------------|--------------------------------------|----------------------------------|
| Production de déchets ménagers | 113 161 | Tonnes | Tableau 3 |
| Teneur en organiques | 65 | % | Tableau 3 |
| FODM | 73 554 | tonnes | |
| Teneur en matière sèche | 31 | % | (Tchobanoglous and Kreith, 2002) |
| FODM sèche | 22 066 | Tonnes | |
| Facteur d'émission | 2 708 | kg CO ₂ /tonne FODM sèche | Lee et al. 2017 |
| Émissions totales | 61 747 | Tonnes CO₂ é | |

3.10 Production du compost

L'entreprise EMAC réalise aussi la collecte et la gestion des déchets organiques générés dans les marchés municipaux de la ville de Cuenca, ces déchets reçoivent une gestion différente à celle réalisée aux déchets ménagers. Les véhicules et les coûts liés à ce procédé sont indépendants à ceux qui sont appliqués pour les déchets ménagers.

Ces déchets des marchés sont transportés dans de bennes à ordures vers un centre de compostage localisé hors du site de la décharge. Le procédé de compostage est réalisé de façon manuelle par intervention des ouvriers de la même entreprise EMAC. Le compost produit est commercialisé à la population de la ville de Cuenca, et son prix de vente est de 101 € par tonne de compost (Barrera and Otacoma, 2017).

4 Digestion anaérobie

4.1 Mécanismes

La digestion anaérobie, aussi appelé méthanisation, est un processus qui transforme la matière organique en biogaz et en digestat. Cette transformation se déroule à l'intérieur d'un digesteur en absence de l'oxygène et par action de bactéries anaérobies. La méthanisation comprend de quatre étapes séquentielles (Figure 7) dont les produits de chacun servent comme du substrat pour l'étape subséquente ; ces étapes sont : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse.

La première étape est l'hydrolyse. Ici les polymères qui composent la matière initiale se fragmentent en composants plus simples appelés monomères, ces composants sont tels comme des acides gras simples, des aminoacides et de sucres, des acides aminés.

L'étape suivante est l'acidogénèse, dans laquelle de bactéries acidogènes utilisent les monomères produits dans la première étape et les transforment en acides volatile organiques et en alcools.

Dans l'acétogénèse intervienne l'action de bactéries, qui utilisent les acides et les alcools de l'étape précédent pour les transformer en acide acétiques, en hydrogène et en dioxyde du carbone.

La dernière étape est la méthanogénèse dans laquelle se produisent les produits finaux qui composent le biogaz. Pendant cette transformation interviennent deux groupes de bactéries, sont les bactéries méthanogènes acétoclastes et les bactéries méthanogènes hydrogénotrophes. Ces bactéries transforment les produits intermédiaires en méthane, en dioxyde de carbone, et en traces du soufre.

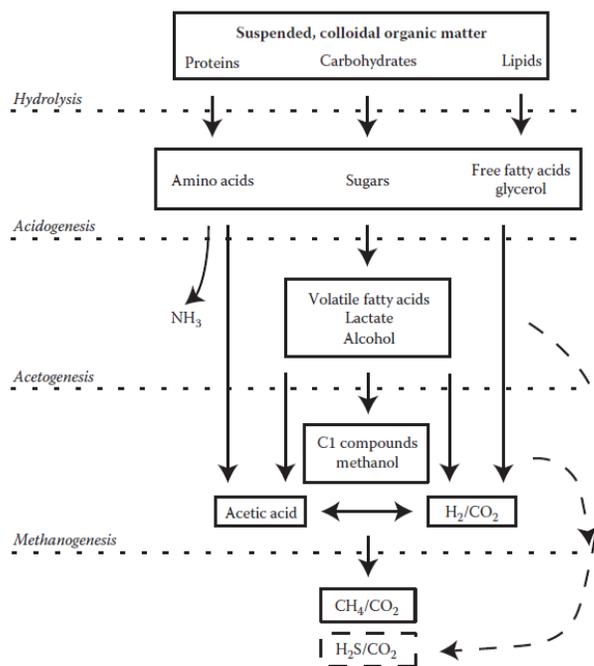


Figure 7. Schéma du processus de méthanisation (Harzevili and Hiligsmann, 2017)

L'autre sous-produit issu de la méthanisation est le digestat, lequel comprend de la matière organique qui ne peut pas se dégrader par action des bactéries anaérobies. La composition de ce produit solide dépend de la composition matière organique utilisé comme substrat (Mata-Alvarez, 2003).

4.2 Paramètres

Le principal facteur pour le déroulement de la méthanisation est l'absence de l'oxygène, mais il existe d'autres paramètres qui détermineront la performance de ce processus et par conséquent la quantité de biogaz qui peut être produit.

4.2.1 Température

La température est l'un des paramètres les plus importantes parce qu'elle influence directement sur la cinétique chimique de la dégradation de la matière organique. Les bactéries issues de la formation du méthane peuvent se développer entre les 10 et les 65°C (Abbasi and Tauseef, 2012). Généralement, la digestion anaérobie des déchets organiques se déroule dans deux plages de température : le rang thermophile et le rang mésophile (Mata-Alvarez, 2003).

La plage mésophile se déroule dans de températures entre 35 et 40 °C. Cette plage de température est utilisée dans la plupart de processus de digestion anaérobie (Harzevili and Hiligsmann, 2017) parce qu'elle dépense moins d'énergie pour le fonctionnement du digesteur et donne de conditions plus stables qui peuvent être contrôlées. Ici, la production du biogaz se déroule à de vitesses modérées.

La plage thermophile comprend de températures entre 50 et 55°C, dans lesquelles l'activité de bactéries augmente et mène une formation plus vite du méthane. Cette plage est utilisée plus souvent pour la digestion anaérobie des déchets ménagers (Mata-Alvarez, 2003), parce que ces températures aident à l'inactivation de pathogènes et parce qu'il y a une production plus rapide de biogaz. Néanmoins, les bactéries du processus de méthanisation sont plus sensibles aux changements hors de ce rang de température, cela demande un contrôle plus strict pour maintenir ces conditions.

4.2.2 Taille particules

La matière organique possède de formes très hétérogènes et pourtant la taille de ses particules est aussi variée, cette taille affecte au déroulement du processus de méthanisation.

De tailles trop grandes rendent plus difficile la fragmentation de la matière organique dans l'étape de l'hydrolyse ce qui ralentisse le développement des étapes subséquentes. Une taille minimale donne aux particules une surface spécifique plus adéquate pour l'action des bactéries lors de la transformation de la matière organique (Harzevili and Hiligsmann, 2017).

Il n'existe pas de taille spécifique pour les particules lors le procédé de digestion anaérobie parce celle-ci dépend directement des conditions de fonctionnement du digesteur utilisé ; sur base de références des technologies existantes, cette taille est comprise entre 15 et 40 mm. (Abbasi and Tauseef, 2012).

4.2.3 Teneur en matière sèche

La teneur en matière sèche est aussi interprétée comme l'inverse à l'humidité, cela est défini par les caractéristiques de la matière organique utilisé comme substrat. Ce paramètre détermine le type de technologie à utiliser pour réaliser la digestion anaérobie. La matière organique ayant une teneur jusqu'à 10% est considérée comme de la biomasse humide, tandis celle qui présente une teneur entre 10 et 50% est considérée comme de la biomasse sèche (Harzevili and Hiligsmann, 2017).

La présence de l'eau permet un meilleur flux du substrat dans le digesteur et aussi mène la dilution des nutriments ce qui favorise leur disponibilité pour les bactéries pendant le procédé de méthanisation (Harzevili

and Hiligsmann, 2017). Mais ce De références comme (Beevi et al. 2013), lesquelles analysent la digestion anaérobie de déchets ménagers, indiquent que la production de biogaz augmente tant que la teneur en matière sèche diminue.

4.2.4 Taux de charge et temps de séjour

Ces sont deux paramètres qui sont toujours analysés ensemble étant donné leur corrélation. Le taux de charge indique la quantité du substrat qu'est introduit dans le digesteur par unité de temps. Le temps de séjour indique le temps que la matière organique reste à l'intérieur du digesteur.

Le nombre de bactéries issus au processus de méthanisation commence à doubler environ 10 jours après l'introduction du substrat dans le digesteur (FNR, 2013), cela indique que la matière organique doit rester un minimum de temps à l'intérieur du digesteur pour permettre la formation du méthane, sinon il risque de perturber l'activité des bactéries et de réduire la production du biogaz. Généralement, le temps de séjour varie entre 10 et 40 jours, ce dépend des caractéristiques et de la composition du substrat, mais aussi de la technologie utilisée pour le procédé de méthanisation.

Si le substrat demande beaucoup de temps pour se dégrader, la quantité de matière qui est introduite dans le digesteur chaque jour se réduit. Dans l'autre sens, du substrat avec un temps de séjour court, le taux de charge augmente, ce permet d'introduire dans le digesteur plus de matière organique par jour.

4.2.5 Type du substrat

Bien que la plupart de matières organiques soient capables de se dégrader et de produire du méthane, de certains possèdent plus de potentiel que par rapport à des autres. La composition du substrat va définir la quantité de biogaz qui peut être produite par action des bactéries anaérobies.

La biomasse lignocellulosique peut se dégrader et former du méthane, mais la vitesse à laquelle se produise sa décomposition est lente en raison de la configuration de ses molécules, lesquelles sont plus résistantes à l'action des bactéries (Mata-Alvarez, 2003). La matière grasse contient plus de molécules de carbone et d'hydrogène qui peuvent produire du biogaz avec une teneur plus riche en méthane, ce type de substrat demande aussi de long temps de séjour pour sa dégradation (FNR, 2010).

Les résidus d'origine animale peuvent aussi produire du biogaz mais leur potentiel est limité étant donné qu'ils contiennent plus d'azote que par rapport à des autres types de biomasse utilisées, une teneur élevée de cet élément perturbe l'activité de bactéries pendant la digestion anaérobie et diminue la formation du biogaz (Abbasi, Tauseef, & Abbasi, 2012).

Tableau 10. Rendement de production de biogaz à partir de différents types de matière organique (Achinis et al. 2017)

| Substrat | Production de biogaz (m3/tonne) |
|----------------------|--|
| Matière grasse | 826 – 1 000 |
| Déchets alimentaires | 110 |
| Fumier de cheval | 56 |
| Maïs | 200 - 220 |
| Déchets ménager | 102 |
| Boues d'épuration | 47 |

4.3 Méthanisation de déchets ménagers

Le procédé de la méthanisation est inclus dans les systèmes de gestion des déchets ménagers pour utiliser sa teneur en matière organique comme substrat pour la production de biogaz, cela favorise à diminuer la quantité de déchets qui sont déposés dans les décharges. Selon Wellinger, Murphy & Baxter (2013), la digestion anaérobie semble comme le procédé le plus approprié pour le traitement des déchets organiques ménagers. Les mécanismes et les conditions qui se déroulent dans la méthanisation inhibent l'activité de pathogènes présents dans les déchets, ce qui réduit le risque de contamination du sous-produit solide comme est le digestat.

La méthanisation de déchets organiques ménagers peut produire entre 100 et 150 m³ de biogaz par tonne de ce type de substrat (Mata-Alvarez, 2003). Comme ce procédé se déroule dans des installations fermées, le méthane n'échappe pas vers l'atmosphère, ce qui favorise son captage et son application pour la production d'énergie. L'utilisation de déchets organiques dans la digestion anaérobie ne provoque pas de concurrence pour la terre comme le cas des cultures énergétiques (Wellinger, Murphy & Baxter, 2013).

La performance du triage et de la collecte influence sur les caractéristiques de ce type de déchets ; si ces activités ne sont pas adéquates, le substrat peut contenir beaucoup de matière inorganique laquelle ne se dégrade pas pendant la méthanisation et réduit la production de biogaz (Wellinger, Murphy & Baxter, 2013).

5 Systèmes de méthanisation et technologies

Comme indiqué auparavant, il existe de paramètres qui influencent la digestion anaérobie ce qui donne lieu à l'apparition de plusieurs configurations possibles dans lesquelles le processus de digestion anaérobie peut se développer. Néanmoins, sont deux critères les plus importants sur lesquels se base la classification du processus de digestion anaérobie : la teneur en matière sèche et le mode de fonctionnement du digesteur.

5.1 Selon la teneur en matière sèche

Le système de digestion anaérobie sont classifiées en se basant sur la matière sèche présente dans la matière organique utilisé comme substrat. Ces systèmes peuvent être humides ou sèches.

Systèmes humides

Sont de systèmes qu'utilisent de substrats avec une teneur en matière sèche entre 2 et 12% (Wellinger, Murphy & Baxter, 2013), ce qui donne à eux une consistance liquide et homogène. La biomasse utilisée avec tels caractéristiques sont les eaux usées et les lisiers. Il est possible d'utiliser de la biomasse avec une teneur de 15% ou plus (Harzevili and Hiligsmann, 2017), mais il demanderait de l'ajout de l'eau pour ajuster cette teneur aux conditions pour le fonctionnement du digesteur.

Dans ce type de systèmes, le prétraitement est strict pour éviter de perturbations à l'entrée du substrat dans le digesteur, mais aussi pour assurer le bon fonctionnement de l'équipement pendant le procédé.

Systèmes secs

La biomasse utilisée dans ce type de systèmes possède une teneur en matière sèche entre 15% et 40%, dans quelques cas cette teneur peut être de 50% (Mata-Alvarez, 2003). Dans ces conditions, la biomasse ne demande pas un prétraitement très strict, ceci se base sur la séparation des particules avec un diamètre de plus de 40 mm (Mata-Alvarez, 2003).

La taille des digesteurs utilisés dans ces systèmes est plus réduite que celle utilisé pour les systèmes humides étant donné une mineure volume du substrat. Le procédé de méthanisation dans ce type de systèmes demande moins de consommation d'énergie thermique étant donné qu'il y a moins de présence de l'eau dans le substrat (Lima, 2010).

5.2 Selon le fonctionnement du digesteur

Les systèmes peuvent se classifier en fonction du mouvement du substrat pendant le procédé de méthanisation, autrement dit la façon dont la matière organique est introduite au digesteur. Ils sont les systèmes continus et les systèmes discontinus.

Continus

Dans ce type de systèmes l'introduction de la matière se réalise de façon continue ; ainsi, pour chaque quantité de matière entrante une fraction avec le même volume sort du digesteur.

Il faut un prétraitement de la biomasse pour l'adapter aux conditions de fonctionnement du réacteur (Lima, 2010). Ce prétraitement du substrat consiste en ajuster la taille de ses particules et en enlever de matériels inorganiques pour assurer son mouvement au cours de la méthanisation. Le prétraitement est réalisé avec l'utilisation d'équipements comme de broyeurs et de mixeurs.

La production du biogaz est constante étant donné que le flux et le taux de charge du substrat dans le digesteur sont aussi continus.

Discontinus

Sont aussi appelés systèmes batch. Leur principe de fonctionnement semble comme celui d'une décharge (Mata-Alvarez, 2003), avec la différence dans les systèmes batch, les conditions du procédé de méthanisation sont contrôlées ce qui permettent une meilleure performance de production du biogaz. Le substrat utilisé dans ces systèmes possède une teneur en matière sèche entre 30 et 40%. (Wellinger, Murphy & Baxter, 2013)

Dans ces systèmes, le digesteur est alimenté avec un volume fixe de substrat et après est fermé hermétiquement. A l'intérieur il n'existe pas de parties mobiles et le substrat reste immobile pendant se produisent les étapes de la digestion anaérobie en périodes de temps différent ; en conséquence, la production de biogaz est intermittente. Il est possible une production constate du biogaz avec l'installation en parallèle de plusieurs digesteurs.

5.3 Technologies disponibles

La recherche dans le domaine de la méthanisation de déchets a été en constante développement depuis les années 80 (Mata-Alvarez, 2003) cela a permis le développement d'une variété de procédés et de technologies de taille commerciale qui sont actuellement appliqués pour le traitement de déchets organiques ménagers. Le Tableau 11 résume quelques technologies existantes à l'échelle industrielle

Tableau 11. Principaux procédés utilisés pour la méthanisation de déchets, adapté de (Rapport et al. 2008) (Harzevili and Hiligsmann, 2017)

| Procédé | Teneur en matière sèche | Rang de température | Type de fonctionnement |
|------------------|-------------------------|--------------------------|------------------------|
| BEKON | Sèche | Mésophile | Discontin |
| Waasa | Humide | Mésophile ou Thermophile | Continu |
| Krüger | Humide | Mésophile | Continu |
| Citec | Humide | Thermophile | Continu |
| Ros Roca Process | Humide | Mésophile | Continu |
| Dranco | Sèche | Thermophile | Continu |
| Kompogas | Sèche | Thermophile | Continu |
| Valorga | Sèche | Mésophile ou Thermophile | Continu |
| Strabag | Humide | Mésophile ou Thermophile | Continu |
| Schwarting-Uhde | Humide | Thermophile | Continu |
| BTA | Humide | Mésophile | Continu |
| ISKA | Humide | Mésophile | Continu |

Malgré la variété de technologies de méthanisation, seulement certains d'eux sont plus répandu dans d'applications industrielles. Basées sur la bibliographie disponible, on détaille ci-dessous ceux qui ont plus de références commerciales.

Waasa

Est une des premiers procédés conçus à échelle commerciale. Le nom de cette technologie fait référence à la ville finlandaise où elle a été développée.

