



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :
2017-2018

N° D'ORDRE : 0158/2019

N° CARTE D'ETUDIANT :
CI0410000668

MASTER

Géologie Appliquée

Option : Mines et Energies

THEME :

MESURE DU POTENTIEL METHANOGENE DES DECHETS
DE MANIOC (*MANIHOT ESCULENTA CRANTZ*) ISSUS DE
LA PRODUCTION D'ATTIEKE EN MILIEU TROPICAL
HUMIDE (YAMOOUSSOUKRO ; CÔTE D'IVOIRE).

LABORATOIRE :

Sciences et Technologies
de l'Environnement

Présenté par :

YAO Lebbouah Kouakou Alexandre

JURY

Président : M. SORO Dogniméton, Maître de Conférences, Université
Jean Lorougnon Guédé

Directeur : M. KONAN Koffi Félix, Maître de Conférences, Université
Jean Lorougnon Guédé

Encadreur : M. KRA Essi Kouadio Francis, Maître-Assistant, INP-HB

Examineur : M. KOUAME Yao Francis, Maître-Assistant, Université
Jean Lorougnon Guédé

Soutenu publiquement

le : 30/07/2019

TABLE DES MATIERES

DEDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS	v
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
INTRODUCTION.....	
PARTIE 1 : GENERALITES.....	
1.1. Contexte de l'étude.....	4
1.1.1. Présentation du manioc	4
1.1.2. Présentation de la zone d'étude.....	4
1.1.3. Impacts environnementaux, économiques et sociaux.	5
1.1.4. Caractéristiques physico-chimiques des déchets de manioc.....	6
1.1.5. Enjeux de l'étude.....	7
1.2. Etude de la production du biogaz.	7
1.2.1. Etude comparée des différents types de digesteurs anaérobies.....	7
1.2.2. Choix et dimensionnement d'un digesteur anaérobie.	8
1.2.2.1. Choix d'un digesteur anaérobie.....	8
1.2.2.2. Dimensionnement d'un digesteur anaérobie.	9
1.2.2.3. Construction du modèle.	11
1.2.3. Potentiel biométhanogène (PBM) des déchets ménagers	11
1.2.4. Caractérisation du biogaz	13
1.2.4.1. Biogaz.....	13
1.2.4.2. Composition du biogaz.....	14
1.2.4.3. Caractérisation du biogaz.	14
1.2.4.4. Traitement du biogaz.....	15
PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES	
2.1. MATERIEL.....	17
2.1.1. Matériel végétal.....	17
2.1.2. Matériel de collette et de prétraitement du matériel végétal	17
2.1.3. Matériel de construction des réacteurs	18
2.1.4. Matériel d'analyse des paramètres physico-chimiques	18
2.2. METHODES	19

2.2.1. Construction	19
2.2.2. Dispositif expérimental	19
2.2.3. Alimentation des réacteurs	19
2.2.4. Production du biogaz et détermination de la teneur en méthane.....	20
2.2.4.1. Détermination du pH du substrat	20
2.2.4.2. Production du biogaz.....	20
2.2.4.3. Détermination de la teneur en méthane.....	20
PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION.....	
3.1. RESULTATS	22
3.1.1. pH de substrats avant et après méthanisation.....	22
3.1.2. Volume du biogaz	22
3.1.3. Caractérisation du biogaz.....	23
3.2. DISCUSSION	24
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	
REFERENCES.....	
ANNEXES	
RESUME.....	

DEDICACE

Je dédie ce travail à ceux qui de loin comme de près m'ont apportés leur aide morale, matérielle et financière tout au long de l'exécution de ce stage.

REMERCIEMENTS

Ce mémoire de master est le résultat d'une fructueuse collaboration entre l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) et l'Institut National Polytechnique Houphouët Boigny (INP-HB). Les travaux de ce mémoire sont effectués dans le Laboratoire des Technologies des Energies Renouvelables (LATER) de l'INP-HB. Sa réalisation a eu le concours de plusieurs personnes. Je veux exprimer toute ma reconnaissance à tous ceux qui par leur soutien, leurs conseils ou leurs encouragements, ont contribué efficacement à son élaboration.

Je veux remercier les autorités administratives de l'Université Jean Lorougnon Guédé de Daloa, avec à leur tête le Professeur TIDOU Abiba Sanogo, Présidente de l'UJLoG, pour m'avoir offert l'opportunité d'acquérir une formation en Géologie Appliquée.

