

LA VALORISATION DES DECHETS MENAGERS ORGANIQUES ET DES BOUES DE VIDANGE DE FOSSES SEPTIQUES PAR DIGESTION ANAEROBIE

[VALORIZATION OF ORGANIC HOUSEHOLD WASTE AND SEPTIC TANK SLUDGE BY ANAEROBIC DIGESTION]

Léonard Mindele Ukondalemba^{1,2}, Alex Lina Aleke¹, Emilienne Laure Ngahane¹, Dieudonné Musibono Eyul'Anki², and Jean-Luc Vasef¹

¹Université de Liège, Faculté des Sciences, Département de Sciences et gestion de l'Environnement, Unité « Assainissement et Environnement », Avenue de Longwy 185, 6700 Arlon, Belgique

²Université de Kinshasa, Faculté des Sciences, Département de l'Environnement, Laboratoire d'Ecotoxicologie et microbiologie environnementale, B.P. 190 Kinshasa XI, RD Congo

Copyright © 2016 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the **Creative Commons Attribution License**, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: Among the waste treatment methods, anaerobic digestion is an attractive option for the degradation of fermentable household wastes into useful products such as biogas and high quality compost. Therefore, we conducted a comparative experimental study between the anaerobic digestion of fermentable household waste and anaerobic co-digestion of fermentable household waste and septic tank sludge. The experiment was conducted in two tanks of 80 liters. The first tank was filled only with 14 kg of biodegradable household waste and the second was filled with 14 kg of household waste mixed with 4.2 L fresh septic tank sludge in a ratio Volatile Suspended Solids (VSS) of septic tank sludge on Volatile Organic Matter of waste (=MOV) ($VSS / MOV = 0.3$). The evolution of the COD yields a balance on the degradation of organic matter and biogas production.

Anaerobic digestion and anaerobic co-digestion took place at a temperature of 25°C in two stages so that the first step in a 80 L tank, stops at acidogenesis and that the second step (methanogenesis) takes place in another 10 L digester. The results yield that 1.3 Nm³ methane are produced from the anaerobic digestion of waste and 1.8 Nm³ methane are produced from co-digestion of waste and faecal sludge.

KEYWORDS: Solids wastes, anaerobic digestion, biogas, methane, faecal sludge.

RESUME: Parmi les modes de traitement de déchets, la digestion anaérobie paraît être une option attrayante pour la dégradation des déchets ménagers fermentescibles en produits utiles tels que le biogaz et le compost de haute qualité. De ce fait, nous avons mené une étude expérimentale comparative entre la digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles uniquement et la co-digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles et de boues de vidange de fosse septique. L'expérience a été conduite dans deux cuves de 80 litres. La première était remplie de 14 Kg des déchets ménagers fermentescibles frais uniquement et la deuxième de 14 kg des déchets ménagers fermentescible frais, mélangés avec 4,2 litres de boues de vidange dans un rapport matière volatiles en suspension (MVS) de boues de vidange sur matière organique volatile (MOV) ($MVS_{bv} / MOV_{déchets} = 0,3$). L'évolution de la DCO a permis de déterminer le bilan de la dégradation de la matière organique et la production de biogaz. La digestion et la co-digestion anaérobies se sont déroulées à la température de 25°C et en deux étapes, de sorte que la première étape dans la cuve de 80 L, s'arrête à l'acidogenèse et que la deuxième étape se passe dans un autre digesteur de 10 L allant de l'acétogenèse à la méthanogenèse. Les résultats ont montré que 1,3 Nm³ de méthane sont produits à partir de la digestion anaérobie des déchets uniquement et 1,8 Nm³ de

méthane sont produits à partir de la co-digestion des déchets et des boues de vidange, confirmant l'intérêt de la co-digestion.

MOTS-CLEFS: Déchets solides, digestion anaérobie, biogaz, méthane, boues de vidange.

1 INTRODUCTION

La fraction organique des déchets solides est reconnue comme une ressource précieuse qui peut être convertie en produits utiles par voie microbienne en l'absence de l'oxygène [1], [2]. Avec une production moyenne par individu, en Afrique subsaharienne, de 0,84 kg/j/hab dont 55,71 % sont déchets organiques [3], [4], constituent une bonne source de matière première pour une digestion anaérobie en vue de produire du biogaz bon marché et des sous-produits d'une grande valeur ajoutée. De plus, la dégradation de la matière organique (MO) par voie anaérobie est de plus en plus reconnue comme fondamentale d'une technologie avancée permettant la protection de l'environnement [5], [6], [7], [8], et la conservation des ressources [9], [10]. Cependant, le bon fonctionnement (dépollution, potentialité énergétique) de ce type de procédé est largement conditionné par les conditions physico-chimiques (nature, pH, MS, ...) des substrats mis en œuvre. En outre, les difficultés d'approvisionnement et le coût élevé de l'énergie électrique poussent les habitants des pays en développement en général à recourir à l'utilisation d'énergie fossile (Kérosène) et de bois de chauffe contribuant au déboisement de vastes régions [11].