Cette technologie fonctionne par la voie humide continu ; elle est composée principalement de deux digesteurs verticaux (Figure 8). À l'intérieur du premier digesteur se réalise le prétraitement du substrat par son homogénéisation et l'élimination des particules les plus denses ; dans le deuxième digesteur se développe la digestion anaérobie.

Le réacteur du prétraitement est équipé avec un pulpeur qui réalise l'ajustement de la teneur en matière sèche dans biomasse à de valeurs entre 10 et 15% (Lima, 2010). Le deuxième réacteur possède de parties mobiles qui servent à maintenir les particules solides en suspension pendant le procédé de digestion anaérobie. Le rendement de production du biogaz avec cette technologie est entre 100 et 150 m³ par tonne de déchets entrant (Rapport et al. 2008).

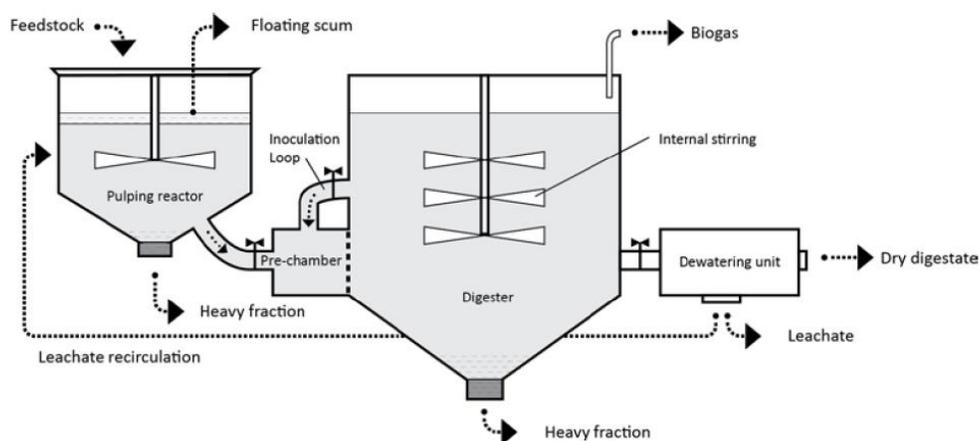


Figure 8. Schéma du procédé Waasa (Remy, 2018)

5.3.1 Valorga

Celle-ci est une des premières technologies appliquées à l'échelle commerciale pour le traitement des déchets ménagers. Est d'origine française, et la plupart de ses références sont installées dans ce pays avec environ 12 infrastructures installées (ADEME, 2012).

Une de ses premières références est l'installation de méthanisation localisée dans la ville d'Amiens, en France. Malgré cette installation a été construite et mis en marche en 1988, elle continue en fonctionnement avec une capacité de 67 000 tonnes par an des déchets organiques, et une production d'environ 9 500 000 m³ de biogaz pendant la même période, l'équivalent à 54 600 MWh d'énergie (ADEME, 2012).

Le réacteur possède une configuration verticale, à l'intérieur il est installé une paroi qui occupe deux tiers du diamètre et lui divise en deux sections (Figure 9). Par une section, de la biomasse fraîche est introduite par un mouvement piston, une fois à l'intérieur elle est homogénéisée par l'action du biogaz qui est réinjecté dès la base du réacteur. Dans l'autre section, le digestat sort après de circuler autour de la paroi.

Pour assurer l'homogénéisation, la teneur en matière sèche de la biomasse est ajustée entre 25 et 30% (Rapport et al. 2008), si ce pourcentage est inférieur à 20% les particules plus denses peuvent sédimenter et s'accumuler dans la base du réacteur, ce qui peut boucher le système d'injection.

Le temps de séjour du substrat à l'intérieur du digesteur est d'environ trois semaines. Selon les références de ce type de réacteur, le rendement de production du biogaz est entre 120 et 150 m³ par tonne de biomasse avec une teneur en méthane du 52% (ADEME, 2012). Ce type de technologie peut fonctionner dans deux plages de température, soit le rang mésophile soit le rang thermophile.

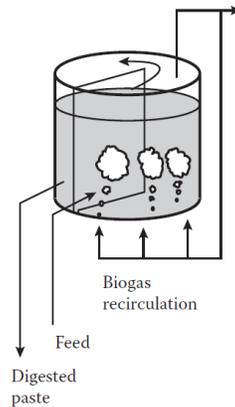


Figure 9. Schéma du procédé Valorga (Harzevili and Hiligsmann, 2017)

5.3.2 Dranco

Cette technologie a été développée en coopération entre l'Université de Gand et l'entreprise OWS (Mata-Alvarez, 2003). La première référence commerciale de ce type de réacteur était construite en 1991 dans la ville de Brecht en Belgique, avec une capacité de traitement de 20 000 tonnes de déchets par an, et une production approximative de 110 m³ par tonne de matière fraîche, ce qui est l'équivalent à 630 kWh d'énergie.

Le substrat utilisé dans ce type de technologie peut avoir une teneur en matière sèche jusqu'au 40% et sa taille de ses particules doit être ajusté à un diamètre maximal de 40 mm (De Baere 2012). La présence de matière inorganique dans le substrat n'empêche pas le développement du procédé de digestion anaérobie, ce qui permet que l'étape de prétraitement du substrat ne soit pas très stricte.

L'introduction de la matière organique se produit par pompage du type piston ; de la matière fraîche est poussée à travers de trois tuyaux qui traversent le fond du réacteur et montent jusqu'à un mètre avant le toit du réacteur (Figure 10). Déjà à l'intérieur, la biomasse descend par la force de gravité, ce qui produit l'effet d'homogénéisation étant donné que ce type de réacteurs ne possède de parties mobiles à l'intérieur.

Pour chaque volume de matière fraîche, sept volumes similaires de matière digérée sortent du réacteur, dont six sont recirculés sous forme d'inoculum avec de la matière entrante et la fraction restante est dirigée vers le module de compostage. Ce procédé se réalise chaque fois que de la matière fraîche arrive, ce qui donne à la biomasse un temps de séjour 20 jours à l'intérieur du digesteur (De Baere 2012).

La digestion anaérobie dans ce type de technologie se déroule avec une température de 55°C, l'équivalent au rang thermophile (De Baere 2012). Pour augmenter la température, de la vapeur de l'eau est ajoutée pendant l'inoculation de la fraction entrante. Le réacteur et les parties où circule de la biomasse ont de l'isolation thermique ce qui évite la nécessité d'un système de chauffage permanent.

Le rendement de production du biogaz c'est dans l'ordre d'entre 100 et 170 m³ par tonne de matière organique. Pour son fonctionnement, le système consomme entre 30 et 40% de l'électricité produite à partir du biogaz obtenu.

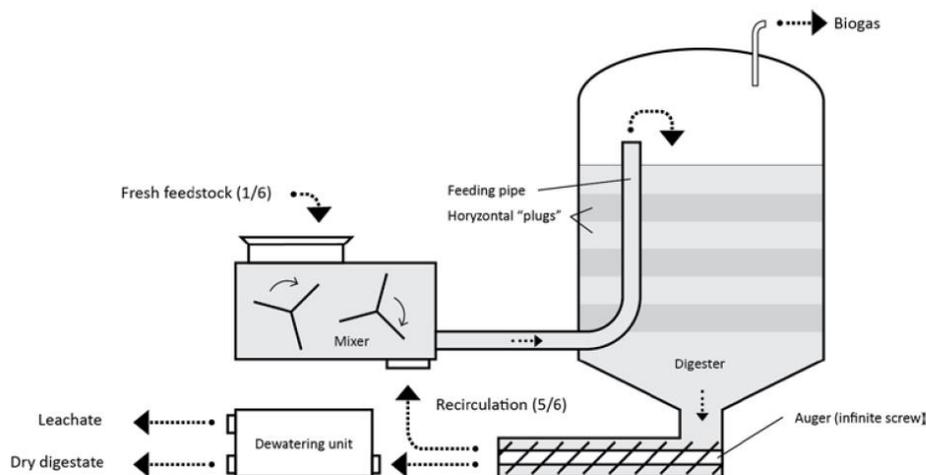


Figure 10. Schéma du procédé DRANCO (Remy, 2018)

5.3.3 Kompogas

Est une technologie suisse développée par l'entreprise Hitachi Zosen Corporation. Jusqu'à aujourd'hui il y a installé 38 réacteurs de ce type de technologie, dont la plupart en Europe (Rapport et al. 2008). La référence avec la taille la plus grande se trouve à Qatar, laquelle est composée de 15 réacteurs qui fonctionnent en parallèle pour avoir une capacité totale de traitement de 270 000 tonnes par an (Hitachi Zosen INOVA, n.d.).

La caractéristique la plus particulière avec cette technologie est la configuration horizontale du réacteur et la présence de parties mobiles à l'intérieur (Figure 11). Cette configuration améliore le déplacement de la matière organique à travers du réacteur et le mouvement des pales à l'intérieur maintiennent les conditions d'homogénéisation.

La teneur en matière sèche du substrat doit être ajustée dans un rang entre 23 et 30% (Harzevili and Hiligsmann, 2017) ; au-dessous de cette plage, les particules lourdes peuvent sédimenter et colmater la base du réacteur, tandis qu'au-dessus de cette plage il y a le risque d'empêcher le flux de la matière à travers du réacteur. Il est recommandable que les particules du substrat aient un diamètre maximal de 50 mm (Harzevili and Hiligsmann, 2017).

La digestion anaérobie se déroule dans un rang de température thermophile entre 55 et 60°C, et un temps de séjour du substrat de 14 jours (Harzevili and Hiligsmann, 2017) ; ces conditions permettent l'inactivation de pathogènes présents dans le substrat, ce qui réduit les activités de posttraitement du digestat à la sortie du digesteur.

Comme les autres technologies de digestion continue, une partie de la matière digérée est recirculée sous forme d'inocule et l'autre partie suit un posttraitement. Ce posttraitement consiste de la déshydratation mécanique qui sépare le digestat ses fractions solide et liquide, lesquelles peuvent être appliqués comme d'engrain sur le sol.

Sur base d'information des installations en fonctionnement, le rendement de production de biogaz est entre 140 et 160 Nm³ par tonne de matière organique utilisée (ADEME, 2012), avec une teneur en méthane en moyenne de 55%.

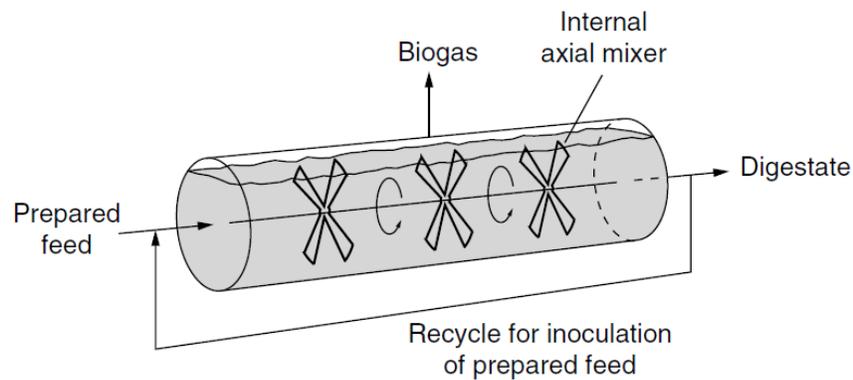


Figure 11. Schéma du procédé KOMPOGAS (Goswami and Kreith, 2007)

5.3.4 BEKON

Cette technologie est d'origine allemande. Parmi les technologies auparavant mentionnées, celle-ci est la plus récente dans d'applications à l'échelle commerciale. Sa première installation date de l'année 2003 ; néanmoins, il y a déjà installé environ 33 digesteurs de ce type de procédé.

De la matière fraîche est inoculée et mélangée avec de la matière déjà dégradé provenant du même procédé. Un chargeur sur pneus introduise ce mélange à l'intérieur du réacteur jusqu'au remplir environ deux tiers de son volume, après le digesteur est fermé hermétiquement pour assurer les conditions anaérobiques.

Pendant la dégradation du digestat à l'intérieur du digesteur, il se produise du percolât, lequel est un liquide qui contienne de nutriments et de bactéries ; il est capté et recirculé par aspersion sur le même substrat. L'objectif de cette recirculation est de disperser les nutriments et de réaliser un type d'homogénéisation étant donné que ce type de procédé n'utilise pas de parties mobiles à l'intérieur du digesteur.

La matière reste à l'intérieur pendant un temps de séjour d'entre 21 et 28 jours (BEKON, 2018a) dans lesquels se produise de la méthanisation ; le biogaz produit est capté par l'haute du digesteur. Après ce période, le digesteur est vidé et rempli avec du substrat frais pour commencer un nouveau cycle de méthanisation. Le digestat sortant suivre un procédé de stabilisation par compostage pendant trois semaines (BEKON, 2018a).

La digestion anaérobie se déroule dans un rang de température mésophile entre 34 et 37 °C (BEKON, 2018a). Cette température est contrôlée par action d'un planché et des parois chauffantes à l'intérieur du réacteur ; en adition, le percolât est aussi chauffé avant d'être recirculé.

Le fonctionnement du procédé BEKON a de faibles besoins énergétiques lesquels sont environ 10% de l'électricité produite. D'autre part, son rendement de production de biogaz est faible par rapport aux systèmes continus, soient 90 m³ par tonne de matière fraîche (BEKON, 2018b).

Cette technologie fonctionne comme les systèmes discontinus, par conséquence la production du biogaz n'est pas constante. Cependant, plusieurs digesteurs peuvent être installés en parallèle pour avoir une production constante de biogaz. En adition, ce fonctionnement en parallèle permet une augmentation progressive de la capacité de l'installation en cas de besoin.

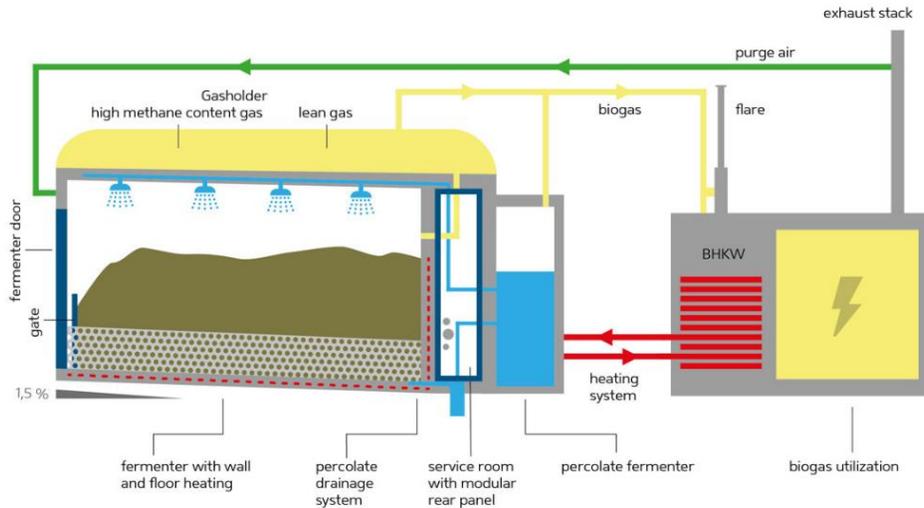


Figure 12. Schéma du procédé BEKON (BEKON, 2018a)

5.4 Avantages et désavantages

Les technologies auparavant détaillées sont lesquelles ont le plus d'expérience à l'échelle commerciale pour la digestion anaérobie de déchets organiques ménager. Il n'existe pas une technologie exclusive pour la digestion anaérobie des déchets en raison que de plusieurs facteurs vont déterminer sont pris en compte pour la sélection de la technologie.

Le Tableau 12 résume les principales avantages et désavantages dans le fonctionnement des systèmes de digestion anaérobie, ce qui donne une notion générale de leur faisabilité pour d'applications à l'échelle industrielle.

Tableau 12. Avantages et désavantages des systèmes de digestion anaérobie, adapté de (Mata-Alvarez, 2003)

| Système | Avantages | Désavantages |
|-----------------|---|---|
| Humide, continu | <ul style="list-style-type: none"> • Bon rendement de production de biogaz par tonne de déchet. • Ecoulement plus douce du substrat. • Meilleure dilution des nutriments dans le substrat. | <ul style="list-style-type: none"> • Consommation de l'eau. • Prétraitement stricte du substrat. • Grands besoins thermiques pendant la digestion anaérobie. • Réacteurs de grand volume. |
| Sec, continu | <ul style="list-style-type: none"> • Surface réduite pour l'installation du réacteur. • Peu d'utilisation de l'eau pour ajuster la matière fraîche. • Production constante du biogaz. • Peut accepter des imprures dans la matière organique. • Faible demande thermique. | <ul style="list-style-type: none"> • Grand investissement économique. • Risque de bouchonnage si le substrat n'est pas prétraité. • Haute consommation électrique pour l'équipement de pompage. • Susceptibilité de l'usure pour la présence d'indésirables. • Besoin d'équipements de post traitement pour le digestat. |
| Sec, discontinu | <ul style="list-style-type: none"> • Peut utiliser de la biomasse avec haute teneur en matière sèche. • Ne demande pas de maintenance très stricte. • Possibilité d'augmenter sa capacité avec le couplage des nouveaux réacteurs. • Faible consommation d'énergie. • Les digestat produit ne demande du post traitement très stricte. | <ul style="list-style-type: none"> • Moins de production de biogaz que par rapport aux systèmes continus. • Demande plus de surface pour son installation. |

5.5 Analyse des technologies

Une comparaison des technologies auparavant indiquées permet de faire une analyse objective des avantages et les désavantages de leur application pour la gestion et la valorisation énergétique des déchets organiques. Faire une comparaison en se basant sur chacun des caractéristiques de fonctionnement cela demanderait une évaluation trop détaillée sans arriver à une sélection.