Aux autorités administratives de l'INP-HB, avec à leur tête M. KOFFI N'guessan, le Directeur Général, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Je tiens à remercier le Directeur de l'UFR Environnement le Docteur KOUASSI Kouakou Lazare, Maître de Conférences qui a accepté de remplir la tâche ardue qui consiste à conduire l'UFR. Je tiens à vous réitérer mes sincères reconnaissances pour m'avoir inculqué l'amour du travail et surtout du travail bien fait.

Ma profonde gratitude va également au Docteur KONAN Koffi Félix le Directeur scientifique, Maître de Conférences et au Docteur KRA Essi Kouadio Francis l'Encadreur, Maître Assistant, responsable du laboratoire de moteurs et machines à conservation d'énergie (INP-HB). Aux autres membres du jury de mon mémoire, à savoir le Président, Docteur SORO Dogniméton, Maître de Conférences, l'Examineur, Docteur KOUAME Yao Francis, Maître-Assistant, j'exprime ma gratitude; vos remarques et suggestions me vont droit au cœur.

J'adresse un grand merci au Docteur N'GUESSAN Kotchi Remi Directeur du LATER (Laboratoire des Technologies des Energies Renouvelables) à l'INP-HB de Yamoussoukro, au Docteur MENSAH Edoé Fernand Enseignant Chercheur INP-HB.

Je suis très reconnaissant aux Missionnaires GOGOUA Achille et TALA Denis, au Pasteur KOUKOUA Magloire, aux frères pour toutes les prières adressées à Dieu en ma faveur.

Mes sincères remerciements au Docteur BIE Goa René responsable des études de la Géologie Appliquée, Docteur SOMBO Abé Parfait responsable de parcours de la Géologie Appliquée. Aux condisciples de la Géologie Appliquée, j'adresse un remerciement spécial.

Ma reconnaissance toute particulière à mon père YAO Kouamé qui met tout en œuvre pour ma réussite. Un témoignage de fraternité et d'amitié à tous mes oncles, tantes, frères, sœurs, cousins, cousines et amis.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

- BMP : Biochemical Methane potential
COT : Carbone Organique Total
DA : Digestion Anaérobie
DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DMA : Déchets Ménagers Assimilés
H : Humidité
MM : Matière Minérale
MS : Matière Sèche
MSV : Matière Sèche Volatile

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Caractéristiques physico-chimiques des déchets de manioc.....	6
Tableau II : Concentrations de molécules minérales pouvant inhiber ou stimuler la méthanisation	7
Tableau III : Les paramètres techniques pour le dimensionnement des digesteurs	10
Tableau IV : Potentiel biométhanogène de quelques déchets issus de la production d'attiéké	12
Tableau V : Composition chimique moyenne du biométhane	14
Tableau VI : Alimentation des digesteurs	19
Tableau VII : pH avant et après méthanisation des déchets organiques caractérisés	22
Tableau VIII : Volumes de biogaz produit dans les différents réacteurs.....	22
Tableau IX : Volumes de biogaz produit et leurs teneurs respectifs en méthane	23

LISTE DES FIGURES

Figure 1: carte de la ville de Yamoussoukro modifiée	5
Figure 2 : Voies métaboliques de biodégradation anaérobies	13
Figure 3 : Echantillon du matériel végétal	17
Figure 4 : Matériel de collette et de prétraitement du matériel végétal.....	17
Figure 5 : Matériel de construction des réacteurs	18
Figure 6 : Matériel de laboratoire.....	18
Figure 7 : Dispositif expérimental pour la production du biogaz, sa mesure et la détermination de sa teneur en méthane	19
Figure 8 : Dispositif de mesure du volume total de biogaz produit et de sa teneur en méthane	20

INTRODUCTION

Les déchets organiques, au niveau des villes, sont majoritairement éliminés dans des décharges non contrôlées (Afuye & Mogaji, 2015). Au niveau des zones rurales et des exploitations agricoles, ces déchets sont peu valorisés dans la gestion de la fertilité des sols, dans l'alimentation animale ou dans la production de chaleur. Ils sont caractérisés par une décomposition rapide notamment sous climats intertropicaux, impliquant des risques pour l'environnement et la santé humaine (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Le manioc dans sa transformation, génère des déchets qui renferment un potentiel énergétique important (Cuzin *et al.*, 1992). Contrairement aux autres produits vivriers, le manioc par sa transformation artisanale ou industrielle en attiéké génère des déchets facilement mobilisables pouvant subir la digestion anaérobie (DA) pour la production de biogaz (Suwanasri, 2015 ; Adeyanju, 2008).

La ville de Yamoussoukro fait partie des fortes zones de production de manioc frais (au moins 300 000 tonne/an et 120 000 tonnes de produits dérivés) et d'attiéké (au moins 33,6 tonne/jour) (Rongead, 2017).