Afin de préserver l'environnement, de gérer les ressources et d'améliorer l'approvisionnement en énergie des populations de pays en voie de développement (PED), la digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles mélangés à des boues de fosse septique, se présente comme une solution prometteuse. En effet, ce procédé présente les avantages suivants :

- en traitement des déchets : exigence de moins d'espace, contrairement au compostage aérobie ou à l'enfouissement, et réduction considérable du volume et du poids des déchets à enfouir;
- sur le plan énergétique : production nette d'énergie, génération d'un combustible renouvelable de haute qualité valorisable dans plusieurs applications finales;
- sur le plan environnemental : réduction significative des émissions de CO₂ et de CH₄, élimination des odeurs, production d'un compost propre (stérile) et d'un fertilisant liquide riche en matières nutritives utilisables en agriculture, et solution possible pour un autre problème récurrent dans de nombreuses villes africaines, les boues de vidange.

Cette technologie de méthanisation peut se dérouler en une ou en deux étapes séparées [12], [13]; cette dernière reste les plus réputées pour leur bon rendement en biogaz et en réduction de la charge polluante [14]. La réalisation de la méthanisation en deux étapes séparées signifie permettre l'application de deux premières phases de la digestion anaérobie (hydrolyse et acidogénèse, voire acétogénèse partielle) dans un réacteur et les phases suivantes (fin de l'acétogénèse et méthanogénèse) dans un autre réacteur. Les travaux réalisés par [15], [16], [13] ont démontré l'efficacité du système à deux étapes séparées. Aussi, la co-digestion anaérobie de matières organiques différentes peut améliorer la stabilité du processus anaérobie, en raison d'un meilleur rapport C/N [17], [18], de l'augmentation de la charge en matière organique biodégradable, amélioration de l'équilibre de nutriments, effet synergique de micro-organismes et de meilleur rendement en biogaz [16], [13]. Plusieurs études sur la co-digestion ont été réalisées en utilisant les déchets ménagers fermentescibles et des boues de station d'épuration [20], [18], [22], [23] ou Fumier d'animaux [24], [15], [25], [26]; il en ressort cependant que les boues de vidange provenant directement des fosses septiques n'ont pas encore été utilisées et bien qu'elles possèdent un potentiel méthanogène plus faible [27]. Par contre beaucoup de villes ne possèdent pas encore de station d'épuration mais sont d'ores et déjà confrontées à un problème chronique de gestion de matières de vidanges [28].

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 ORIGINE ET CARACTERISATION DU SUBSTRAT

2.1.1 ORIGINE

Deux types de substrat d'alimentation des digesteurs ont été utilisés :

- des boues de fosses septiques, provenant de véhicules de vidange lors du dépotage à la rivière Kalamu dans la ville de Kinshasa/NDOLO.
- des déchets ménagers fermentescibles triés provenant de ménages.

2.1.2 CARACTÉRISATION DU SUBSTRAT

Avant toute opération de la digestion anaérobie ou co-digestion anaérobie, il est fort intéressant de mesurer certains paramètres des substrats comme le taux d'humidité, le taux de matière organique, la matière en suspension (MES), la matière volatile en suspension (MVS), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), etc. Ces mesures ont été réalisées en suivant le protocole élaboré par le laboratoire de l'unité « Assainissement et Environnement » du Département des sciences et gestion de l'environnement de la Faculté des Sciences de l'Université de Liège (Belgique).

2.2 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Le dispositif expérimental (figure 1) destiné à réaliser la digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles et la co-digestion anaérobie des déchets ménagers fermentescibles et boues de vidange, était constitué de deux cuves en polyéthylène opaque de 39 cm de diamètre intérieur, 8 mm d'épaisseur et de 72 cm haut (volume 80 L). Deux orifices (8 mm) au niveau du couvercle et de la base permettent le passage d'un tuyau en PVC de 8 mm de diamètre raccordé à une pompe péristaltique (Verber de 10 L par heure de débit ou Sauremann PE5100, avec un débit 8 L par heure) afin de permettre la recirculation du jus de fermentation.