Compte tenu les deux principaux critères de fonctionnement des systèmes de digestion anaérobie, tels que la teneur en matière sèche et le flux de la biomasse, il est possible de regrouper les procédés en trois catégories principales comme indiqué dans le Tableau 13, ce qui facilite l'analyse envisagé.

Tableau 13. Procédés regroupés en fonction des critères de fonctionnement

| Selon la teneur en matière sèche | Selon le fonctionnement | Catégorie | Procédé |
|---|--------------------------------|------------------|----------------|
| Humide | Continu | Humide continu | Wasaa |
| Sec | Continu | Sec continu | Valorga |
| | | | Dranco |
| | Discontinu | Sec discontinu | Kompogas |
| | | | BEKON |

Comme le choix de la technologie envisage son application pour la digestion anaérobie de la fraction organique des déchets ménagers, l'option de sélectionner un système humide est écartée de l'analyse car ce type de technologie accepte que de la biomasse avec un teneur maximale en matière sèche de 15%, tandis que la teneur en matière sèche des déchets organiques ménagers est généralement entre 20 et 31% (Mata-Alvarez, 2003).

L'analyse sera basée sur trois aspects, toujours basés sur le contexte de la ville de Cuenca, ces sont l'aspect technique, l'aspect économique et l'aspect environnemental.

5.5.1 Analyse technique

Production d'énergie

Un des principaux objectifs des systèmes anaérobies est la production d'énergie à partir du biogaz obtenu ; ainsi, un critère à évaluer est la quantité nette d'électricité qui est possible d'obtenir d'après le fonctionnement de la technologie de méthanisation ; selon Mata-Alvarez (2003) ce critère est plus important dans de pays en voie de développement.

La production de biogaz par tonne de déchet est majeure dans de systèmes continus, que celle produite par les systèmes batch (Mata-Alvarez, 2003). Cependant, étant donné que les systèmes continus utilisent d'équipements de flux de grande puissance, leur fonctionnement demande une grande consommation d'électricité, laquelle est pris de celle produite par cogénération dans la même installation.

Même si le rendement de production de biogaz est plus faible, l'absence de pompes de flux et de parties mobiles dans les systèmes batch demande moins de consommation d'électricité, ce qui permet d'obtenir un montant d'énergie net comparable à celle obtenu dans de systèmes continus.

Fonctionnement

Pour les systèmes continus, en fonction de la technologie, la taille des particules du substrat ne doit pas dépasser une valeur maximale pour assurer leur flux, ce qui demande du prétraitement constant ; si n'est pas bien réalisé, le système risque du blocage pendant le flux de la biomasse. Dans les systèmes batch, la matière organique reste immobile à l'intérieur du réacteur ; en conséquence, la taille des particules peut être plus hétérogène ce qui demande d'un prétraitement moins exigeant qui consiste en enlever de particules de taille trop grosse par l'utilisation d'un trommel.

Habituellement, les déchets organiques ménagers présentent une teneur de 25% en matériaux impropres (Mata-Alvarez, 2003). Dans les systèmes continus, cette teneur peut produire de l'usure à l'intérieur du réacteur et des parties de canalisation pendant le flux de la biomasse. Tandis que pour les systèmes batch, ce risque est presque négligeable en raison de l'absence de mouvement de la biomasse à l'intérieur du réacteur.

Les systèmes continus sont dessinés pour que la méthanisation se produise dans un seul réacteur en réduisant la surface requise pour son installation ; cependant, en cas de panne il existe le risque de perturber le procédé de méthanisation et d'arrêter la production du biogaz. Si la panne est majeure cela peut demander la vidange de la biomasse du réacteur (Edelmann and Engeli, 2005) (Harzevili and Hiligsmann, 2017). Pour les systèmes batch la maintenance de l'équipement est plus facile à gérer. S'il faut de la réparation d'un des digesteurs, son fonctionnement est arrêté, mais la marche des autres réacteurs est ajustée et synchronisée pour maintenir une production constante du biogaz.

Surface requise

Les systèmes batch demandent plus de surface pour leur installation ; néanmoins, ils peuvent être adaptés à d'infrastructures déjà existantes ou peuvent être placés dans des zones de décharges déjà fermées. Malgré les systèmes continus économisent de l'espace avec le fonctionnement d'un seul digesteur, le digestat obtenu doit encore être stabilisé par des procédés de compostage ce qui demande de la surface comme les systèmes discontinus.

En cas d'envisager une augmentation de la production du biogaz, pour les systèmes batch il faudrait l'installation graduelle des réacteurs et leur synchronisation avec ceux déjà installés. Tant que pour un système continu, il demanderait l'installation d'un réacteur complète avec une taille maximale, ce qui demande de grands investissements.

Digestat

Le digestat produit dans les systèmes continus possède une consistance pâteuse, ce qui indique la présence d'humidité laquelle doit être enlevée, soit par des traitements thermiques soit par l'ajout de beaucoup de déchets verts. Avant la sortie de la biomasse dans les systèmes batch, la recirculation du percolât est arrêtée, ce qui fournit un digestat avec moins d'humidité qui demande des procédés de posttraitement plus simples comme c'est le compostage.

5.5.2 Analyse économique

Les technologies utilisées par les systèmes continus sont brevetées, cela demande un paiement additionnel pour l'installation de ce type de digesteurs ; en conséquence, les coûts d'investissement augmentent. Les systèmes discontinus sont des procédés simples qui ne demandent pas la construction d'infrastructures trop techniques, ainsi leur coût d'investissement est plus abordable.

En Équateur, le prix de vente d'électricité produit à partir des centrales du biogaz est de 6.44 ¢€/kWh (CONELEC, 2014) ; à ce prix de commercialisation, le temps de retour de l'investissement pour une installation du type continu serait long. Pour une installation du type discontinu, ce temps de retour serait plus abordable, étant donné que leurs montants d'investissement sont moins élevés que ceux pour les systèmes continus.

Les matériaux utilisés pour la construction des digesteurs des systèmes continus sont résistants à l'usure ; ce type de matériaux ne sont pas disponibles dans le marché équatorien ce qui demanderait leur importation. Pour l'installation des digesteurs discontinus, il est possible d'utiliser des infrastructures et des matériaux présents dans le milieu équatorien, ce qui diminuerait la quantité d'équipements nécessaires à importer.

Les équipements de flux utilisés pour les systèmes continus sont des technologies spéciales sans de références appliquées dans le milieu équatorien ; en cas de panne ou de casse ces devraient être remplacés ce qui mènerait à des dépenses élevées. Étant donné l'absence de parties mobiles dans les digesteurs des systèmes discontinus, leur maintenance est moins coûteuse, et en cas de remplacement de l'équipement dans ce type de digesteurs, son coût serait plus accessible.

5.5.3 Analyse environnementale

Quelque soient les différences techniques ou économiques entre les différents types de technologies, l'application d'un système de digestion anaérobie amène toujours de plusieurs profits environnementaux surtout par rapport au traitement des déchets. L'incorporation d'un digesteur à l'actuel système de gestion de la ville de Cuenca permettra réduire la quantité de déchets versés dans la décharge, étant donné qu'ils composent 64% de l'ensemble de déchets produits.

Une installation de digestion anaérobie empêche que les déchets soient exposés aux précipitations ce qui réduit la formation de lixiviats. Le seul résidu liquide produit est le percolât, lequel est plus facile de collecter et de stocker pour suivre de procédés d'épuration.

Il est bien connu que le méthane a une puissance de réchauffement 25 fois plus grand que celle du dioxyde de carbone (EPA, 2005). Les décharges sont une grande source d'émission de ce type de gaz, même si sont contrôlés. Comme indiqué par (Remy, 2018), implémenter de la digestion anaérobie empêche complètement l'émission des gaz à effet de serre ; pour la ville de Cuenca cette quantité serait considérable étant donné le pourcentage de matière organique présent dans les déchets ménagers.

Un grand profit environnemental est la diminution de grandes surfaces de terrain requis pour le fonctionnement d'une décharge et aussi la diminution des efforts liés pour neutraliser l'effet négatif des pathogènes quand il est enfoui des grands volumes de déchets organiques.

5.6 Sélection de la technologie la mieux adaptée

En concordance avec le critère de Mata-Alvarez (2003), les systèmes discontinus sont plus appropriés pour de pays en voie de développement, comme l'Équateur dans le cas de la présente étude. Ce critère peut être renforcé sur le fait que le transport de la biomasse avec l'utilisation d'un chargeur sur pneus ou la construction d'une installation avec les caractéristiques des systèmes discontinus ne sont pas de procédés trop techniques et que peuvent s'adapter facilement au contexte équatorien.

Même si les ménages dans la ville de Cuenca ont déjà l'habitude de réaliser la séparation de leurs déchets, l'implémentation d'une collecte sélective de la FODM présenterait de défauts au début comme la présence d'impropres, ce qui occasionnerait de fonctionnement pour une technologie du type continu. Une technologie discontinue est plus tolérante à la présence d'impropres et peut s'ajuster à une amélioration progressive de la séparation à la source de la FODM dans la ville de Cuenca.

Considérer la digestion anaérobie de toute la fraction organique produite dans la ville de Cuenca demanderait un grand investissement dans le court terme, ce qui est un facteur limitant pour une entreprise publique en Équateur. Étant donné le fonctionnement modulaire d'un système discontinu, sa capacité d'installation initiale peut être réduite et en conséquence son coût d'investissement. La capacité de l'installation peut être augmentée progressivement autant que le système de collecte sélective de la ville augmente.

Sur base des analyses auparavant réalisés, un système de digestion anaérobie du type discontinu se présente comme l'option la plus approprié pour la valorisation énergétique des déchets organiques ménagers de la ville de Cuenca. Parmi les technologies commerciales auparavant détaillées, la technologie BEKON est laquelle du type discontinu et sur laquelle sont basés les calculs subséquents.

6 Évaluation de la technologie choisie

6.1 Données de base

On évalue la valorisation de la FODM de la ville de Cuenca avec le procédé de méthanisation selon la technologie choisie, dans le cas de la présente étude par l'utilisation de la technologie BEKON. Pour réaliser les calculs des produits à obtenir pour ce procédé on part des données de la dernière étude de caractérisation des déchets ménagers de la ville de Cuenca, réalisée en 2015 par l'Universidad Católica de Cuenca. Le tableau 13 résume les données de base en considérant un taux de croissance démographique de 1.96% et une teneur en matière organique de 65%

Tableau 14. Production estimée de déchets ménagers dans la ville de Cuenca, année 2019

| Production de déchets | Valeur | |
|------------------------------|---------------|------------------|
| Population | 627 589 | habitants |
| Production per capita | 0.494 | kg/hab*jour |
| Production de déchets | 113 161 | tonnes/an |
| Teneur en matière organique | 65 | % |
| FODM | 73 554 | tonnes/an |

Par recommandation et critère conjoint avec la firme L.E.E., on considère la valorisation d'une partie des déchets organiques ménagers produits dans la ville. Ce critère fut pris en compte étant donné qu'en Équateur il n'existe pas d'expérience ou de références pratiques pour ce type de technologies ; en plus, considérer la valorisation du total des déchets organiques dans le court terme ne permettrait à la population de la ville de s'adapter au

Pour réaliser une analyse plus objective des résultats d'une installation de méthanisation avec le procédé discontinu dans la ville de Cuenca, on établit deux scénarios, chacun d'eux réalise la valorisation d'une partie de la FODM comme indique le tableau 14.

Tableau 15. Quantité de déchets organiques ménagers que valorise chaque scénario

| Scénario | Quantité de déchets (tonnes/an) |
|-----------------|--|
| Scénario 1 | 30 000 |
| Scénario 2 | 60 000 |

Les paramètres pour le processus de méthanisation des déchets doivent être en concordance avec la technologie sélectionnée. Le Tableau 14 indique les valeurs pour ces paramètres, lesquels sont basés sur l'information pour le fonctionnement du procédé BEKON et aussi sur de recommandations en projets similaires analysés par la firme L.E.E. (Hannik 2018, communication personnelle, Décembre 10).

Tableau 16. Paramètre pour le fonctionnement du procédé choisi

| Paramètre | Valeur |
|------------------------|------------|
| Temps de séjour | 28 jours |
| Temps de vidange | 1 jour |
| Plage de température | Mésophile |
| Type de fonctionnement | Discontinu |

Ainsi, les calculs subséquents du procédé de méthanisation se basent sur ces deux scénarios établis. L'Annexe 2 et l'Annexe 3 détaillent le bilan massique relatif à la valorisation annuelle de 30 000 tonnes et de 60 000 tonnes des déchets organiques respectivement, avec l'utilisation du procédé BEKON.

6.2 Digestion anaérobie selon la technologie

Selon le procédé BEKON, une quantité de déchets verts doit être ajoutée à la FODM pour obtenir de la matière fraîche. La quantité additionnelle de cette matière verte correspond au 15% des déchets organiques (Hannick 2018, communication personnelle Décembre 4). Ensuite, la matière fraîche est inoculée avec du digestat recirculé du même procédé de méthanisation (Figure 13). La quantité du digestat ajouté est égale au 40% du substrat qui est introduit dans le digesteur (BEKON, 2018a).

Un chargeur alimente le digesteur avec le substrat, lequel reste à l'intérieur pendant un temps de séjour de 28 jours. Le procédé de méthanisation se déroule à de températures mésophiles par le chauffage du percolât recirculé.

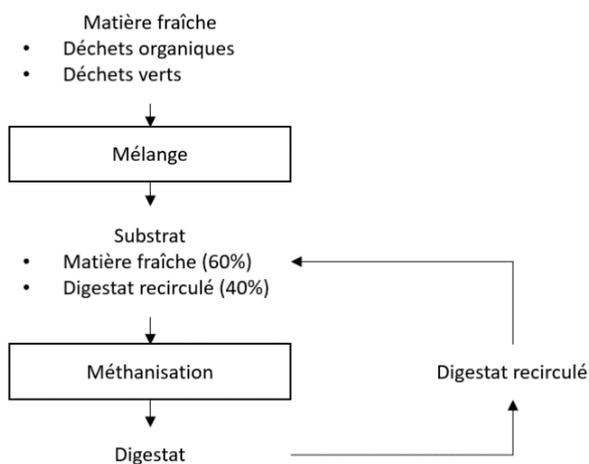


Figure 13. Schéma du démarrage du procédé de méthanisation

Le résumé des quantités de la matière utilisé pour le démarrage du procédé de méthanisation sont indiqués dans le tableau suivant.

Tableau 17. Quantité de matière pour le démarrage du procédé de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--|-----------|-------------------|-------------------|
| FODM | tonnes/an | 30 000 | 60 000 |
| Pourcentage additionnel de déchets verts | % | 15 | 15 |
| Déchets verts additionnels | tonnes/an | 4 500 | 9 000 |
| Total matière fraîche | tonnes/an | 34 500 | 69 000 |
| Digestat recirculé | tonnes/an | 23 000 | 46 000 |
| Substrat | tonnes/an | 57 500 | 115 000 |

6.3 Dimensionnement de l'installation

Pour calculer le nombre de digesteurs requis pour la méthanisation du substrat, on part des dimensions d'un digesteur du procédé BEKON, ce qui nous permet d'obtenir son volume. On considère un taux de remplissage de 80% ce qui nous permet de connaître le volume utile pour le digesteur. Les valeurs indiquées dans le tableau au-dessous correspondent à ceux signalés dans de références de cette technologie (BEKON, 2018b).