Dans le présent contexte de changements climatiques et de crise énergétique, le biogaz devient une alternative stratégique d'énergie renouvelable et propre, en particulier au niveau des communautés rurales. Sur les sites de transformation des racines tubéreuses de manioc en attiéké, ces déchets qui sont rejetés dans la nature peuvent servir de substrat pour la production de biogaz. Ce biogaz peut être utilisé comme de l'énergie propre en lieu et place du bois de chauffe dont l'usage à long terme a des conséquences sur la santé humaine, le budget familial et l'environnement. Afin de déterminer au mieux la quantité de biogaz pouvant être produite à partir des déchets de manioc pendant une période donnée ainsi que sa teneur en méthane, des tests de digestibilité sont réalisés.

Le but du travail est de déterminer la teneur en méthane du biogaz produit à partir des déchets de manioc en vue de réduire la pression du bois de chauffe dans le processus de cuisson de l'attiéké.

De façon spécifique, il s'agit de :

- produire du biogaz à partir des déchets de manioc ;
- déterminer la teneur en méthane du biogaz ;

Ce travail est articulé en trois parties. La première partie est consacrée aux généralités, la deuxième partie au matériel et aux méthodes, la troisième partie aux résultats qui feront l'objet de discussion. Ce travail se termine par une conclusion suivi de perspectives.

PARTIE 1 : GENERALITES

1.1. Contexte de l'étude

1.1.1. Présentation du manioc

Le manioc, est une plante vivrière semi-arbustive à tubercules de la famille des Euphorbiacées, comportant une partie aérienne (tiges et feuilles) pouvant atteindre, en culture, 2 à 3 mètres de hauteur et une partie enterrée (les racines tubérisées). Les racines tubérisées, riches en amidon, disposées en faisceaux, atteignent généralement au moment de la récolte 20 à 50 cm de longueur et 5 à 15 cm de diamètre. Plante robuste et vivace, s'accommodant des sols les plus divers, le manioc se cultive facilement dans les régions à climat tropical, sans appauvrir les sols. Le cycle de culture du manioc est en général de 12 à 24 mois, avec une période optimale correspondant notamment à un rendement maximal d'amidon (Akpigny et Koulou, 2017).

Deuxième produit vivrier en quantité après l'igname, le manioc positionne la Côte d'Ivoire au 3^{ème}, 5^{ème} et 23^{ème} rang respectivement dans la sous-région, en Afrique et dans le monde (Perrin *et al.*, 2015). En Côte d'Ivoire, on peut classer toutes les variétés de manioc en deux grands groupes : le manioc doux (Bonoua, IM 84, IM 93, TMS4(2)1425, BOCOUCO 1, Yavo) et le manioc amer (Yacé, IM 89, TMS 30572). La différence fondamentale entre ces deux groupes est que le manioc amer renferme une quantité élevée (>50µg/g) d'acide cyanhydrique (Amani *et al.*, 2007).

Dans la majorité des pays où il est cultivé, le manioc est une culture vivrière participant à l'alimentation de base des populations en Afrique subtropicale, en Amérique latine, en Inde, en Indonésie, etc. Les préparations les plus courantes sont le foutou, l'attiéké (semoule de manioc), la pâte de manioc, cossettes, farine, amidon, pain, gâteau (N'Zué *et al.*, 2013). Les feuilles sont également comestibles (Amani *et al.*, 2007). Dans d'autres pays comme la Thaïlande, le Vietnam ou le Brésil, le manioc est aussi une culture de rente servant de matière première pour l'industrie (Patricio *et al.*, 2017).

L'attiéké est le principal produit de transformation du manioc amer en Côte d'Ivoire. Le manioc frais est épluché, lavé et broyé. Suivent une étape de fermentation du broyat et une étape de pressage pour évacuer l'eau excédentaire. La pâte fermentée obtenue est ensuite grainée, vannée et séchée. La semoule obtenue est finalement cuite à la vapeur pour obtenir l'attiéké frais, qui se conserve quelques jours seulement (Rongead, 2017).

1.1.2. Présentation de la zone d'étude

Capitale politique de la Côte d'Ivoire, la ville de Yamoussoukro se trouve dans la région du bélier. Elle a une superficie de 3 500 km² et sa population est d'environ 248 349 habitants (Anonyme 1). Cette ville est située dans le centre du pays avec un paysage de savane et possède deux saisons : la saison pluvieuse allant de mai à octobre et la saison sèche allant de novembre

à avril. En moyenne 1 200 mm de pluie tombent par an et les températures, agréables toute l'année, varient de 28° (en juillet) à 35° (en février) (Anonyme 2).