Réacteur d'hydrolyse et acidogène (R1et R2)



Digesteur méthanogène



Pompe péristaltique

Fig.1. Cuve d'hydrolyse et acidogénèse

Fig.2. Digesteur d'acétogénèse et méthanogénèse

2.3 REMPLISSAGE DES RÉACTEURS ET FONCTIONNEMENT

Avant de remplir les réacteurs, les déchets ménagers fermentescibles ont été pesés et réduits en particules de petite taille (2 cm). Les échantillons ainsi constitués, sont introduits dans les réacteurs de la manière suivante: le premier réacteur (R_1) est rempli de 14 kg de déchet ménagers fermentescibles frais uniquement, tandis que le deuxième réacteur (R_2) est rempli de 14 kg de déchets ménagers fermentescibles frais mélangés avec 4,2 L de boue de vidange dans un rapport $MVS_{FS} / MOV_{déchets} = 0,3$ [29].

Afin de créer des conditions optimales d'anaérobiose, on ajoute 50 L de l'eau déminéralisée à la masse des déchets jusqu'à leur immersion totale dans chaque cuve et on fait la recirculation de jus percolant les déchets, afin d'assurer un bon contact entre les bactéries et les déchets.

Après l'acidogénèse (si la concentration en AGV arrive autour de 3g/L dans le jus de fermentation), on retire tout le jus sur lequel une aliquote (8L) qui est utilisée dans un réacteur séparé pour compléter la digestion anaérobie jusqu'à l'étape de production du biogaz (fig1 et 2). Après 3 remplacements de la phase liquide, on évacue celle-ci et, après égouttement, on injecte de l'air, à partir du bas, dans le réacteur contenant les déchets afin de créer des conditions d'aérobiose favorables au compostage.

2.4 MESURE ET ANALYSES

Le taux d'humidité et la matière sèche étaient déterminés selon [38], le pH mesuré tous les jours en utilisant un pH-mètre de marque WTW pH 1970i, la demande chimique en oxygène (DCO), le titre alcalimétrique (TAC) étaient déterminés tous les deux jours selon la méthode décrite par [30], [31]. Les AGV sont évalués volumétriquement par la méthode de [32]. Quant aux anions et cations, ils ont été dosés par chromatographie ionique Metrohm 883 Ic. La composition du biogaz a été déterminée selon [27].

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 CARACTERISATION DES DECHETS MENAGERS ET DES BOUES DE VIDANGE

Le tableau 1 présente les caractéristiques des déchets ménagers organiques et des boues de vidanges.

Tableau1. Caractéristique physicochimique des déchets ménagers organiques des boues de vidange

	Densité	Volume (L)	Masse (Kg)	MS (%) ou MVS(g/l)	$gDCO/gMS_{DMO}$ ou gO_2/l_{BV}	DCO totale (gr)
Déchets ménagers organiques (DMO)	0,54	26	14	35 %	1,1 gDCO/gMS	5390
Boues de vidange (BV)	1,1	4,2	4,6	10,05 g/l	72 gO ₂ /l	288

Les DMO ont présenté un taux d'humidité de 65 %, une teneur en matières organiques volatiles (MOV) de 81,8% et une DCO de 1,1 gDCO/g de matière sèche, en accord avec les résultats de [33] et [29], tandis que les boues de vidange ont un pH 8,8, des MVS de 10,05 g/L et un rapport DBO₅/DCO de 0,11 caractéristique des boues stabilisées avec un faible pouvoir méthanogène, mais riche en microorganismes anaérobies méthanogènes [27]. En analysant, les boues de vidange à Bujumbura, [27] et [29] ont trouvé les MVS de 11 g/L et 27 g/L ; qui montre une grande variation des paramètres dans une même ville.

3.2 VARIATION DU PH

La figure 3 ci-après, représente l'évolution du pH en fonction du temps. L'allure générale des courbes commence par une diminution du pH d'une valeur comprise entre 7,3 et 7 à une valeur comprise entre 5,2 et 5,1 pour les deux digesteurs pendant les huit premiers jours, ce qui correspond aux phases d'hydrolyse et d'acidogénèse.