Tableau 18. Dimensions pour un digesteur BEKON

| Paramètre | Valeur |
|---------------------|--------------------------|
| Long | 35 mètres |
| Largeur | 7 mètres |
| Haut | 5 mètres |
| Volume | 1 225 m ³ |
| Taux de remplissage | 80 % |
| Volume utile | 980 m³ |

On prend en compte la valeur de 0.67 tonne/m³ (Annexes 2 et 3) comme la densité du substrat pour calculer son journalier, ce qui ajouté au volume utile du digesteur nous permet de calculer le nombre de jours pour le remplissage d'un digesteur

$$temps\ de\ remplissage = \frac{volume\ utile\ digesteur}{volume\ du\ substrat\ par\ jour}$$

Tableau 19. Volume du substrat pour le procédé de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--|----------------------|-------------------|-------------------|
| Volume utile du digesteur | m ³ | 980 | 980 |
| Quantité du substrat | tonnes/an | 57 500 | 115 000 |
| Densité | tonne/m ³ | 0.67 | 0.67 |
| Volume du substrat | m ³ /an | 85 821 | 171 642 |
| Volume du substrat | m ³ /jour | 235 | 470 |
| Temps de remplissage du digesteur | jours | 4 | 2 |

Le temps de remplissage d'un digesteur calculé pour chacun de scénarios, avec le temps de séjour de **28 jours** et **1 jour** pour la vidange du digesteur donne les temps d'**un cycle de digestion** pour un digesteur. Le nombre de cycles que peut réaliser un digesteur pendant 1 an est calculé avec la formule suivante :

$$\text{nombre de cycles pendant 1 an} = \frac{365 \text{ jours}}{\text{temps 1 cycle de digestion}}$$

Tableau 20. Nombre de cycles par an réalisé pour un digesteur

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| Temps de remplissage | jours | 4 | 2 |
| Temps de séjour | jours | 28 | 28 |
| Temps de vidange | jours | 1 | 1 |
| Temp 1 cycle de digestion | jours | 33 | 31 |
| Nombre de cycles | cycle/an*digesteur | 11 | 12 |

Ainsi, pour déterminer le nombre de digesteurs nécessaires, on divise le volume total du substrat pendant un an par le volume utile d'un digesteur et le nombre de cycles qui peut réaliser pendant le même période. Les résultats dans le Tableau 19 montrent le nombre de digesteurs requis pour chaque scénario.

$$\text{nombre de digesteurs} = \frac{\text{volume du substrat par an}}{\text{volume utile du digesteur} \times \text{nombre de cycles un digesteur par an}}$$

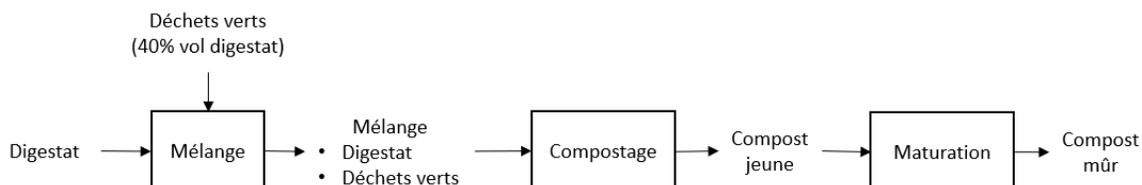
Tableau 21. Calcul du nombre de digesteurs pour traiter le substrat pendant 1 an

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|
| Volume du substrat | m ³ /an | 85 821 | 171 642 |
| Volume utile d'un digesteur | m ³ | 980 | 980 |
| Nombre de cycles par digesteur | cycles/an*digesteur | 11 | 12 |
| Nombre de digesteurs | | 8 | 15 |

6.4 Production de compost

Comme indique Mata-Alvarez (2003), il est recommandable que le digestat obtenu de la méthanisation de déchets organiques suivre de procédés aérobiques, comme le compostage, pour améliorer ses caractéristiques et postérieur utilisation. De déchets verts sont aussi ajoutés et mélangés avec le digestat, avant d'être introduits dans de tunnels de compostage (Figure 19). La quantité additionnée des déchets verts correspond au 40% du volume du digestat.

Tableau 22. Compostage du digestat après le procédé de méthanisation



Pour le calcul du nombre de tunnels on réalise la même méthodologie que celle réalisée auparavant pour le calcul du nombre de digesteurs. Ainsi, les données de départ sont indiquées dans le tableau suivant

Tableau 23. Matière entrante pour procédé de compostage

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---|-----------------------|------------|------------|
| Digestat après méthanisation ³ | tonnes/an | 27 830 | 55 660 |
| Densité du digestat | tonnes/m ³ | 0.8 | 0.8 |
| Volume du digestat | m ³ /an | 34 788 | 69 575 |
| Pourcentage additionnel de déchets | % | 40 | 40 |
| Déchets verts additionnels | m ³ /an | 13 915 | 27 830 |
| Mélange pour le procédé de compostage | m ³ /an | 48 703 | 97 405 |
| Mélange pour le procédé de compostage | m ³ /jour | 133 | 267 |

Les dimensions pour un tunnel de compostage sont aussi en fonction du procédé BEKON. On considère un taux de remplissage de 40%, un temps de séjour de 10 jours (Hannick 2018, communication personnelle, Décembre 4) et un temps de vidange de 1 jour. Les résultats montrés dans le tableau ci-dessous sont relatifs pour le fonctionnement d'un tunnel de compostage

³ Les valeurs du digestat obtenu pour chaque scénario sont détaillés dans l'annexe 2 et l'annexe 3

Tableau 24. Taille et fonctionnement d'un tunnel de compostage

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---|---------------------------|------------|------------|
| Dimensions du tunnel de compostage | | | |
| Long | mètres | 20 | 20 |
| Largeur | mètres | 5.9 | 5.9 |
| Haut | mètres | 5 | 5 |
| Volume | m ³ | 590 | 590 |
| Taux de remplissage | % | 40 | 40 |
| Volume utile | m ³ | 236 | 236 |
| Fonctionnement du tunnel de compostage | | | |
| Temps de remplissage | jours | 2 | 1 |
| Temps de séjour | jours | 10 | 10 |
| Temps de vidange | jours | 1 | 1 |
| Temps pour 1 cycle de compostage | jours | 13 | 12 |
| Nombre de cycles | cycles/an | 29 | 31 |
| Volume de mélange traité | m ³ /an*tunnel | 6 746 | 7 248 |

De cette façon, le nombre calculé de tunnels nécessaires pour le procédé de compostage du digestat sortant est de **8 tunnels**.

Tableau 25. Calcul du nombre des tunnels de compostage

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---------------------------------------|---------------------------|------------|------------|
| Volume du mélange pendant 1 an | m ³ /an | 48 703 | 97 405 |
| Volume du mélange traité pendant 1 an | m ³ /an*tunnel | 6 746 | 6 958 |
| Nombre de tunnels | tunnels | 8 | 14 |

Maturation

Après le séjour dans les tunnels, le compost est disposé en andains pour suivre l'étape de maturation. Cette étape sert pour inactiver de microorganismes encore présents dans le compost.

Un andain ne doit pas dépasser les 3 mètres de hauteur, et ses dimensions habituelles pour la largeur et la longueur sont 8 et 18 mètres respectivement (n.d.), ce qui donne un volume de 432 m³. Les valeurs utilisées pour le procédé de maturation sont indiquées dans le Tableau 24

Tableau 26. Dimensions et temps de fonctionnement d'un andain de maturation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------------------|---------------------------|------------|------------|
| Dimensions d'un andain | | | |
| Long | mètres | 18 | 18 |
| Largeur | mètres | 8 | 8 |
| Haut | mètres | 3 | 3 |
| Volume | m ³ | 432 | 432 |
| Fonctionnement d'un andain | | | |
| Temps de remplissage | jours | 4 | 2 |
| Temps de séjour | jours | 60 | 60 |
| Temps de vidange | jours | 1 | 1 |
| Temps pour 1 cycle de maturation | jours | 65 | 63 |
| Nombre de cycles | cycles/an | 6 | 6 |
| Volume de que peut traiter | m ³ /an*andain | 432 | 432 |

Le calcul de la surface requise se base sur le même principe que celui réalisé auparavant pour les digesteurs et les tunnels de compostage ; ainsi, la surface calculée est de 2 339 m², mais en prenant 20% de surface plus nécessaire à la circulation on obtient une surface totale de **2 807 m²**.

Affinage

Etant donné que le prétraitement dans de systèmes discontinus n'est pas exigeant, les particules du compost obtenu auront de tailles hétérogènes, ce qui demande l'application d'un procédé d'affinage qui consiste en séparer les particules de grosse taille avec l'utilisation d'un crible.

Basés sur l'expérience en procédés similaires analysés par la firme L.E.E. et un critère conjoint, on estime qu'après l'étape d'affinage 50% du compost est refusé et 50% est considéré comme valable pour son utilisation.

Tableau 27. Affinage du compost obtenu

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|----------------|-----------|------------|------------|
| Compost mûr | tonnes/an | 26 377 | 52 754 |
| Compost affiné | tonnes/an | 13 189 | 26 377 |
| Compost refusé | tonnes/an | 13 189 | 26 377 |

Utilisation du compost

Le facteur humain intervienne sur propriétés du compost obtenu à partir de la FODM. La matière organique fraîche utilisé dans le départ du procédé de méthanisation peut présenter de contaminants comme de métaux lourds ou de matières inorganiques à cause d'un faible triage à la source de part des ménages (Mata-Alvarez, 2003), ce qui réduise la qualité du compost et peut limiter son utilisation. En conséquence, il faudra mener d'analyses des caractéristiques du compost pour bien prévoir son application.

Comme indiqué auparavant dans le point 3.10, l'entreprise EMAC déjà réalise d'activités de commercialisation du compost élaboré à partir des déchets organiques ; de cette façon il semble judicieux de réaliser le même modèle de vente aux particuliers avec le compost obtenu après la méthanisation et compostage de la FODM. Les recettes estimées de sa commercialisation sont analysées dans le chapitre 7 qui correspondent à l'analyse économique de l'installation de méthanisation.

6.5 Production de biogaz

Le rendement de production du biogaz peut être calculé en fonction de la quantité du substrat introduit dans le digesteur. Selon les références commerciales de la technologie BEKON, la valeur moyenne de ce rendement est de 90 m³ par tonne du substrat (BEKON, 2018b).

Dans le biogaz produit, une fraction de son volume est du méthane et la fraction restante est du dioxyde du carbone, avec de traces des autres composants. D'études de recherche comme ceux réalisés par Banks et al. (2011) et Wu (2014), ont calculé une teneur en méthane d'environ 60% dans le biogaz obtenu à partir de la digestion anaérobie de la FODM. Ainsi, on prend en compte cette valeur comme référence pour estimer la quantité du méthane qu'on peut obtenir par le procédé choisi comme indique le tableau suivant

Tableau 28. Production estimée du biogaz et du méthane par digestion anaérobie

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------------|-------------------------|------------------|------------------|
| Matière fraîche | tonnes/an | 34 500 | 69 000 |
| Rendement production biogaz | m ³ /tonne | 90 | 90 |
| Biogaz produit | m ³ /an | 3 105 000 | 6 210 000 |
| Teneur en méthane | % | 60 | 60 |
| Méthane produit | m³/an | 1 863 000 | 3 726 000 |

6.6 Production d'énergie

L'application envisagé pour le biogaz obtenu est la production d'énergie par combustion dans un moteur de cogénération ; néanmoins, cette application ne peut pas être réalisé directement, parce que comme indiqué auparavant, le biogaz contienne de traces d'autres composants comme le sulfure d'hydrogène lequel est corrosive et peut causer de problème technique dans le moteur. Ainsi le biogaz doit suivre de procédés d'épuration pour enlever ces traces ; ce procédé d'épuration ne produise de changement dans la teneur en méthane.

On considère un facteur de charge de 0.9 pour le moteur de cogénération (CEREMA, 2017) (Hannick 2018, communication personnelle, Décembre 7), c'est l'équivalent à une fonctionnement de 7 884 heures/an. Autrement dit, 90% du biogaz produite et épuré peut être utilisé, tandis que le 10% restante doit être brûlé dans une torchère (Figures 14 et 15).

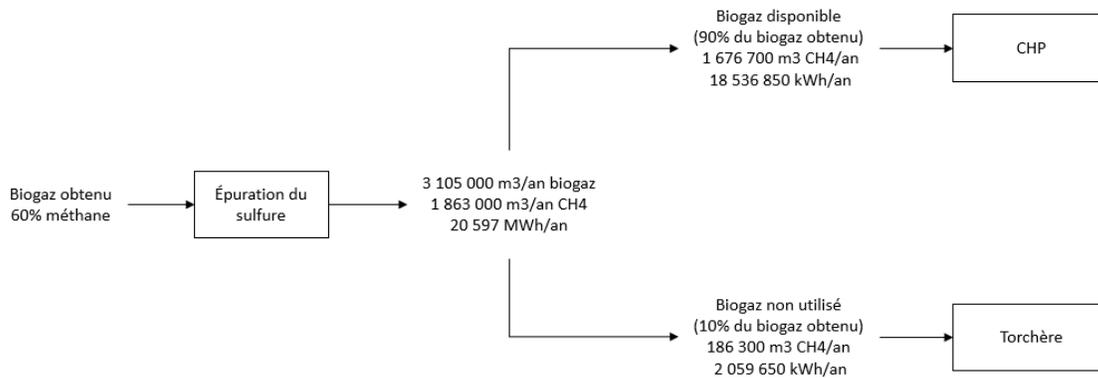


Figure 14. Quantité de biogaz disponible pour le Scénario 1

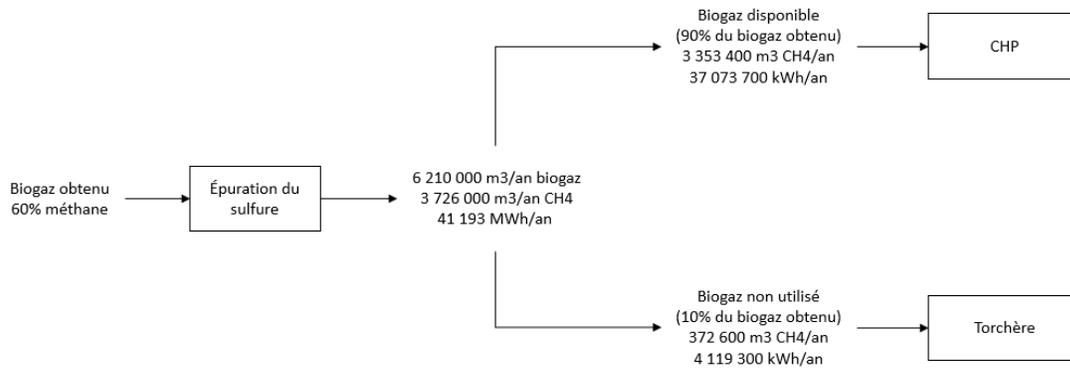


Figure 15. Quantité de biogaz disponible pour le Scénario 2

La valorisation énergétique du biogaz sera réalisée par combustion dans une unité de cogénération pour l'obtention de l'énergie électrique et de l'énergie thermique, dont le rendement est de 38% et 40% respectivement. En considérant le pouvoir calorifique du méthane en 39.8 MJ/m³ (Engineering ToolBox, 2003a), on évalue la quantité d'énergie contenu dans le biogaz et les quantités d'énergie qui peuvent être obtenus par cogénération comme la suite

Tableau 29. Énergie contenue dans le biogaz disponible

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--|--------------------|------------|-------------|
| Énergie contenue dans le biogaz | | | |
| Méthane disponible | m ³ /an | 1 676 700 | 3 353 400 |
| Pouvoir calorifique du méthane | MJ/m ³ | 39.8 | 39.8 |
| Energie contenu dans le biogaz | MJ/an | 66 732 660 | 133 465 320 |
| Energie contenu dans le biogaz | MWh/an | 18 537 | 37 074 |
| Valorisation par cogénération | | | |
| Rendement électrique CHP | % | 38 | 38 |
| Energie électrique | MWh/an | 7 044 | 14 088 |
| Rendement thermique CHP | % | 40 | 40 |
| Energie thermique | MWh/an | 7 415 | 14 829 |

Pour le calcul de la puissance de l'unité de cogénération on utilise (1) l'énergie contenu dans le biogaz, (2) le rendement électrique du moteur de cogénération et (3) le nombre de heures de fonctionnement selon le facteur de charge de l'unité en 0.9, à partir de la formule suivante

$$puissance\ CHP = \frac{énergie\ dans\ le\ biogaz\ disponible \times rendement\ électrique\ du\ CHP}{heures\ de\ fonctionnement}$$

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---------------------------------|------------|-------------------|-------------------|
| Energie contenu dans le biogaz | MWh | 18 537 | 37 074 |
| Heures de fonctionnement | heures | 7 884 | 7 884 |
| Rendement électrique CHP | % | 38 | 38 |
| Puissance électrique CHP | kWh | 893 | 1 787 |

6.7 Bilan énergétique

Il est prévu qu'une fraction de l'énergie, électrique et thermique, obtenus de l'unité de cogénération sera utilisée pour satisfaire les besoins du procédé de méthanisation des digesteurs. Un bilan des fractions énergétiques nous indique la quantité nette d'énergie qu'on obtient de l'installation de méthanisation.

Fraction électricité

La consommation électrique est comprise principalement dans trois étapes : (1) le prétraitement issu à l'arrivée des déchets, (2) la méthanisation et (3) le posttraitement qui comprend le procédé de compostage.

Pour l'étape de prétraitement, on utilise la capacité de fonctionnement de l'équipement de cette étape et leur puissance électrique (Hannick 2018, communication personnelle, Décembre 7).

Pour l'étape de méthanisation avec le procédé BEKON, la consommation électrique des digesteurs est 10% de l'électricité produite par l'unité de cogénération.

L'équipement issu à l'étape de posttraitement pour ce type d'installation fonctionne avec une puissance de 135 kW de manière continue (Hannick 2018, communication personnelle, Décembre 7), autrement dit 24 heures pendant toute l'année ; sa consommation a été calculée en **1 183 MWh/an**.

Tableau 30. Consommation électrique pour l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--|---------------|-------------------|-------------------|
| Procédé prétraitement | | | |
| Puissance | kW | 62 | 62 |
| Capacité de fonctionnement | tonnes/heure | 8 | 8 |
| Quantité de déchets organiques | tonnes/an | 30 000 | 60 000 |
| Heures de fonctionnement | heures/an | 3 750 | 7 500 |
| Consommation électrique | MWh/an | 233 | 465 |
| Procédé méthanisation | | | |
| Electricité du CHP | MWh/an | 7 044 | 14 088 |
| Consommation du digesteur | % | 10 | 10 |
| Consommation électrique | MWh/an | 704 | 1 409 |
| Procédé posttraitement | | | |
| Puissance | kW | 135 | 135 |
| Heures de fonctionnement | heures/an | 8 760 | 8 760 |
| Consommation électrique | MWh/an | 1 183 | 1 183 |
| Consommation totale d'électricité | MWh/an | 2 120 | 3 057 |

Comme indiqué dans le point 6.6, l'unité de cogénération fonctionne avec un facteur de charge de 0.9. En conséquence, pendant les heures que le moteur ne travaille pas, il faudra acheter de l'électricité au réseau pour assurer le fonctionnement du reste de l'équipement. La quantité de cette électricité d'appoint est égale au 10% de la consommation totale électrique de l'installation de méthanisation (Hannick 2018, communication personnelle, Décembre 4).