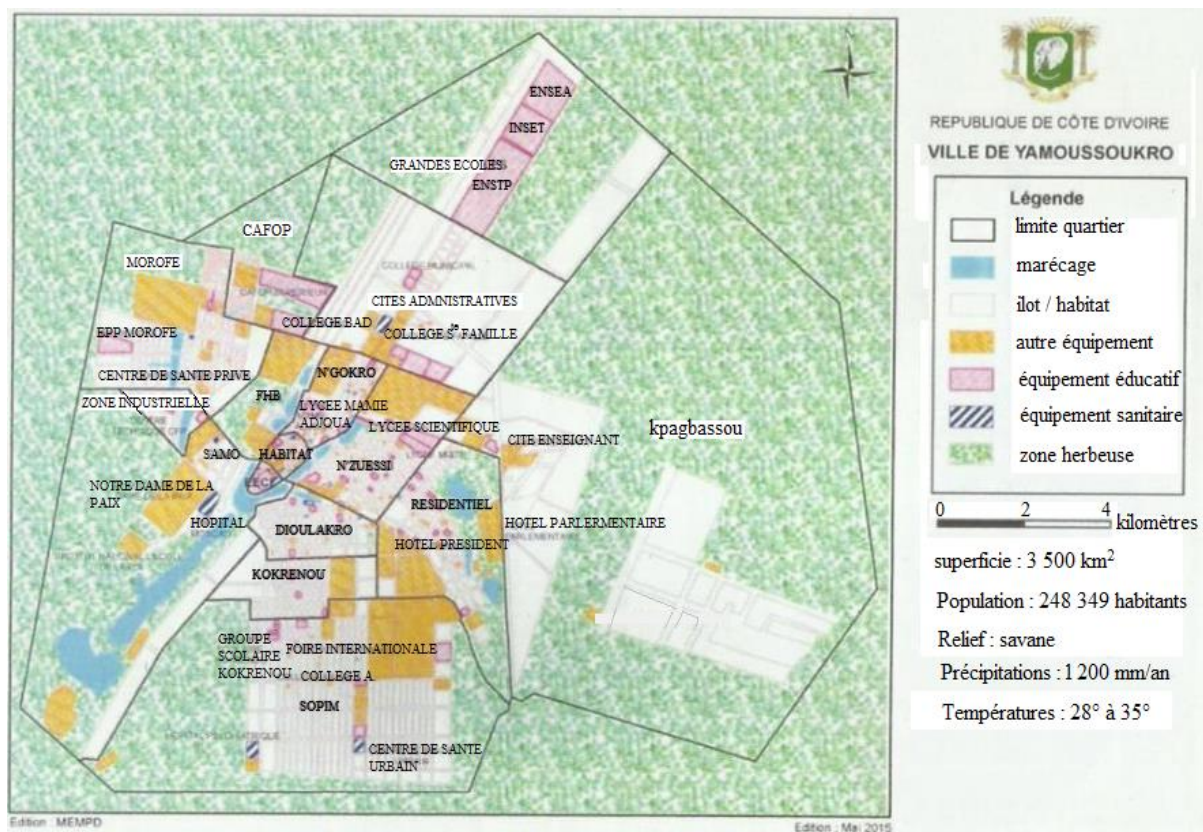


Figure 1: carte de la ville de Yamoussoukro modifiée (Edition MEMPD : 2015)

1.1.3. Impacts environnementaux, économiques et sociaux.

La production de l'attiéké est réalisée dans des fabriques familiales et semi-industrielles (Krabi *et al.*, 2015). Ces unités de production génèrent ainsi des déchets solides et liquides. Les déchets solides sont essentiellement constitués de pelures générées par l'épluchage des racines tubéreuses de manioc, le rebut du tamisage de la pâte et de restes d'attiéké de quantité négligeable. Quant aux déchets liquides, ils sont en grande partie générés par le lavage de la pulpe de manioc et le pressage de la pâte de manioc. Les déchets issus de la transformation de la racine du manioc en attiéké sont riches en matière organique (Colin *et al.*, 2007) et très toxiques du fait de leur teneur élevée en cyanure (Ihedioha, 2002). Ils s'inscrivent dans la catégorie des déchets ménagers organiques (Roger *et al.*, 1999).

La filière manioc à Yamoussoukro peut être considérée comme durable du point de vue environnemental, rentable du point de vue économique. Cette filière cause néanmoins des impacts environnementaux et économiques qui affectent la santé humaine, l'air, les eaux de surfaces et souterraines, des sols arables, la forêt (déforestation), l'atmosphère (libération de gaz à effet de serre) (Ubalua, 2007 ; Adejumo & Ola, 2011 ; Afuye & Mogaji, 2015).