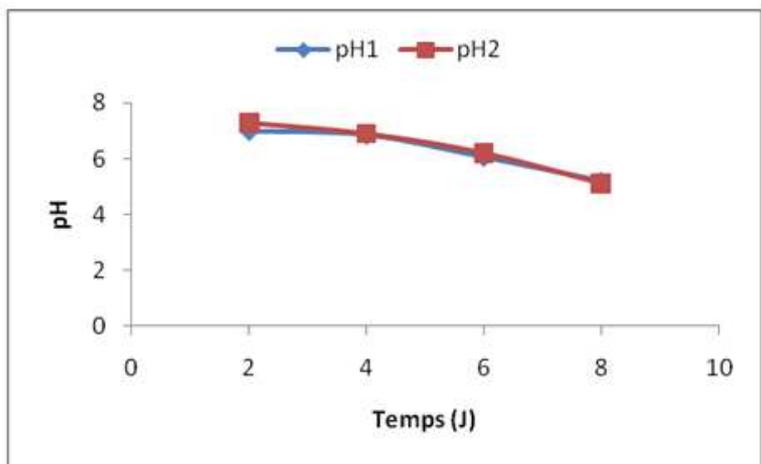


Fig. 3: Variations du pH en fonction du temps

3.3 VARIATIONS DE LA DCO

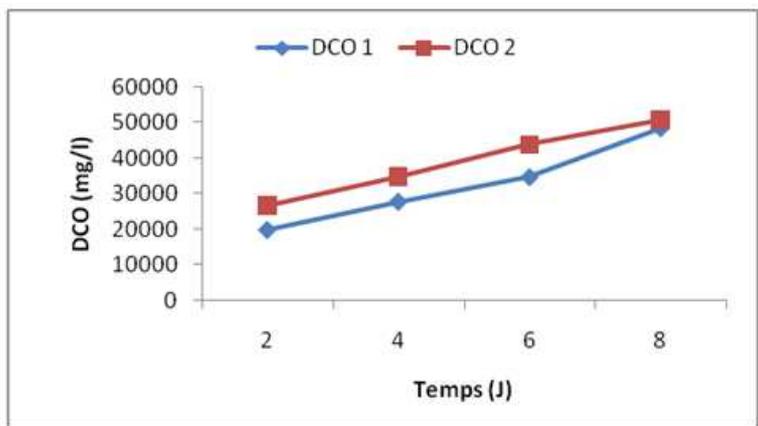


Fig. 4: Variations de la DCO dans le premier réacteur en fonction du temps

La DCO est mesurée une fois tous les deux jours pendant toute l'expérience. La figure 4 représente la variation de la DCO en fonction du temps pour les deux digesteurs pendant la 1^{ère} phase de l'hydrolyse et acidogénèse. En général, on remarque que la valeur de la DCO augmente pendant toutes les 3 phases de la première étape, ce qui peut être expliqué par une dégradation de matières organiques biodégradables. La DCO augmente avec des valeurs différentes pour chaque digesteur, au huitième jour, on enregistre la plus grande valeur pour les deux digesteurs (48317 mg/l et 50767 mg/l). Cela s'explique par une hydrolyse rapide des substrats. Le phénomène contraire se déroule pendant l'acétogénèse et la méthanogénèse, car alors la DCO produite est transformée en biogaz.

3.4 VARIATIONS DES ACIDES GRAS VOLATILES (AGV)

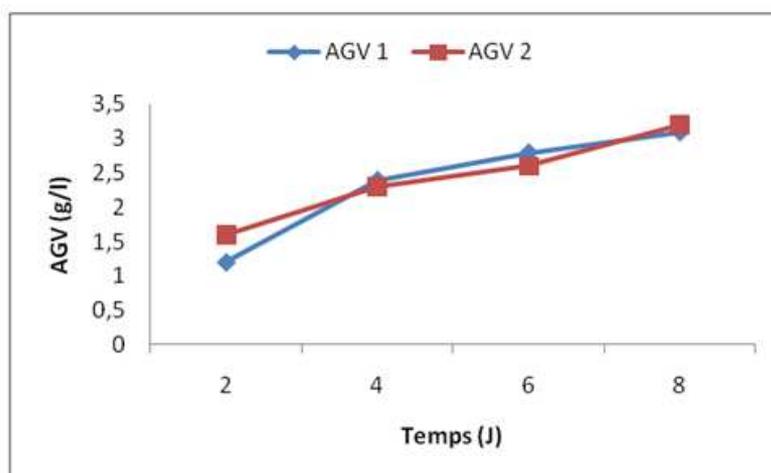


Fig.5 Variations des AGV en fonction du temps dans les premiers réacteurs

La figure 5 représente la variation des acides gras volatiles, en fonction du temps, pour les deux digesteurs pendant la première phase d'hydrolyse et d'acidogénèse. Il sied de constater que la même allure est constatée durant les 2 autres phases. En effet, il est normal que les AGV augmentent car ceux-ci sont les précurseurs de biogaz. Ces AGV augmentent avec différentes valeurs pour chaque digesteur.