Tableau 31. Bilan électrique pour l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------------------|---------------|--------------|---------------|
| Consommation totale d'électricité | MWh/an | 2 120 | 3 057 |
| Électricité d'appoint | % | 10 | 10 |
| Électricité d'appoint | MWh/an | 212 | 306 |
| Électricité du CHP | MWh/an | 7 044 | 14 088 |
| Consommation totale d'électricité | MWh/an | - 2 120 | - 3 056 |
| Énergie électrique nette | MWh/an | 5 136 | 11 337 |

L'électricité nette est envisagée d'être injecté au réseau électrique national, ce qui contribuera au pourcentage d'énergies renouvelables produites en Équateur, mais aussi comme de revenus économiques pour le fonctionnement de l'installation de méthanisation. Les recettes estimées cette commercialisation est détaillée dans le chapitre 8 qui correspondent à l'analyse économique de l'installation.

Fraction thermique

Référent à la consommation thermique pour le procédé BEKON, le digesteur utilise 20% de l'énergie thermique brute produite par l'unité de cogénération (BEKON, 2018b), ce qui laisse une quantité nette d'énergie thermique comme indique la table suivante

Tableau 32. Bilan thermique pour l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|----------------------------------|---------------|--------------|---------------|
| Énergie thermique brute | MWh/an | 6 797 | 13 594 |
| Consommation thermique digesteur | MWh/an | 1 359 | 2 719 |
| Énergie thermique nette | MWh/an | 5 437 | 10 875 |

Bien que la ville de Cuenca soit à 2 600 mètres d'altitude, les températures restent modérées entre 14 et 17°C avec l'absence de températures extrêmes pendant l'année ; ces conditions ne créent pas de saison d'hiver et non plus une demande de chauffage pour les bâtiments (Baquero et Quesada, 2016). Sur base de cette réalité, la commercialisation de l'énergie thermique produite par l'unité de cogénération a de limites.

Dans le cas échéant d'une demande thermique, cette option aurait aussi de limitations pour de raisons géographiques. La décharge se trouve dans une zone rurale avec une faible densité de population, où le centre habité le plus proche se trouve à 750 mètres (Annexe 4) lequel possède une population d'environ 328 habitants (Gómez, 2015). Cette faible demande d'énergie thermique en fonction des ménages localisés dans la zone ne justifierait pas les coûts d'investissement qu'entraîne l'installation d'un réseau de chaleur. L'absence de

bâtiments industriels ou commerciales dans la zone où se trouve la décharge contribue aussi au manque d'une demande thermique.

Ainsi, l'application de la fraction thermique est écartée des subséquents analyses, sauf pour le besoin thermique du réacteur comme analysé auparavant.

6.8 Production de sous-produits

Il existe de sous-produits issus du procédé de méthanisation ; ces sont le percolât qui ne peut pas être plus recirculé à l'intérieur du digesteur, et le compost refusé après de son étape d'affinage. Ces sous-produits ne peuvent pas être valorisés et doivent être gérés par de procédés adéquats.

Étant donné que le compost refusé est le résultat d'une série d'étapes comme le compostage et la maturation, il est considéré comme de la matière stable qui ne peut pas produire de pollution dans le sol (Mata-Alvarez, 2003) ; ainsi, il peut être déposé dans la décharge comme matériel de couverture.

Le percolât excédentaire du procédé de méthanisation contienne de nutriments et d'autres éléments, lesquels peuvent être appliqués comme engrais dans de cultures, mais avant de suivre de procédés de prétraitement (Mata-Alvarez, 2003). En Équateur, il existe une méconnaissance des propriétés ce sous-produit ce qui limite sa possible utilisation dans d'activités agricoles. Dans le présent cas d'étude, l'application envisagé pour ce liquide est de l'envoyer vers la station d'épuration de la ville comme réalisé pour les lixiviats produits dans la décharge (Point 3.6). Les coûts liés pour la gestion de ces sous-produits sont basés sur l'analyse réalisé par (Barrera and Otacoma, 2017).

Les quantités des sous-produits et les coûts pour leur traitement sont indiqués dans le tableau ci-dessous.

Tableau 33. Sous-produits générés dans l'installation de méthanisation

| Sous-produit | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| Percolât excédentaire | m ³ /an | 3 726 | 5 888 |
| Refus de compost | tonne/an | 13 189 | 26 377 |

6.9 Transport des déchets

L'analyse de la présente étude s'encadre dans la valorisation des déchets et fonctionnement de l'installation de méthanisation, on ne prend pas en compte les coûts issus au transport des déchets étant donné que les déchets doivent être transporté pour leur traitement quelque soit le procédé utilisé.

On considère que l'installation de méthanisation sera localisée dans le même site où se trouve la décharge étant donné que la fraction des déchets qui ne sera pas valorisée sera traitée avec le même procédé d'enfouissement comme réalisé dans la décharge.

7 Analyse économique

7.1 Investissements

Les données issues à l'investissement d'une installation de méthanisation comme celle pour chacun des scénarios dans la présente étude, sont basés sur références en projets similaires réalisés par la firme L.E.E. Le détail des montants issus à l'investissement sont indiqués dans le Tableau 33.

Tableau 34. Coûts pour l'investissement de l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|----------------------------|---|-------------------|-------------------|
| Infrastructure | € | 1 800 000 | 2 550 000 |
| Équipement | € | 3 900 000 | 6 250 000 |
| Unité de cogénération | € | 800 000 | 1 600 000 |
| Génie civil | € | 6 100 000 | 11 850 000 |
| Chargeur sur pneus | € | 300 000 | 450 000 |
| Sous-total | € | 12 900 000 | 22 700 000 |
| Planification ⁴ | € | 1 032 000 | 1 816 000 |
| Imprévus ⁵ | € | 1 935 000 | 3 405 000 |
| Total | € | 15 870 000 | 27 921 000 |

Pour le calcul de l'annuité on considère une durée de vie de 13 ans, un taux d'intérêt du 3%, et une subvention de 30% du montant de l'investissement. Le tableau suivant montre le détail du calcul de l'annuité.

Tableau 35. Coûts pour l'annuité de l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|----------------|-------------|-------------------|-------------------|
| Capital | €/an | 854 400 | 1 50 000 |
| Intérêt | €/an | 179 500 | 310 000 |
| Annuité | €/an | 1 030 900 | 1 810 000 |

7.2 Coût d'exploitation

Les coûts issus à l'exploitation de l'installation de méthanisation sont ceux comme la consommation électrique, sa maintenance, des inputs pour sa conduite, son assurance et des activités de monitoring environnemental.

Les coûts de consommation électrique correspondent à l'achat de l'électricité d'appoint comme indiqué et calculé auparavant dans le point 6.7. Le prix pour l'achat au réseau de cette fraction d'électricité de 79 €/MWh (ARCONEL, 2018b).

⁴ C'est 8% du sous-total du coût d'investissement

⁵ C'est 15% du sous-total du coût d'investissement

Tableau 36. Électricité d'appoint achetée pour le fonctionnement de l'installation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--------------------------------------|-------------|-------------------|-------------------|
| Électricité d'appoint | MWh/an | 212 | 306 |
| Prix d'achat au réseau | €/MWh | 79 | 79 |
| Coûts consommation électrique | €/an | 16 700 | 24 000 |

Les coûts pour la maintenance sont pour l'installation de méthanisation, pour l'unité de cogénération et pour les chargeurs sur pneus comme indique le tableau suivant

Tableau 37. Dépenses pour la maintenance de l'installation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---------------------------------------|-------------|-------------------|-------------------|
| Maintenance | | | |
| Maintenance installation ⁶ | €/an | 114 800 | 176 000 |
| Coût maintenance CHP | €/kWh | 0.015 | 0.015 |
| Électricité brute du CHP | kWh/an | 7 044 003 | 14 088 006 |
| Maintenance CHP | €/an | 106 000 | 211 500 |
| Maintenance chargeurs | €/an | 30 000 | 45 000 |
| Total maintenance | €/an | 250 800 | 432 500 |

Les frais totaux pour l'exploitation de l'installation sont la somme des coûts de consommation électrique, maintenance et des autres indiqués dans le tableau ci-dessous

Tableau 38. Coût pour l'exploitation de l'installation de méthanisation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------------|-------------|-------------------|-------------------|
| Coûts d'exploitation | | | |
| Consommation électrique | €/an | 16 700 | 24 000 |
| Conduite | €/an | 269 300 | 531 000 |
| Monitoring environnemental | €/an | 47 000 | 47 000 |
| Maintenance | €/an | 250 800 | 432 500 |
| Assurance ⁷ | €/an | 126 000 | 222 500 |
| Sous total | €/an | 709 800 | 1 257 000 |
| Divers ⁸ | €/an | 70 980 | 125 700 |
| Total | €/an | 780 780 | 1 382 700 |

⁶ C'est 2% du sous-total de l'investissement hors l'unité de cogénération, génie civil et les chargeurs

⁷ C'est 1% du sous-total de l'investissement hors les chargeurs

⁸ C'est 10% du sous-total du coût d'exploitation

7.3 Recettes

Les recettes prévues pour le fonctionnement de l'installation de méthanisation se basent sur la vente d'électricité nette, la vente de compost et le traitement des déchets verts. Le Tableau 37 résume les recettes estimées pour le fonctionnement de l'installation de méthanisation pour les deux Scénarios.

Vente d'électricité

L'électricité nette produite par le moteur de cogénération sera vendue et injectée au réseau national, la quantité d'énergie pour sa commercialisation est celle disponible après le bilan électrique (Tableau 29).

La réglementation équatorienne No. CONELEC 001/13 (CONELEC, 2014) établit les tarifs de rachat de l'électricité provenant d'installations d'énergie renouvelables ; pour la filière biogaz ce tarif est de 6.44 ¢/kWh, l'équivalent à 64.42 €/MWh.

Vente du compost

On envisage la commercialisation du compost comme le modèle de commercialisation déjà réalisé par l'entreprise EMAC, lequel consiste en la vente directe aux particuliers. La quantité de compost qui sera vendue est celle obtenue après le procédé d'affinage (Tableau 25).

Basé sur les références (Tipán, 2016) (Barrera and Otacoma, 2017), lesquelles analysent la vente de compost élaboré à partir des déchets organiques ménagers en autres villes en Équateur, et le critère en conjoint avec la firme L.E.E. on a considéré qu'un prix de vente de 40 € par tonne de compost obtenu de l'installation de méthanisation semble raisonnable comme une valeur de départ.

Déchets verts

Pour le traitement des déchets verts qui sont utilisés comme substrat pour l'étape de méthanisation, on a établi un prix de 20 € par tonne de déchet vert, basé en recommandations dans l'analyse de projets similaires réalisées par la firme L.E.E.

Tableau 39. Recettes pour le fonctionnement de l'installation

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--------------------------------------|-------------|-------------------|-------------------|
| Électricité nette | MWh/an | 5 136 | 11 337 |
| Prix | €/MWh | 64 | 64 |
| Recettes pour vente d'électricité | €/an | 330 000 | 730 000 |
| Production de compost affiné | tonnes/an | 13 189 | 26 377 |
| Prix | €/tonne | 40 | 40 |
| Recettes pour vente de compost | €/an | 528 000 | 1 055 000 |
| Traitement des déchets verts | tonnes/an | 4 500 | 180 000 |
| Prix | €/tonne | 20 | 20 |
| Recettes pour traitement des déchets | €/an | 90 000 | 180 000 |
| Recettes totales | €/an | 948 000 | 1 965 000 |

7.4 Coût de traitement des déchets

La différence entre les recettes totales et les dépenses pour le fonctionnement de l'installation, permet de calculer le coût de traitement des déchets organiques ménagers avec le processus de méthanisation pour chacun des deux scénarios.

Tableau 40. Coût de traitement des déchets par le procédé de méthanisation envisagé

| | | Scénario 1 | Scénario 2 |
|----------------------------|---------|-------------------|-------------------|
| Coût d'exploitation | €/an | 780 780 | 1 382 700 |
| Annuité | €/an | 1 030 900 | 1 810 000 |
| Recettes | €/an | - 948 000 | - 1 965 000 |
| Coût total de traitement | €/an | 898 500 | 1 227 700 |
| Déchets organiques traités | tonne | 30 000 | 60 000 |
| Coût de traitement | €/tonne | 29 | 21 |

8 Analyse de résultats

Dans le présent chapitre on analyse les résultats des calculs précédents pour les deux Scénarios et on compare avec un Scénario 0, lequel ne considère pas le fonctionnement de l'installation de méthanisation.

Pour l'analyse sur la production d'électricité et sur les émissions des GES, les valeurs de la décharge dans les trois scénarios sont calculées avec la même méthodologie utilisée dans le point 3.9, ce qui permet d'estimer la quantité du méthane qui serait émis de la décharge mais aussi la fraction du récupérée pour la production d'électricité.

8.1 Influence sur la production d'électricité

Le Scénario 0 n'envisage pas l'installation de méthanisation, ainsi l'électricité produite dans le site de la décharge serait celle du système de captage lequel serait de **12 GWh/an**. Pour le Scénario 1, l'électricité produite par la décharge serait de 8 GWh/an tandis que l'installation de méthanisation produirait 5 GWh/an, les deux systèmes ensemble produiraient **13 GWh/an** d'électricité. Dans le Scénario 2, la décharge arrive à produire 4 GWh/an, tandis que l'installation de méthanisation produise 11 GWh/an ; l'électricité ensemble des deux systèmes est l'équivalent à **15 GWh/an**.

Dans la Figure 16 on peut regarder que la quantité d'électricité produite par la décharge diminue dans le Scénario 1 et aussi diminue pour le Scénario 2 c'est pour le fait que plus de déchets on valorise dans l'installation de méthanisation, moins de déchets seront déposés dans le site et par conséquent moins du méthane qui est récupéré pour le système de captage de la décharge.

Dans la même figure 16 on peut remarquer que l'électricité produite par l'installation de méthanisation qui valorise 60 000 tonnes de déchets est inférieure que celle produite par la décharge seule dans le scénario 0. Ce peut être justifié par le fait que tous les déchets produits ne sont pas valorisés par l'installation dans le Scénario 2.

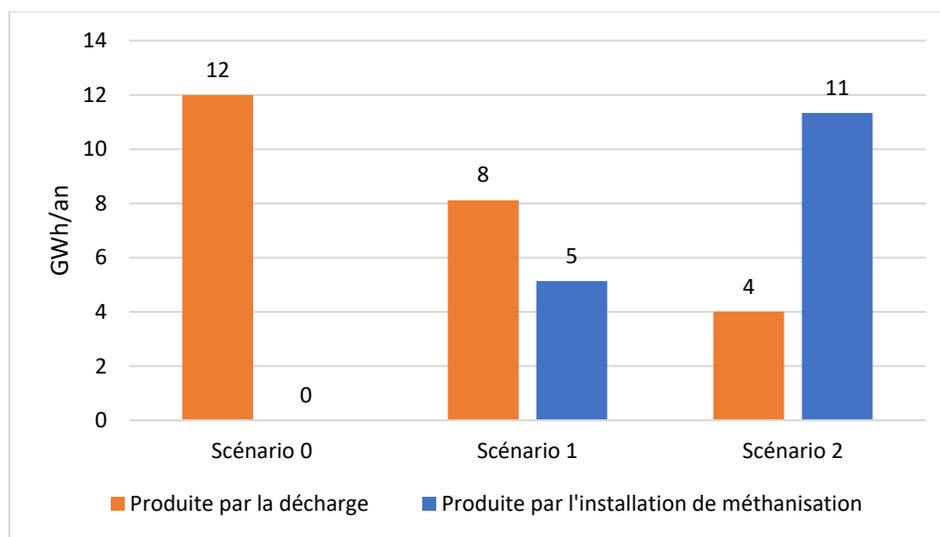


Figure 16. Électricité produite pour chaque système dans chacun de scénarios

La consommation per capita d'électricité dans la ville de Cuenca est de 1 147 kWh/hab*an (ARCONEL, 2017), compte tenu la population de la ville en 627 589 habitants, on peut calculer que la consommation électrique dans la ville de Cuenca est de **720 GWh/an**.

Par rapport à la demande électrique de la ville (Figure 17) ; dans le scénario 0, la décharge seule peut couvrir le **1.67%** de cette demande. L'électricité produite par l'installation de méthanisation et par la décharge dans le Scénario 1, pourraient couvrir **1.84%** de l'électricité demandé. Et dans le Scénario 2, l'électricité produite ensemble par l'installation et la décharge augmenterait à couvrir **2.13%** de la demande.

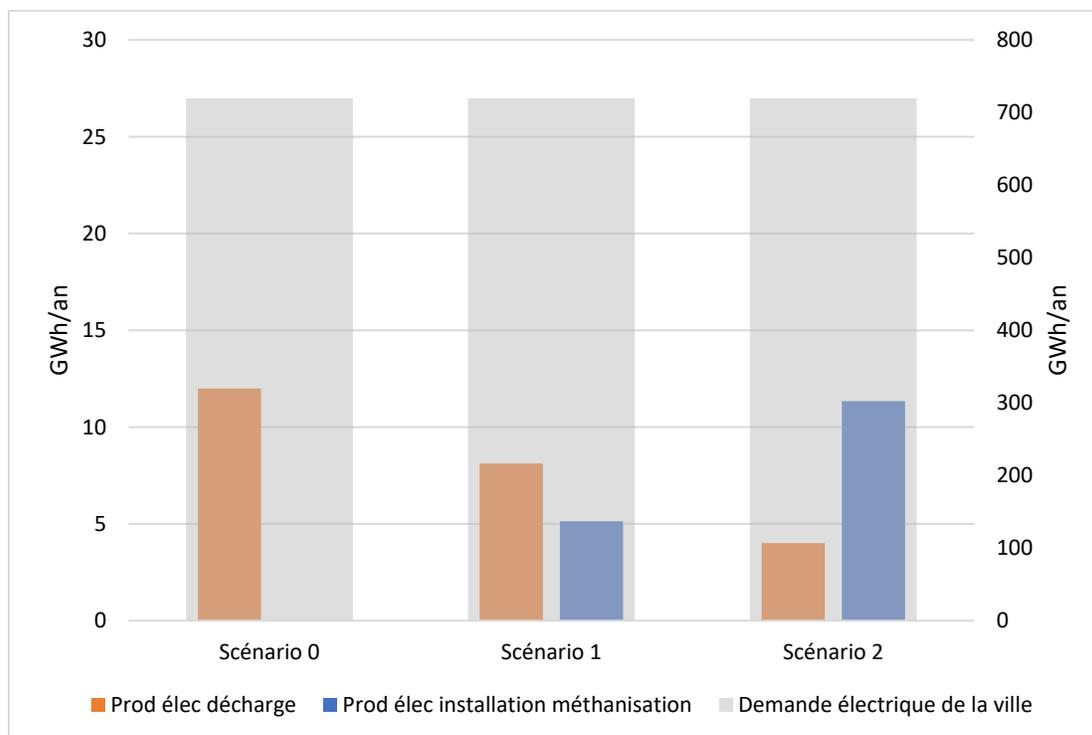


Figure 17. Production électrique de la décharge et de l'installation de méthanisation par rapport à la demande électrique de la ville

8.2 Réduction des GES

La valorisation de la FODM dans l'installation de méthanisation entraîne que moins de déchets organiques seront déposés dans la décharge ; ainsi, il y aura moins de déchets qui vont se décomposer et de produire de GES. Les calculs des émissions issus à la décharge dans le Scénario 1 et le Scénario 2, prennent en compte la diminution de déchets déposés dans la décharge

Tableau 41. Emissions estimées de GES de la décharge dans chacun des scénarios

| | | Scénario 0 | Scénario 1 | Scénario 2 |
|---------------------------------------|-----------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Émis de la décharge | tonne CO ₂ é | 34 513 | 23 355 | 11 533 |
| Émis par combustion du méthane capté | tonnes CO ₂ | 5 695 | 3 854 | 1 903 |
| Émis par oxydation du méthane | tonne CO ₂ | 2 136 | 1 445 | 714 |
| Émis par décomposition des déchets | tonne CO ₂ | 15 984 | 10 817 | 5 341 |
| Émission totale de la décharge | tonne CO₂ | 58 328 | 39 470 | 19 491 |

Etant donné que pour les estimations d'émission des GES de la décharge on prend en compte la fraction émis de la combustion du méthane récupérée, il est judicieux de prendre de aussi considérer les émissions issues à la combustion du méthane obtenu dans l'installation de méthanisation. Pour ce calcul on se base sur les résultats obtenus auparavant de production du biogaz dans chacun des scénarios.

Les émissions de GES issus de la combustion du biogaz obtenu dans l'installation de méthanisation dans chacun des scénarios est indiqué dans le tableau ci-dessous

Tableau 42. Emissions estimées de GES de l'installation de méthanisation dans chacun des scénarios

| | | Scénario 0 | Scénario 1 | Scénario |
|--|-----------------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| Biogaz produit dans l'installation | m ³ /an | 0 | 3 105 000 | 6 210 000 |
| Teneur en méthane | % | 0 | 60 | 60 |
| Densité CH ₄ | kg/m ³ | 0 | 0,668 | 0,668 |
| Méthane | tonne | 0 | 1 244 | 2 489 |
| Combustion 1 tonne CH ₄ | tonne CO ₂ | 0 | 2,75 | 2,75 |
| CO ₂ après combustion CH ₄ | tonne CO ₂ | 0 | 3 422 | 6 845 |
| Teneur en CO ₂ | % | 0 | 40 | 40 |
| Densité CO ₂ | kg/m ³ | 0 | 1,98 | 1,98 |
| CO ₂ | tonne | 0 | 2 459 | 4 918 |
| Émission totale de l'installation | tonne CO₂ | 0 | 5 881 | 11 763 |

Ainsi, la quantité estimée d'émission des GES pour chaque scénario est indiqué dans le tableau ci-dessous

Tableau 43. Estimation d'émission des GES dans chacun des scénarios pour le fonctionnement ensemble de la décharge et de l'installation de méthanisation

| | | Scénario 0 | Scénario 1 | Scénario 2 |
|-----------------------------------|-----------------------|------------|------------|------------|
| Émission totale de la décharge | tonne CO ₂ | 58 328 | 39 470 | 19 491 |
| Émission totale de l'installation | tonne CO ₂ | 0 | 5 881 | 11 763 |
| Emission total des deux systèmes | tonne CO ₂ | 58 328 | 45 352 | 31 254 |

La Figure 18 montre que les émissions de la décharge du scénario 0 diminuent par rapport à ceux de la décharge dans le Scénario 1 et le Scénario 2, en raison que moins de déchets sont déposés dans la décharge et moins FODM va se dégrader et produire du méthane.

Dans la même figure, on peut regarder que les émissions issues de l'installation de méthanisation augmentent entre le scénario 1 et le scénario 2, comme conséquence d'une augmentation du biogaz produite et qui est valorisé par cogénération ; mais, ces émissions sont au-dessous des émissions provenant de la décharge en raison que le procédé de méthanisation capte l'ensemble du méthane obtenu et empêche son dégagement vers l'atmosphère. Tandis que dans la décharge, il y a toujours une fraction du méthane qui ne peut pas être récupéré par les limites techniques du système de captage (Abbasi, T., Tauseef, S., & Abbasi, S. 2012), ce qui permet son dégagement vers l'atmosphère et est considéré comme GES.

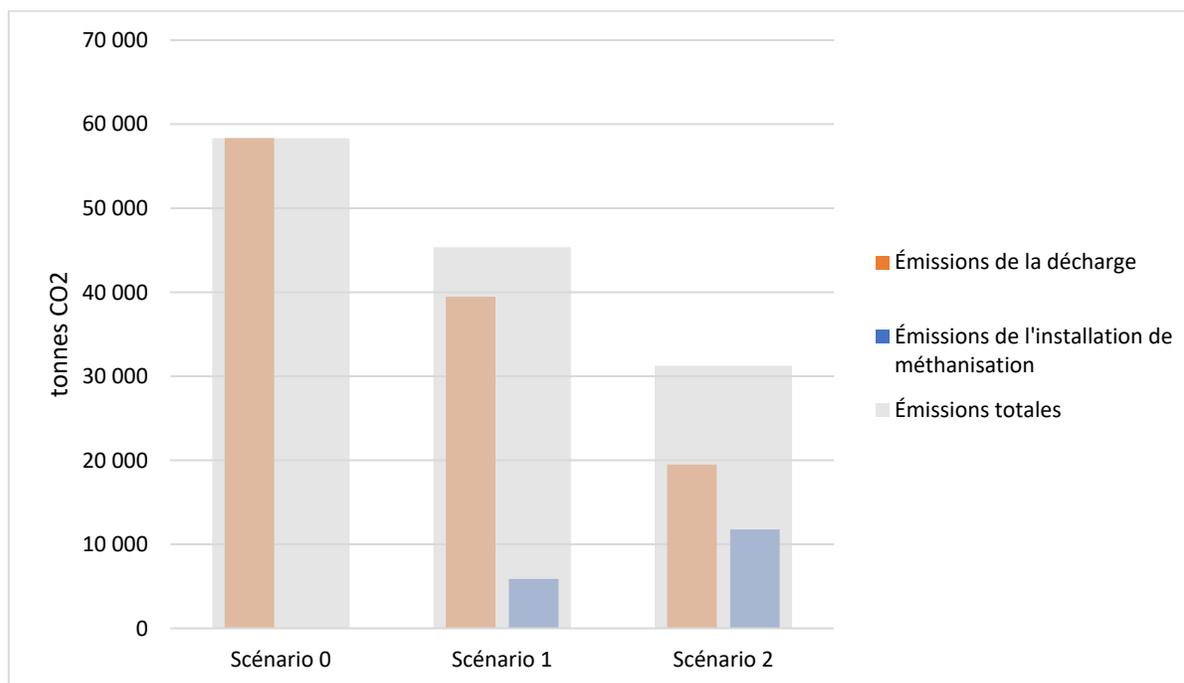
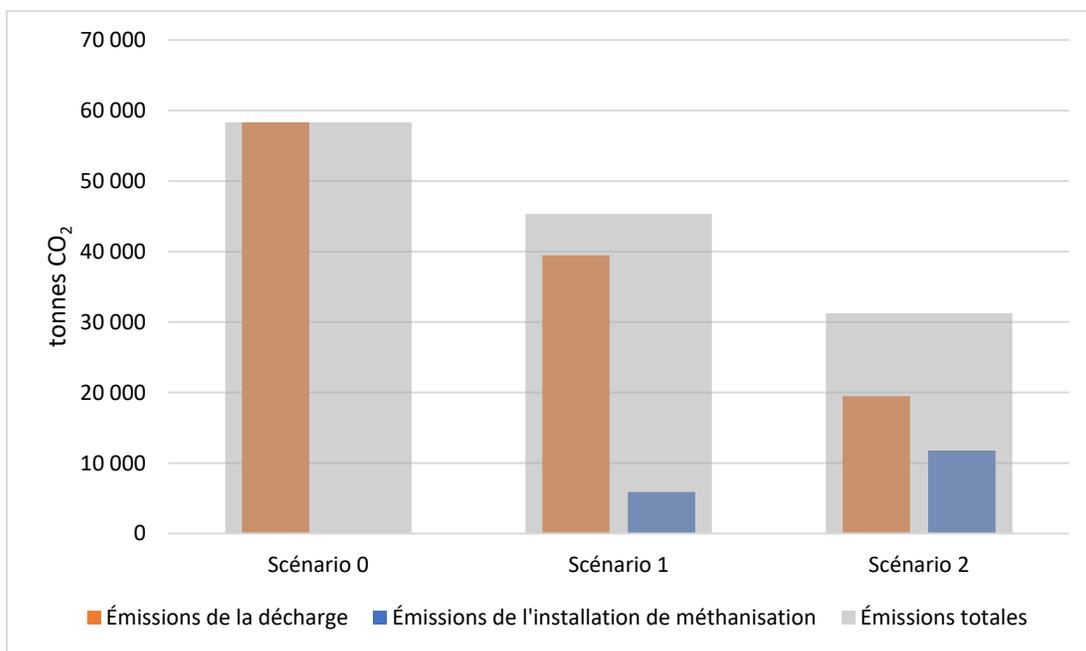


Figure 18. Émissions totales des GES, émis pour l'installation de méthanisation et pour la décharge dans chacun des scénarios

Quand on analyse l'ensemble du fonctionnement des scénarios (Figure 18) on peut noter qu'il y a une diminution du total des émissions, spécialement pour le fonctionnement de l'installation de méthanisation qui évite l'émission directe du méthane (Aristizábal et al. 2015), qui dans l'atmosphère a un potentiel de réchauffement 25 plus puissante que le CO₂.

La réduction des émissions des GES entre le scénario 0 et le scénario 1 est de 22%, dans le scénario 2 la réduction est de 44%.



8.3 Influence sur le coût de traitement

Pour l'entreprise EMAC, le coût de traitement de chaque tonne de déchet ménager est de **15 €**, ce traitement comprend l'enfouissement des déchets dans la décharge comme réalisé actuellement.

La Figure 19 montre que le traitement de chaque tonne de la FODM dans une installation de méthanisation avec une capacité de 30 000 tonnes, a un coût de **29 €/tonne**. Tandis que le traitement dans une installation avec une capacité de 60 000 tonnes le traitement de ce déchet serait de **21 €/tonne**, ce qui peut être interprété comme un effet d'économie d'échelle, lequel indique qu'avec une augmentation de la capacité de l'installation certains coûts fixes n'augmentent proportionnellement à la taille de l'installation (Rubab and Chandra, 1995), mais l'augmentation des recettes issues de la vente d'électricité diminuent les coûts d'opération de l'installation.

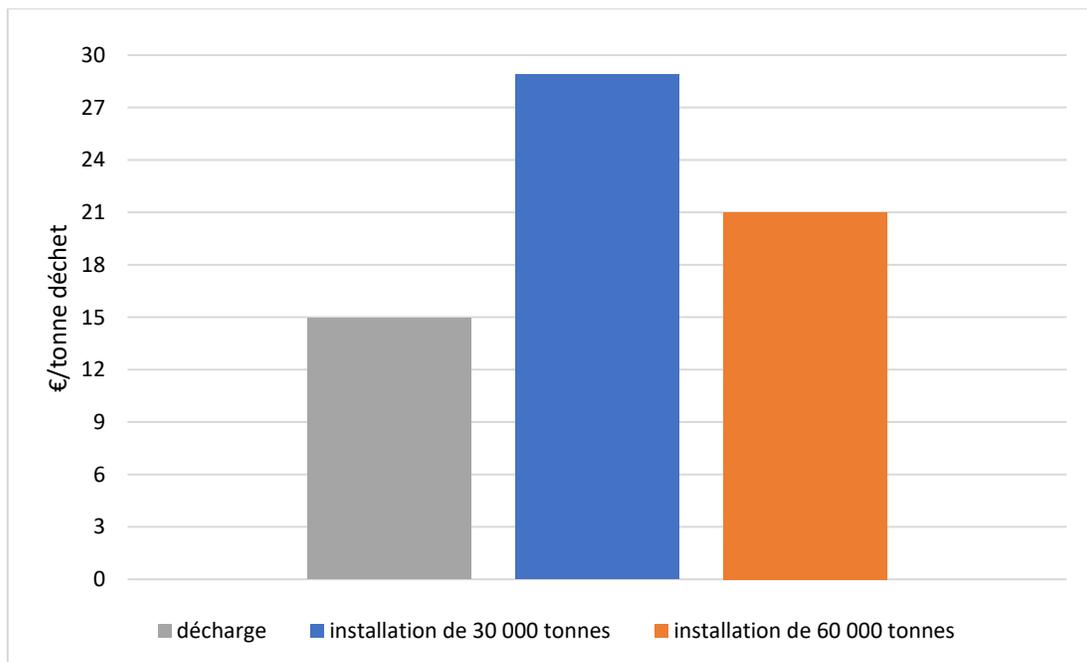


Figure 19. Changement sur le prix de traitement

Le coût de traitement des déchets par le procédé de méthanisation comprend l'ensemble du processus, mais aussi la construction de l'installation. Tandis que le coût du traitement basé sur l'enfouissement des déchets n'inclut pas ce composant issu de la construction de la décharge. Ce prix n'était pas considéré étant donné le manque d'information disponible de part de l'entreprise EMAC et aussi le manque d'information secondaire disponible.

8.4 Réduction de déchets déposés

Dans le même raisonnement réalisé que celui réalisé pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre, le traitement d'une fraction des déchets organiques entrainera aussi une réduction des déchets qui seront déposés dans la décharge. Pour cette analyse on considère la production annuelle de déchets dans le période compris entre les années 2019 et 2031 ce que nous permettra de calculer la quantité de déchets qui seraient cumulés dans le site de la décharge.

Sans aucune valorisation de déchets comme dans le Scénario 0, la quantité totale de déchets cumulés dans la décharge serait de **1 063 500 tonnes**. Pour le Scénario 1, les déchets cumulés dans la décharge seraient **673 500 tonnes**, l'équivalent à une réduction de 36.67%. Dans le cas du Scénario 2, les déchets cumulés seraient **283 500 tonnes**, ce qui est égal à une réduction du 73.34% des déchets cumulés dans la décharge.

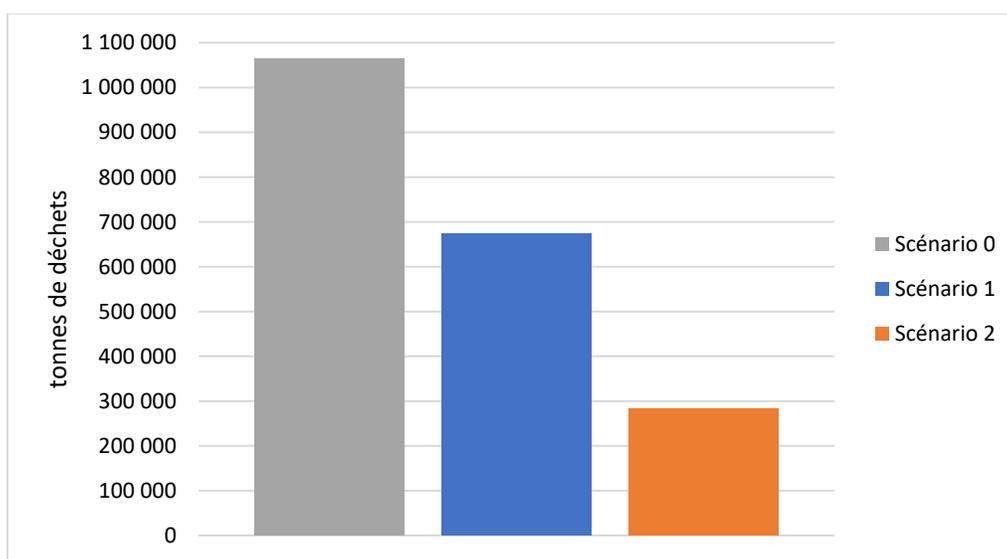


Figure 20. Quantité de déchets cumulés dans la décharge entre les années 2019 et 2031 dans de différent Scénarios

9 Conclusions

En Équateur, l'enfouissement dans des décharges est la technique qui domine le traitement des déchets ménagers, dont plus de 60% de leur composition est de la matière organique. Cela indique que chaque année une quantité considérable de matière organique valorisable est écartée et confinée sous la terre, ce qui ajouté au manque de contrôle pendant leur décomposition contribuera aux émissions de GES.