3.5 PRODUCTION DES BIOGAZ

Comme la digestion anaérobie (ou co-digestion anaérobie) complète aboutit à la production du biogaz, une aliquote du jus de fermentation (8 L) sortant du premier réacteur est placée dans un autre digesteur (fig.2) où vont se poursuivre les étapes ultimes responsables de la production du biogaz (CH_4 et CO_2). La composition du biogaz a donné 70% de CH_4 et 30 % de CO_2 pour ce qui est de la digestion anaérobie. Quant à la co-digestion anaérobie, cette composition du biogaz a donné 75% de CH_4 et 25 % de CO_2 . Le tableau 2 résume les données de la DCO dans les digesteurs méthanogènes et les quantités des biogaz produites.

Tableau 2. DCO à l'entrée dans les digesteurs méthanogènes et quantité de biogaz produite

	Paramètres	1 ^{er} cuvée	2 ^{ème} cuvée	3 ^{ème} cuvée	Total
Déchet uniquement	Volume du percolât	55 L	55 L	55 L	
	DCO obtenue en $\text{mg O}_2/\text{L}$	48317	20297,5	1954	
	DCO obtenue en gramme	2657	1116	107	3880
	Volume du biogaz dans 1L du percolat	23 L	10 L	1 L	
	Composition du biogaz	70 % CH_4	70% CH_4	70 % CH_4	
Déchet + boues de vidange	Volume du percolât	64 L	65 L	65 L	
	DCO obtenue ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	50767	21696	1456	
	DCO obtenue gramme	3249	1402g	94,6	4746
	Volume du biogaz dans 1L du percolat	25 L	11 L	1 L	
	Composition du biogaz	75 % CH_4	75% CH_4	75% CH_4	

En multipliant la DCO obtenue de la 1^{ère} cuvée (48317 mg/LO_2) par le volume total (55 L), nous obtenons la DCO produite, exprimée en gramme (2657 gr). Nous avons procédé de la même façon pour le reste.

Comme, l'aliquote qui a servi aux processus d'acétogenèse et méthanogenèse était de 8 litres du percolât, nous avons multiplié la DCO obtenue par 8 L (càd $48317 \text{ mg/LO}_2 \cdot 8\text{L} = 386,5\text{g}$ de DCO en ce qui concerne la 1^{ère} cuvée de la digestion anaérobie). En procédant de la même façon, nous avons déterminé la DCO en gramme dans le digesteur de 8 litres.

Connaissant la DCO à l'entrée des digesteurs, la question est celle de savoir, à quel taux (en $\text{L CH}_4/\text{g DCO}$ transformé ou en $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg DCO}$ transformé), le méthane est-t-il produit?

La DCO transformée en CH_4 a été calculée à partir de la production de biogaz. Cela signifie que le volume de méthane a été déduit de la production de biogaz, en tenant compte de la composition du biogaz (70% en CH_4 en ce qui concerne la digestion anaérobie des déchets et 75% pour la co-digestion anaérobie des déchets et boues de vidange). La loi des gaz parfaits ($n = PV/RT$) a ensuite été exploitée pour calculer le nombre de moles de méthane produit. La DCO transformée en CH_4 correspond donc au nombre de moles de CH_4 multiplié par l'équivalent DCO d'une mole de CH_4 , qui est de 64 g de DCO [34], [33]. En tenant compte de la température moyenne de l'expérience ($25^\circ\text{C} = 298^\circ\text{K}$, pression = 101325 Pascal, constante de gaz parfait $R = 08,3 \text{ J.K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), le tableau 3 donne la DCO transformée en méthane des digesteurs méthanogènes.

Tableau 3. DCO transformée en méthane des digesteur méthanogènes

		Production de biogaz (L)	Volume en méthane (L)	n mole de CH_4	DCO transformée (g) en CH_4
Déchets uniquement	1 ^{ère} cuvée	190±5L	134	5,8	371
	2 ^{ème} cuvée	80±3L	56	2,5	160
	3 ^{ème} cuvée	8±2 L	5	0,22	14
Déchet + Boues de vidange	1 ^{ère} cuvée	200±6L	150	6,3	403
	2 ^{ème} cuvée	88±5L	60	1,9	166
	3 ^{ème} cuvée	6±1L	4	0,17	10,8

De ce tableau, on s'aperçoit que le rapport entre le volume en méthane et la DCO transformée en méthane donne $0,36 \text{ l CH}_4/\text{gDCO}$ ($\text{Volume méthane (L)}/\text{DCO (g) transformé en CH}_4$). En comparant cette valeur à la valeur théorique ($0,351 \text{ CH}_4/\text{g DCO}$ ou $0,35 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{gDCO}$), le Test t de Student pour des limites de confiance de $\pm 95\%$ a montré que ces valeurs ne sont pas statistiquement différentes ($p = 0,30$). Ce chiffre correspond à la valeur théorique définie telle que 1 mole de méthane équivaut à 22,4 L normaux d'une part et 64 g de DCO d'autre part [36], [33], [35], [12].