Le pourcentage de la FODM, dans cette ville, est de 64%. Cette caractéristique a permis de développer des initiatives énergétiques comme celle installée dans la décharge de la ville, basée sur la récupération et la valorisation du biogaz pour la production d'électricité. Ces conditions permettent d'envisager la possibilité de mettre en œuvre des initiatives plus techniques comme une installation de méthanisation pour une meilleure récupération du potentiel énergétique des déchets organiques, ce qui encouragerait à améliorer le système de gestion des déchets avec une collecte sélective de la FODM pour obtenir un substrat adéquat pour des procédés de méthanisation.

L'actuelle installation de récupération et valorisation du biogaz de la décharge de Cuenca, a produit environ 4 GWh/an d'électricité en 2017 ; mais, son potentiel est estimé en 12 GWh/an. La valorisation de 30 000 tonnes de déchets organiques ménagers dans une installation de méthanisation, peut produire 5 GWh/an d'électricité et augmenter la production des deux systèmes jusqu'à 13 GW/h. Avec la valorisation de 60 000 tonnes de déchets, la production d'électricité des deux sites serait de 15 GW/h, dont 11 GW/h seraient de l'installation de méthanisation de telle capacité.

Le système de traitement des déchets organiques de la ville de Cuenca se base sur la mise en décharge, donc le coût de cette opération est de 15 €/tonne de déchet. Le traitement par le procédé de méthanisation de 30 000 tonnes de ces déchets aurait un coût de 29 €/tonne, tandis que la valorisation de 60 000 tonnes, ce coût augmenterait jusqu'à 21 €/tonne, comme une conséquence de l'économie d'échelle.

Les bénéfices environnementaux pour le fonctionnement d'une installation comme celle du Scénario 1, empêcheraient l'émission d'environ 13 000 tonnes de CO₂ vers l'atmosphère, l'équivalent à une réduction de 22% des émissions de GES par rapport aux émissions estimées pour la décharge. La méthanisation de 60 000 tonnes de déchets organiques ménagers par an éviterait l'émission de 27 000 tonnes de CO₂ pour la même période, l'équivalent à une réduction de 44% des GES émis seulement pour la décharge.

Dans le même sens, il y aurait une diminution de la quantité de déchets qui seraient déposés dans la décharge. Sans la valorisation des déchets, la quantité de déchets qui seraient déposés dans la décharge jusqu'à l'année 2031, serait de 1 063 500 tonnes de déchets, mais avec la valorisation des déchets cette quantité se réduirait à 673 500 tonnes et à 283 500 tonnes pour les Scénarios 1 et 2 respectivement.

En Équateur, il manque de l'information plus détaillée relative à la composition et la quantité produite des déchets organiques, c'est pourquoi l'absence de plus de références pratiques de la valorisation énergétique de ce type de déchets. En perspective, il est de grande importance commencer à créer une base de données nationale issue des déchets ménagers, ce qui permettrait de réaliser plus de recherches dans ce métier et d'avoir des estimations plus précises aux contextes des villes en Équateur.

10 Références

- Abbasi, T., Tauseef, S., & Abbasi, S. (2012). *Biogas Energy*. Berlin, Germany: Springer Science & Business Media.
- Achinas, S., Achinas, V., & Euverink, G. J. W. (2017). A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. *Engineering*, 3(3), 299–307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>
- ADEME. (2012). Méthanisation des déchets ménagers en France - État des lieux – 2012. Repéré à <http://www.amorce.asso.fr/fr/espace-adherents/publications/dechets/traitement/dt-58-methanisation-des-dechets-menagers-en-france/>
- ARCONEL. (2017). Consumo per capita anual por provincia. Repéré à <https://www.regulacionelectrica.gob.ec/recaudacion-anual/>
- ARCONEL. (2018^a). Estadística Anual y Multianual del Sector Eléctrico Ecuatoriano 2017. Repéré à <https://www.regulacionelectrica.gob.ec/boletines-estadisticos/>
- ARCONEL. (2018b). Pliego tarifario para las empresas eléctricas de distribución servicio público de energía eléctrica periodo: Enero – Diciembre 2018. Repéré à <https://www.regulacionelectrica.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/01/2018-01-11-Pliego-y-Cargos-Tarifarios-del-SPEE-20182.pdf>
- Banks, C. J., Chesshire, M., Heaven, S., & Arnold, R. (2011). Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance. *Bioresource Technology*, 102(2), 612–620. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.005>
- Barrera, P. & Otacoma, L. (2017). Pruebas piloto para una planta de separación y recuperación de materiales a partir de residuos sólidos indiferenciados del cantón cuenca, provincia del Azuay (Mémoire d'ingénieur, Universidad del Azuay). Repéré à <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/6868/1/12831.pdf>
- Baquero, M., & Quesada, F. (2016). Eficiencia energética en el sector residencial de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 7(2), 147–165. <https://doi.org/doi.org/10.18537/mskn.07.02.11.149>
- Beevi, B. Jose, P. Madhu, G. (2013). - Effect of total solid concentration on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste - published at: “International Journal of Scientific and Research Publications (IJSRP), Volume 3, Issue 8, August 2013 Edition”.
- BEKON. (2017). Le procédé BEKON - Installations de méthanisation innovantes pour la valorisation énergétique des déchets organiques et autres biomasses. Repéré à https://www.bekon.eu/wp-content/uploads/2017/12/BEKON_Broschuere_FR_web.pdf
- BEKON. (2018a). The BEKON Process Innovative biogas plants for energy production from organic waste. Repéré à https://www.bekon.eu/wp-content/uploads/2015/11/BEKON_Brosch%C3%BCre_EN_Web.pdf
- BEKON (2018b). Proveedor líder mundial de plantas de biogás en seco + Tecnología de compostaje. Repéré à <https://www.ccc.org.co/bion/wp-content/uploads/pdf/27-abril-2018/IgnacioBenitezBekon.pdf>
- CEREMA. (2017). La biomasse solide. Repéré à http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/biomasse_solide.pdf
- CLIMAT.BE. (2018). Le GIEC publie son rapport spécial sur le réchauffement de 1,5 °C. Retrieved from <https://www.climat.be/fr-be/changements-climatiques/les-rapports-du-giec/2018-rapport-special/>
- CONELEC. (2014). Regulación No. CONELEC 001_13 - La participación de los generadores de energía eléctrica producida con Recursos Energéticos Renovables No Convencionales. Repéré à https://www.regulacionelectrica.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2015/10/Codificaci%C3%B3n-Regulacion-001_13-Energias-Renovables_.pdf

- Conto, O. & Tipan, D. (2018). Evaluación del comportamiento hidráulico de los lixiviados de la fase norte I del relleno sanitario de Cuenca (Mémoire d'ingénieur, Universidad del Azuay). Repéré à <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/7601/1/13464.pdf>
- De Baere, L. (2008). Partial stream digestion of residual municipal solid waste. *Water Science And Technology*, 57(7), 1073-1077. doi: 10.2166/wst.2008.078
- De Baere. (2012). The DRANCO technology: a unique digestion technology for solid organic waste. Repéré à <http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/The-DRANCO-technology-2012.pdf>
- Eastern Research Group, Inc. & Carbon Trade. (2007). Estudio de Prefactibilidad del Potencial del Biogás: Relleno Pichacay Cuenca, Ecuador. Repéré à <https://www.globalmethane.org/data/pichacaypfstudyspanish.pdf>
- Edelmann, W., & Engeli, H. (2005). More than 12 years of experience with commercial anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes in Switzerland. Repéré à http://rembio.org.mx/wp-content/uploads/2015/01/EdelmannXXX_MoreThan12YearsOfExperience.pdf
- EMAC. (n.d.). Manual de Reciclaje. Repéré à <https://www.emac.gob.ec/sites/default/files/Manual%20de%20Reciclaje%20EMAC%20EP%20Cuenca%20Ecuador.pdf>
- Engineering ToolBox. (2003a). Fuels - Higher and Lower Calorific Values. [online] Available at: https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html [Accessed 10 December. 2018].
- Engineering ToolBox. (2003b). Gases – Density [online] Available at: https://www.engineeringtoolbox.com/gas-density-d_158.html [Accessed 10 December. 2018].
- Engineeringtoolbox.com. (2019). *Combustion of Fuels - Carbon Dioxide Emission*. [online] Available at: https://www.engineeringtoolbox.com/co2-emission-fuels-d_1085.html [Accessed 15 Jan. 2019].
- EL TIEMPO. (2019). *Relleno de Pichacay trata desechos de 7 cantones*. [online] Available at: <https://www.eltiempo.com.ec/noticias/region/12/relleno-de-pichacay-trata-desechos-de-7-cantones> [Accessed 15 Jan. 2019].
- ENYA. (2015). Síntesis de diseño de plantas para aprovechamiento energético de residuos sólidos municipales de 50 toneladas por día de capacidad. Repéré à <https://docplayer.es/37202578-Diseno-de-plantas-para-aprovechamiento-energetico-de-residuos-solidos-de-50-t-dia.html>
- EPA. (2005). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. Repéré à <https://www3.epa.gov/ttnatc1/dir1/landgem-v302-guide.pdf>
- EPA. (2018). Overview of Greenhouse Gases. Repéré à <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases#methane>
- FNR. (2013). Guide sur le biogaz De la production à l'utilisation (N° de commande 627). Repéré à <https://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/f/i/finalweb-leitfadenbiogas-fr-20130503.pdf>
- Global Methane Initiative. (2011). Metano de Vertederos: Reducción de las Emisiones, Avance de las Oportunidades de Recuperación y Utilización. Retrieved from <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases#methane>
- Gómez, S. (2015). Actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la parroquia Santa. Repéré à http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/0160025770001_ACTUALIZACION_SA_27-10-2015_15-37-13.pdf
- Goswami, D. Y., & Kreith, F. (2007). *Handbook of Energy Efficiency and Renewable Energy*. CRC Press.

- Harvest. (2009). Dry Fermentation Presentation to Palo Alto. Repéré à <https://www.cityofpaloalto.org/civicax/filebank/documents/19874>
- Harzevili, F. D., & Hiligsmann, I. S. (2017). *Microbial Fuels: Technologies and Applications*. CRC Press.
- Hitachi Zosen INOVA (n.d.). Organic waste to biogas – The Kompogas system More than 500 years of operational experience. Repéré à http://dpw.lacounty.gov/epd/nas/epd/epd_dms/C_T___%60AJONES%60Programs%60PUB_Y%60FREQ_N%606_16_2016%60%60REC_N%600000_00%600000_00%60CT_GEN%60Organic%20Waste%20to%20Biogas%20-%20The%20Kompogas%20System,%20HZIU%202016%6093.pdf
- Inga, M. & Romero, L. (2011). Problemas de estabilidad de taludes en el relleno sanitario de Pichacay, parroquia Santa Ana, canton Cuenca (Mémoire d'ingénieur, Universidad de Cuenca). Repéré à <http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/743/1/ti871.pdf>
- Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC. 2000. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Retrieved from: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>
- Lalvay, E. & Vidal, J. (2013). Estudio técnico-económico de una planta de generación eléctrica a base de biogás (Mémoire d'Ingénieur, Universidad de Cuenca). Repéré à <http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/4386/3/TESIS.pdf>
- Lee, U., Han, J., & Wang, M. (2017). Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. *Journal of Cleaner Production*, 166, 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.016>
- Lima, J. (2010). Biométhanisation des déchets putrescibles municipaux – technologies disponibles et enjeux pour le Québec (Mémoire de maitre, Centre Universitaire de Formation en Environnement Université de Sherbrooke). Reperé à https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2010/Amarante_J__10-07-2010_.pdf
- Mata-Alvarez, J. (2003). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing.
- MAE. (2016). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero del Ecuador Serie Temporal 1994-2012. Repéré à <https://info.undp.org/docs/pdc/Documents/ECU/06%20Resumen%20Ejecutivo%20INGEI%20de%20Ecuador.%20Serie%20Temporal%201994-2012.pdf>
- Muñoz, E. (2016). Caracterización de los residuos sólidos domiciliarios generados en el cantón Cuenca – año 2015.
- (n.d.). Retrieved from <http://hmf.enseiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2278>
- OLADE. (2018). Boletín Informativo de la Organización Latinoamericana De Energía / Noviembre 2018. Repéré à <http://www.olade.org/boletines-olade/>
- Orbe, A. (2016). Generación de energía eléctrica mediante el aprovechamiento de residuos sólidos: el caso de Loja (Mémoire de Master, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales sede Ecuador). Repéré à <http://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/9633/2/TFLACSO-2016AFON.pdf>
- Oxilia, A. (2012, Avril). Matriz Energética en América Latina y el Caribe, Situación Actual y Perspectivas de la Energías Renovables. Communication présentée à La Habana. Résumé repéré à http://www.olade.org/sites/default/files/presentaciones-sej/8_Presentaci%C3%B3n%20OLADE%20UPADI%20201.pdf

- Pesántez, M. (2012). Confort térmico en el área social de una vivienda unifamiliar en Cuenca, Ecuador (Mémoire de Master, Universidad de Cuenca). Repéré à <http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/393/1/tesis.pdf>
- Pierini, V. I., & Ratto, S. (2015). Yard trimmings' life cycle: composting vs. landfilling, 3(3), 43–51.
- Remy, F. (2018). Potential for the anaerobic digestion of municipal solid waste (MSW) in the city of Curitiba, Brazil (Dissertation). Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-226313>
- Sáez, A., & Urdaneta G., J. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia*, 20 (3), 121-135.
- SENPLADES. (2017). Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021 - Toda una Vida. Repéré à http://www.planificacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/10/PNBV-26-OCT-FINAL_0K.compressed1.pdf
- Siliezar, C. & Urquizo, R. (2009). User's Manual Ecuador Landfill Gas Model. Repéré à https://www.globalmethane.org/documents/models/pdfs/EcuadorLFGmodelUsersManual_V1.pdf
- Sobieraj, F. (2013, 10 janvier). Ecuador. Repéré à <https://jimlajungle.blogspot.com/2013/01/ecuador.html>
- Solíz Torre, M. (2015). Ecología política y geografía crítica de la basura en el Ecuador. *Letras Verdes. Revista Latinoamericana De Estudios Socioambientales*, 17. doi: 10.17141/letrasverdes.17.2015.1259
- Rubab, S., & Kandpal, T. C. (1995). Cost of Anaerobic Digestion Technology : *International Journal of Energy Research*, 19(March 1994), 675–685.
- Tipán, M. (2016). Diseño de una planta para el procesamiento de compostaje a partir de residuos orgánicos urbanos para la empresa pública municipal mancomunada de aseo integral Patate-Pelileo (Mémoire d'ingénieur, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo). Repéré à <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/6519>
- Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management*. New York, NY: McGraw Hill Professional.
- Wellinger, A., Murphy, J. D., & Baxter, D. (2013). *The Biogas Handbook: Science, Production and Applications*. Elsevier.
- Wu, L. (2014). Biogas Production From Presorted Biowaste and Municipal Solid Waste From Sweden - Substrate Characterization , Wet Fermentation , and Cash Flow Analysis. Bachelor's Thesis, (August), 121. <https://doi.org/10.1007/s00784-012-0864-4>