Connaissant le volume de biogaz produit dans 8 litres, nous pouvons le ramener aux volumes totaux des différentes cuvées. Ainsi, le volume de méthane produit par la digestion anaérobie de 14 kg des déchets est égal à 1337 L, correspondant à 3750,8 grammes de DCO dégradé tandis que le volume de méthane produit par la codigestion de 14 kg des déchets et 4,2 litres de bous est égal à 1770 litres correspondant à 4732,8 grammes de DCO dégradé.

Le tableau suivant, montre le volume total du biogaz, du méthane et de la DCO transformée en méthane de chaque cuvée.

Tableau 4. Volume total de biogaz produit par chaque cuvée

		DCO (g) totale	Volume (L) de biogaz	Volume (L) en CH_4	n mole de CH_4	DCO transformée (g) en CH_4
Déchets uniquement	1 ^{ère} cuvée	2657	1306	914	40,1	2566,4
	2 ^{ème} cuvée	1116	550	385	16,9	1082
	3 ^{ème} cuvée	107	54	38	1,6	102,4
	Total	3880	1910	1337		3750,8
Déchets + boues de vidange	1 ^{ère} cuvée	3249	1600	1200	50,7	3244,8
	2 ^{ème} cuvée	1402	710	533	21,8	1395,2
	3 ^{ème} cuvée	94,6	49	36	1,45	92,8
	Total	4746	2359	1770		4732,8

3.6 BILAN DCO DE LA DIGESTION ET CO-DIGESTION ANAEROBIE

3.6.1 BILAN DE LA DIGESTION ANAÉROBIE

La DCO à l'entrée du substrat (déchets fermentescible est de 5390 gr, sachant que

$$DCO_{\text{entrée}} - (DCO_{\text{digestat}} + DCO_{\text{CH}_4}) = 0,$$

$$5390 \text{ g } (DCO_{\text{entrée}}) = 1102 \text{ g } (DCO_{\text{digestat}}) + 3750,8 \text{ g } (DCO_{\text{CH}_4})$$

En sommant le deuxième membre, nous aurons 5390 gr = 4852,8 g, et ainsi, une différence de 537,2 g qui constitue une perte pendant la manipulation.

De ce bilan, en tenant compte de la DCO transformées en biogaz (3750,8 g) et en divisant par la DCO à l'entrée nous avons 70 % de la DCO transformées en biogaz. De même en divisant la DCO résiduelle dans le digestat (1102 g) par la DCO à l'entrée (5390 g), nous obtenons 20 % de la DCO dans le digestat et enfin, avec le même raisonnement, la perte est de 10 %.

3.6.2 BILAN DE LA CO-DIGESTION ANAEROBIE (DECHETS + BOUES DE VIDANGE)

De même, le bilan de la co-digestion anaérobie est la $DCO_{\text{entrée}} = DCO_{\text{digestat}} + DCO_{\text{jus}}$

$$5678 \text{ g } (DCO_{\text{entrée}}) = 655 \text{ g } (DCO_{\text{digestat}}) + 4732,8 \text{ g } (DCO_{\text{CH}_4})$$

La somme du deuxième membre est de 5387,8 g, la différence de 290,2g constitue une perte et représente 5%.

Quant au deuxième réacteur, il ya 83 % de la DCO transformées en biogaz, 12 % de la DCO dans le digestat et une perte de 5%.

4 CONCLUSION

L'étude de la production de biogaz par digestion anaérobie des déchets organiques ménagers et co-digestion anaérobie des déchets organiques ménagers et boues de vidange de fosses septiques ont montré que le rendement en biogaz est plus important pour un substrat constitué des déchets ménagers organiques fermentescibles et de boues de vidange de fosses septiques.

La durée de la première étape a été de 29 jours en ce qui concerne la co-digestion et 37 jours pour la digestion anaérobie.

REMERCIEMENTS

Le présent article a été réalisé aux laboratoires d'Ecotoxicologie et Microbiologie environnementale de l'Université de Kinshasa (RDC) et de l'Unité de l'Assainissement et Environnement du Département des Sciences et Gestion de l'environnement de la Faculté des Sciences de l'Université de Liège, Campus d'Arlon (Belgique). Il s'inscrit dans le cadre du projet de recherche doctorale du premier auteur. Ce projet a été financé par la Coopération Technique Belge. Nos remerciements s'adressent aux membres de l'Unité Assainissement et Environnement de l'Université de Liège, Campus d'Arlon.

REFERENCES

- [1] H.W. Yu, Z. Samani, A. Hanson, G. Smith, "Energy recovery from grass using two- phase anaerobic digestion", *Waste Manage*, n°. 22, pp.1-5, 2002.
- [2] M. Lesteur, V. Bellon-Maurel, C. Gonzalez, E. Latrille, J.M. Roger, G. Junqua and J.P. Steyer, "Alternative methods for determining anaerobic biodegradability": a review. *Process Biochem* n°. 45: pp.431-440, 2010.
- [3] E.L., Ngahane, U. Mindele, G. Nsavyimana, P. Bigumandondera, J.L. Vassel, E. Ngnikam, "Analyse comparative des résultats de caractérisation d'ordures ménagères: Cas de communes de Bembereke (Benin), Kinama (Burundi), Gombe et Kimbanseke (RDC)", *Déchets Sciences et techniques*, n°69, pp.13-22, 2015.

- [4] A.M. Troschinetz and J.R. Mihelcic, "Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries", *Waste Manage.* N°. 29, pp. 915–923, 2009.
- [5] P. Brondeau, B. DE LA Farge, M. Heduit, Un nouveau procédé de fermentation méthanique en continu pour les lisiers : Production d'énergie, dépollution et désodorisation. *Génie Rural* Janvier-Février n° 1-2, pp. 5-10, 1982.
- [6] I. Angelidaki, L. Ellegaard "Co-digestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants", *Appl. Biochem. Biotech.* N°.109, pp. 95-105, 2003.
- [7] P. Westerman, J. Bicudo, "Management considerations for organic waste use in agriculture", *Bioresour. Technol.* N°. 96, pp. 215-221, 2005.
- [8] F. Beline et A. Gac, La méthanisation : un moyen de valoriser la matière organique des déjections animales et de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Sinfotech – Les Fiches Savoir-Faire, CEMAGREF, 4p, 2007.
- [9] R. Moletta, "Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies", *Revue des Sciences de l'Eau*, n°. 2, pp. 265-293, 1989.
- [10] D. Verrier, J.N. Morfaux, G. Albagnac, J.P. Touzel, "The french programme on methane fermentation", *Biomass* n°. 2, pp. 17-28, 1982.
- [11] M. Monzambe, "La problématique de la biométhanisation en RDC", *bulletin de l'Académie nationale des sciences du développement de la République démocratique du Congo*, Vol.3, pp.7-34, Kinshasa. 2002.
- [12] R. Moletta, Technologies de la méthanisation de la biomasse, déchets ménagers et agricoles. *Méthanisation* n°. 8, pp. 181-204, 2008.
- [13] L. Bertin, S. Grilli, A. Spagni, F. Fava "Innovative two-stage anaerobic process for effective codigestion of cheese whey and cattle manure" *Bioresource Technology* n°. 128, pp. 779-783, 2012.
- [14] M.M. Corral, Z. Samani, A. Hanson, G. Smith, P. Funk, H. Yu and J. Longworth, "Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure" . *Bioresource Technology* n°. 99) pp. 8288–8293, 2008.
- [15] R. Moletta et F. Cansell, Méthanisation des déchets organiques – Etude bibliographique. Rapport final, Association RE.CO.R.D- n°01-0408/1A, 194 p, France, 2003.
- [16] R. Molleta, le biogaz à la ferme, rédigé pour RE.CO.R.D., pp.72-92, France, 2003.
- [17] H.M. El Mashad et R. Zhang, "Biogaz production from co-digestion of dairy manure and food waste", *Bioresource Technology*, vol.101, Issue 11, pp.4021-4028, 2010.
- [18] A. Mshandete, A. Kivaisi, M. Rubindamayugi and B. Mattiasson, "Anaerobic batch co-digestion of sisal pulp and fish wastes", *Bioresource technology*, Vol.95pp.19-24, 2004.
- [19] A. Khalid, M. Arshad, M. Anjum, T. Mahmood, L. Dawson, " The anaerobic digestion of solid organic waste", *Waste management*, n°. 31, pp. 1737-1744, 2011.
- [20] M. Lebiocka et A. Montusiewicz, "Co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. A comparison between laboratory and technical scales", *Environmental Protection Engineering*, vol.38, n°4, pp. 157-162, 2012.
- [21] G.D. Zupančič, U.Z. Nataša, R. Milenko, " Full-Scale Anaerobic Co-Digestion of Organic Waste and Municipal Sludge – Enlargement of Renewable Energy", *Biomass and bioenergy*, vol.32, Iss.2, p.162-167, 2005.
- [22] D. Kerroum, B.L. Mossaab and M.A Hassen, Production of Biogas from Sludge Waste and Organic Fraction of Municipal Solid Waste, Biogas, Dr. Sunil Kumar (Ed.), ISBN: 978-953-51-0204-5, 2012.
- [23] K.D. Monson, S.R. Esteves, A.J. Guwy and R.M. Dinsdale, *Anaerobic digestion of biodegradable municipal solid waste, A review; sustainable environment research center*, University of Glamorgan, 407 p, Royaume-Uni, 2007.
- [24] A.Tahri, M. Djaafri, M. Khelafi, S. Kalloum et F. Salem, "Amélioration du rendement de la production de biogaz par co-digestion des déchets organiques (déchets d'abattoir et de volaille)", *Revue des Energies Renouvelables SIENR'12* Ghardaïa pp. 375 – 380, 2011
- [25] A. Victor, B. Mallet, T. Froissart, "Implication de l'EPLFPA de La Motte Servolex dans une démarche d'agriculture durable : la méthanisation", *Journée industrielle méthanisation, texte de communication*, Chambéry, France, pp.153-158, 2011.
- [26] F. Forcier, *Analyse du potentiel de codigestion à la ferme de matières organiques provenant des secteurs municipal, industriel, commercial et institutionnel (ICI)*, Solinov, Québec, 51p. 2009.
- [27] G. Nsavyimana, Modélisation des processus physiques et biologiques dans des fosses septiques et voies de valorisation des boues de vidange : Application à Bujumbura-Burundi. Thèse de doctorat, Université de Liège (Belgique), 427p, 2014.
- [28] P. Blunier, H. Koanda, M. Strauss, A. Klutse et J. Tarradellas, Quantification des boues de vidange, exemple de la ville d'Ouahigouya, Burkina Faso, EAWAG/SANDEC, Lausanne, 8p, 2004.
- [29] P. Bigumandondera, Etude de l'assainissement non collectif en Afrique subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura. Thèse de doctorat, Université de Liège (Belgique), 276p, 2014.
- [30] J. Rodier, B. Lebugue, N. Merlet, *L'Analyse de l'eau, 9^{ème} édition*, Dunod, Paris, 1600p, 2009.