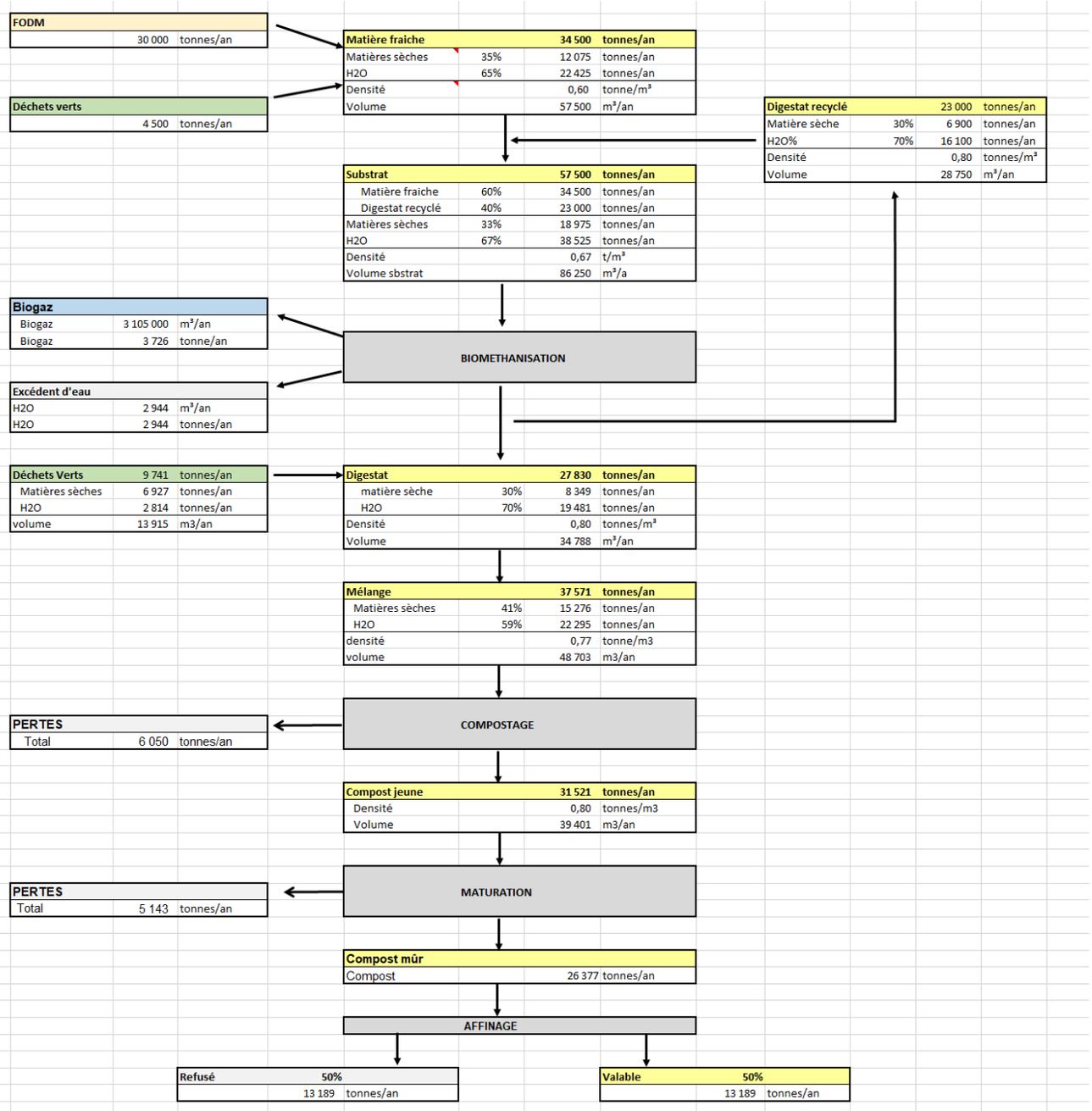
11 Annexes

Annexe 1. Consignes pour les ménages pour la séparation de leurs déchets d'après l'entreprise EMAC

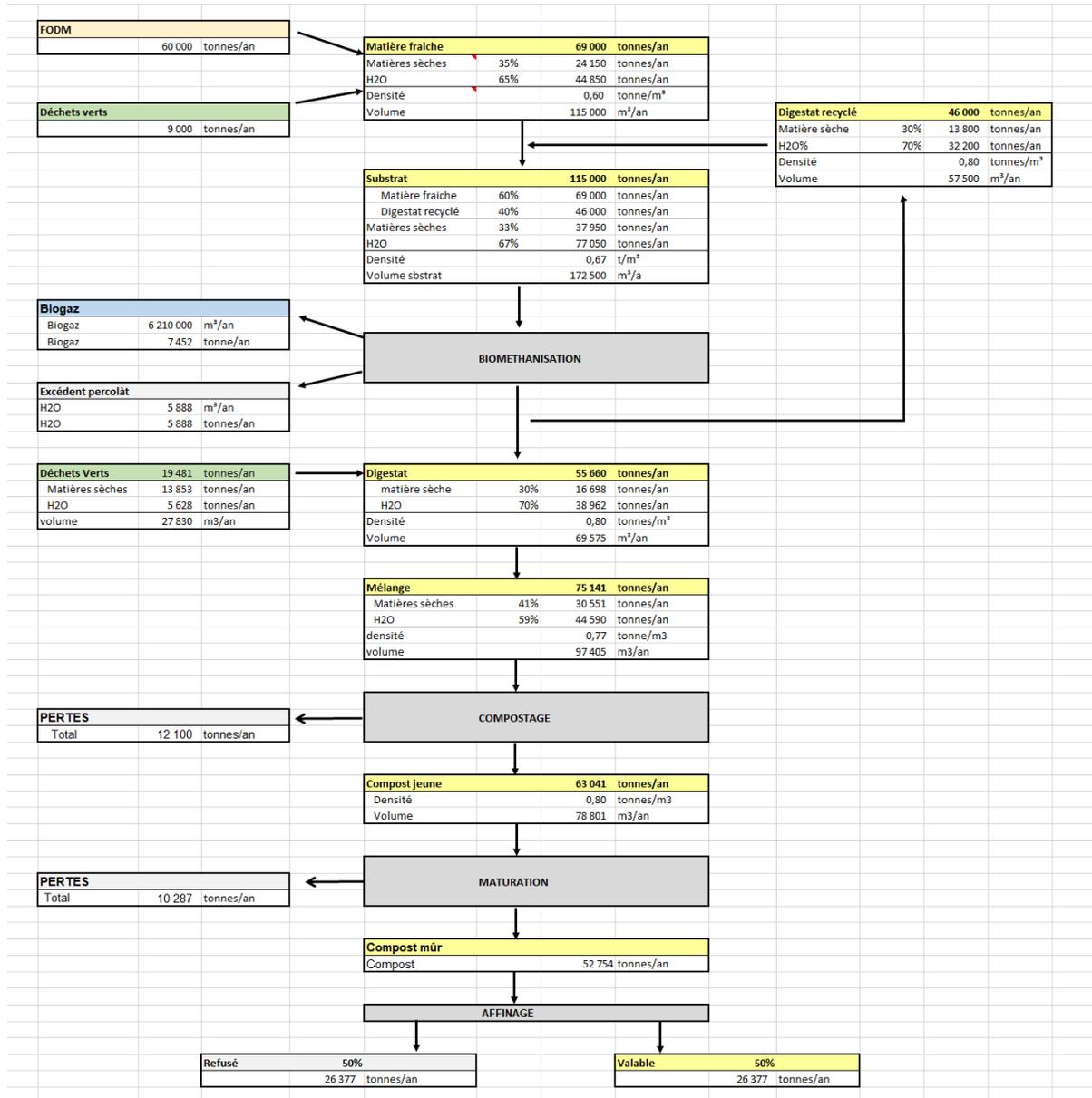
| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|--|---|
|  RESTOS ORGÁNICOS Y DE ALIMENTOS |  VAJILLA Y EMPAQUES DESCARTABLES | EN LA FUNDA NEGRA DEBEMOS COLOCAR | EN LA FUNDA CELESTE DEBEMOS RECICLAR |  |  | |
| Cáscaras de vegetales y frutas, restos de alimentos y desechos de animales. | Tarrinas, platos, vasos, sorbetes, empaques de tortas y envases descartables de espuma flex. | | |  PLÁSTICOS RÍGIDOS Y DUROS |  ENVASES Y CUBIERTOS |  PLÁSTICOS SUAVES |
|  BASURA DE BAÑO |  RESTOS INERTES |  FUNDAS PLÁSTICAS RUIDOSAS |  | | | |
| Papel higiénico, pañales desechables, toallas higiénicas, tubos de pasta dental, afeitadoras. | Colillas de tabaco, restos de cerámica, madera, tela, polvo y basura de barrido | Fundas plásticas de polietileno ruidosas como: snacks, fideos, envolturas de golosinas. | | Utensilios de cocina, tachos plásticos, armadores de ropa, restos de muebles, platos plásticos, jabas, juguetes, cajas de CD y otros. | Botellas de gaseosas, envases de yogurt, envases de jugos, shampoo, cosméticos, cubiertos de plástico, botellones, tarrinas, piolas y otros. | Fundas plásticas de halar, fundas de leche, fundas de alimentos, plásticos para empacar alimentos o bebidas, plásticos para envolver maletas y otros. |

| | | | | | | | |
|---|------------------------------|---|-------------------------------|---|---|---|---|
| SAQUE LA FUNDA CELESTE DEPENDIENDO DE SU HORARIO DE RECOLECCIÓN. | | | |  |  |  | IMPORTANTE |
| Todos los ciudadanos estamos obligados a almacenar y desechar diferenciadamente los residuos y desechos sólidos, es decir a utilizar la funda celeste para los residuos reciclables y la funda negra para la basura; así como cumplir con los horarios y días de reciclaje establecidos por EMAC EP. quien impondrá multas entre 10 y 100 dólares por el incumplimiento de la ordenanza municipal vigente. | | | |  ALUMINIOS Y LATAS |  CHATARRAS Y ARTÍCULOS ELECTRÓNICOS |  PAPEL, CARTÓN Y TETRAPACK | Envuelva los elementos de vidrio con papel, cartón o plástico y cinta de embalaje y colóquelos dentro de una caja de cartón para evitar accidentes al personal de recolección. Además puede depositar este tipo de desechos en los iglús de reciclaje ubicados en las gasolineras de la ciudad. |
| Si el recolector pasa por su casa lunes, miércoles y viernes debemos sacar la basura de la siguiente manera: | LUNES Funda negra | MIÉRCOLES Funda negra y celeste | VIERNES Funda negra | Envases de aerosol, papel aluminio, envases de alimentos, latas de bebidas, y otros. | Piezas de cobre, bronce o aluminio como: alambres, utensilios metálicos de cocina, ollas, cucharas, electrodomésticos y otros. | Cuadernos, libros, revistas, cajas, cubetas de huevos, fundas de cemento, envases tetrapack, papel picado y otros. | |
| Si el recolector pasa por su casa martes, jueves y sábado debemos sacar la basura de la siguiente manera: | MARTES Funda negra | JUEVES Funda negra y celeste | SÁBADO Funda negra | | | | |

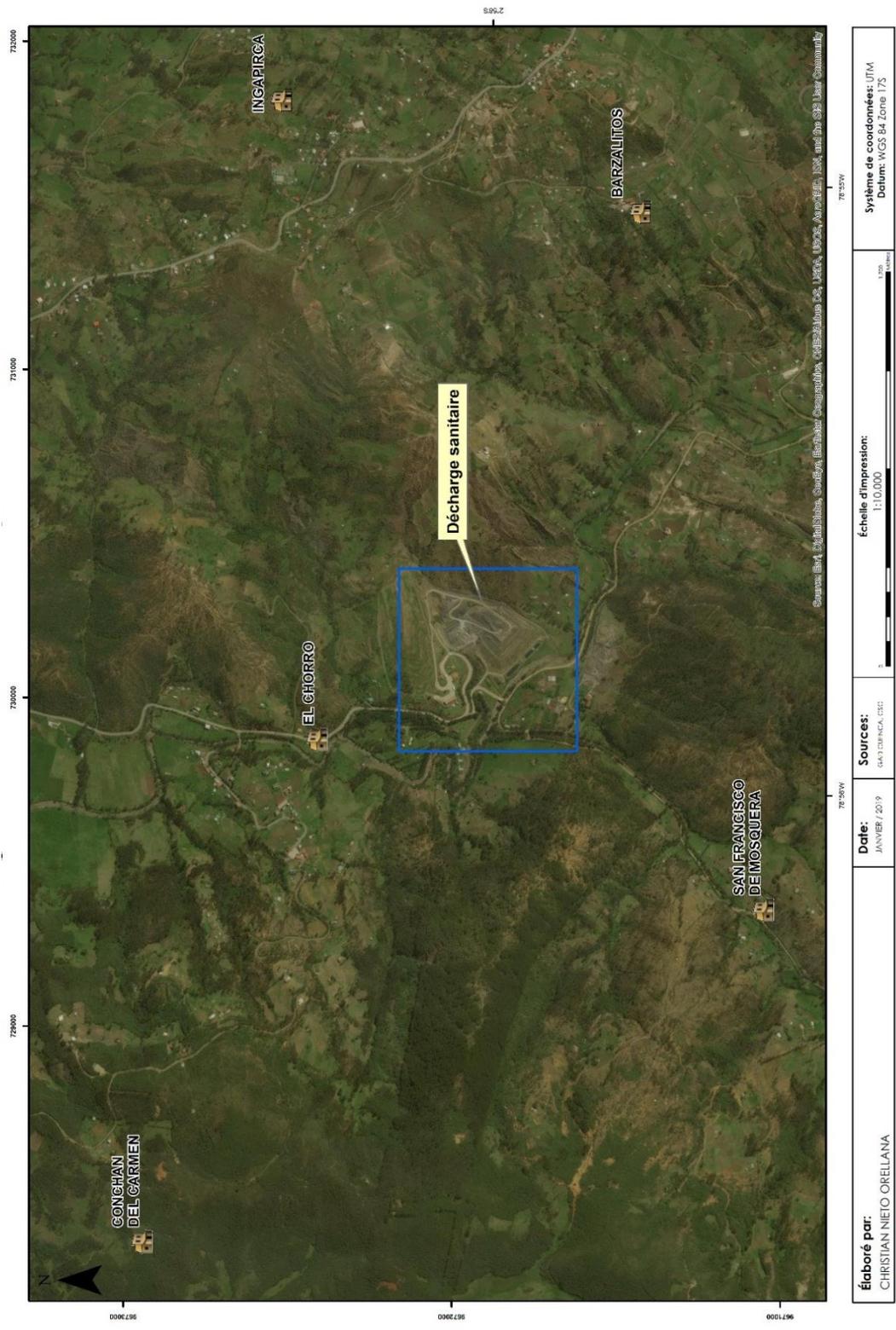
Annexe 2. Bilan massique du procédé de méthanisation pour l'installation avec une capacité de 30 000 tonnes/an



Annexe 3. Bilan massique du procédé de méthanisation pour l'installation avec une capacité de 60 000 tonnes/an



Annexe 4. Localisation de la décharge de Cuenca et les centres habités les plus proches



Annexe 5. Calcul pour les estimations d'émissions des GES dans chacun des scénarios

EQUATION 5.3

$$\text{CH}_4 \text{ emissions (Gg/yr)} = [(\text{MSW}_T \cdot \text{MSW}_F \cdot L_0) - R] \cdot (1 - \text{OX})$$

| | | Scénario 0 | Scénario 1 | Scénario 2 |
|--|-----------------------|---------------|---------------|---------------|
| production déchets ménagers 2019 | tonnes | 113 161 | 113 161 | 113 161 |
| déposé dans la décharge | tonnes | 0,82 | 0,55 | 0,27 |
| Lo | m3 CH4/tonne | 87 | 87 | 87 |
| R | | 0,6 | 0,6 | 0,6 |
| OX | | 0,36 | 0,36 | 0,36 |
| Émissions directes de la décharge | | | | |
| méthane échappée | m3 | 2 066 657 | 1 398 497 | 690 610 |
| densité CH4 | kg/m3 | 0,668 | 0,668 | 0,668 |
| méthane échappée | kg | 1 380 527 | 934 196 | 461 327 |
| méthane échappée | tonne | 1 381 | 934 | 461 |
| équivalence | tonne CO2 é/tonne CH4 | 25 | 25 | 25 |
| émission | tonne CO2 é | 34 513 | 23 355 | 11 533 |
| Émissions par combustion du méthane capté | | | | |
| méthane capté | m3 | 3 099 986 | 2 097 746 | 1 035 914 |
| densité CH4 | kg/m3 | 0,668 | 0,668 | 0,668 |
| méthane capté | kg | 2 070 791 | 1 401 294 | 691 991 |
| méthane capté | tonne | 2 071 | 1 401 | 692 |
| combustion 1 tonne CH4 | tonne CO2 | 2,75 | 2,75 | 2,75 |
| émission | tonnes CO2 | 5 695 | 3 854 | 1 903 |
| Émissions par oxydation du méthane | | | | |
| fraction du méthane oxydé | m3 | 1 162 495 | 786 655 | 388 468 |
| densité CH4 | kg/m3 | 0,668 | 0,668 | 0,668 |
| fraction du méthane oxydé | kg | 776 547 | 525 485 | 259 497 |
| fraction du méthane oxydé | tonne | 777 | 525 | 259 |
| oxydation 1 tonne CH4 | tonne CO2 | 2,75 | 2,75 | 2,75 |
| émission | tonne CO2 | 2 136 | 1 445 | 714 |
| Émissions par décomposition des déchets | | | | |
| fraction du CO2 | m3 | 8 072 881 | 5 462 881 | 2 697 694 |
| densité | kg/m3 | 1,98 | 1,98 | 1,98 |
| émission | tonne CO2 | 15 984 | 10 817 | 5 341 |
| ÉMISSION TOTALE DÉCHARGE | | | | |
| | tonne CO2 | 58 328 | 39 470 | 19 491 |
| INSTALLATION MÉTHANISATION | | | | |
| biogaz produit installation | m3/an | 0 | 3 105 000 | 6 210 000 |
| teneur méthane | | 0 | 60% | 60% |
| densité CH4 | kg/m3 | 0 | 0,668 | 0,668 |
| CH4 | tonne | 0 | 1 244 | 2 489 |
| combustion 1 tonne CH4 | tonne CO2 | 0 | 2,75 | 2,75 |
| CO2 après combustion CH4 | tonne | 0 | 3 422 | 6 845 |
| teneur CO2 | | 0 | 40% | 40% |
| densité CO2 | kg/m3 | 0 | 1,98 | 1,98 |
| CO2 | tonne | 0 | 2 459 | 4 918 |
| CO2 | tonne | 0 | 5 881 | 11 763 |
| DÉCHARGE + INST MÉTHANISATION | | | | |
| | | 58 328 | 45 352 | 31 254 |