- [31] F., Raposo, M.A. De la Rubia, V. Fernandez-Cegri and R. Borja, "Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures", *Renew Sustain Energy Rev* n°. 16 pp. 861–877, 2012.
- [32] K. Buchauer, "A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment processes", *Water SA*, vol. 24 n°. 1, pp. 49-56, 1998.
- [33] A. Helic, I. Petric, A.E. Avdic, Kinetic models for degradation of organic fraction of municipal solid waste with different additives, *Zbornik radova tehnoloskog fakulteta u Leskovcu*, ISSN 0352-6542, 20, 52-60, 2011.
- [34] F. Edeline, *Théorie et technologie des réacteurs. L'épuration biologique des eaux*. Editions CEBEDOC, Liège, 303 p. 1997.
- [35] D.J. Batston, J. Keller, I. Angelidaki, S.V. Kalyuzhnyi, S.G. Pavlostathis, A. Rozzi, W.T.M. Sangers, H. Siegriest, V.A. Vavilin, *Anaerobic Digestion Model N°1 (ADM1)*. *International Water Association Scientific and Technical Report* n° 13, London, UK, IWA Publishing, 68p, 2002.
- [36] B.E. Rittman and L.P. McCarty, *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, Mc Graw-Hill International Editions, New-York, 754p. 2001.
- [37] M. Henze, M.C.M. Van Loosdrecht, G.A. Ekama and D. Brdjanovic, *Biological waste water treatment: Principe, Modeling and Design*, IWA Publishing, Cambridge University press, London, Royaume Uni, 455p, 2008.
- [38] F. Charnay, *Compostage des déchets urbains dans les pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost*. Thèse de doctorat n° 562005, Université de Limoges, 277p, 2005.