Les principaux facteurs expliquant ces impacts selon Patricio *et al.* (2017) sont :

- le transport des tubercules par des petits véhicules (bâchées, kias) multipliant les allers-retours et la consommation de diesel.
- l'état des routes secondaires (à part les grands axes de circulation) contribue à augmenter la consommation de carburant et alourdir les impacts environnementaux liés au transport.
- pour la cuisson de l'attiéké l'usage du bois, du gaz butane a des impacts importants sur les ressources financières, la santé humaine (émissions de fumées et particules) et les écosystèmes (déforestation, perte de biodiversité).
- le rejet incontrôlé des déchets de manioc dans la nature constitue une source de pollution des eaux, des sols, de l'air, l'augmentation des gaz à effet de serre libérés par leur décomposition
- la volatilité des prix entraînant des méventes et le coût du transport qui réduisent la rentabilité pour les unités de transformation artisanales.

1.1.4. Caractéristiques physico-chimiques des déchets de manioc.

Des résultats issus des travaux de Kra *et al.* (2018) portant sur les caractéristiques physico-chimiques des déchets de manioc au laboratoire des procédés industriels de synthèse de l'environnement et des énergies nouvelles sont rappelés dans le tableau I.

Tableau I : Caractéristiques physico-chimiques des déchets de manioc (Kra *et al.*, 2018)

Paramètres	Jus de pressage de manioc	Pelures de manioc
Masse volumique (kg/m ³)	1024,7	1042,4
H(%)	92,81 ± 0,01	64,17 ± 0,38
MS(%)	7,19 ± 0,01	35,83 ± 0,38
MSV (%)	82,07 ± 0,37	96,41 ± 0,06
MM (%)	17,93 ± 4,17	3,59 ± 0,06
COT (%)	47,57 ± 0,21	55,89 ± 0,04
N (%)	0,24	0,31
C/N	198,23	180,29
Protéines (%)	1,50	1,94

Des analyses et des mesures de certains paramètres sont indispensables afin de caractériser le substrat à méthaniser. Une optimisation de la biodégradabilité en réduisant les facteurs inhibiteurs rentabilise la production du biogaz. Les différentes mesures biochimiques et physico-chimiques accessibles avec les concentrations limites sont présentées dans le tableau II. La carence en nutriments pour les microorganismes peut aussi inhiber le processus de méthanisation. Plus généralement, l'un des procédés utilisés pour réduire les phénomènes de

carence liés à un substrat donné, est l'apport d'un ou plusieurs co-substrats, dont les caractéristiques physico-chimiques sont susceptibles d'améliorer la concentration en éléments nutritifs du digesteur anaérobie (Zayed & Abdel-Motaal, 2005).

Tableau II : Concentrations de molécules minérales pouvant inhiber ou stimuler la méthanisation (Smith, 1993 ; Bollon, 2012)

Substance	concentration stimulante (mg/L)	Concentration inhibitrice	
		Modérément (mg/L)	Fortement (mg/L)
Sodium (Na ⁺)	100-200	3 500 à 5 500	8 000
Potassium (K ⁺)	200-400	2 500 à 4 500	12 000
Calcium (Ca ²⁺)	100-200	2 500 à 4 500	8 000
Magnésium (Mg ²⁺)	75-150	1 000 à 1 500	3 000
N-ammoniacal (NH ₄ ⁺)		1 500 à 3 000	3 000
Sulfure (S ²⁻)		200	200
Cuivre (Cu ²⁺)			3,0 soluble, 50 à 70 total
Chrome (VI)			0,5 soluble, 200 à 600 total
Chrome (III)			180 à 420 total
Nickel (Ni ²⁺)			2,0 soluble, 30 total
Zinc (Zn ²⁺)			1,0 soluble

Soluble : concentration fortement inhibitrice de l'élément sous forme soluble.
Total : inhibition totale à cette concentration.

1.1.5. Enjeux de l'étude

La production du biogaz est fonction des objectifs visés. Elle peut selon Trazié (2007) avoir un intérêt économique, environnemental, social, politique, agronomique ou énergétique.

1.2. Etude de la production du biogaz.

1.2.1. Etude comparée des différents types de digesteurs anaérobies.

La production de biogaz nécessite l'utilisation d'un dispositif appelé digesteur. Le digesteur est constitué d'une enceinte fermée étanches généralement calorifugées afin d'y maintenir une température constante, dans laquelle est placée la matière organique en solution aqueuse. Celle-ci subit une décomposition, générant du biogaz qui s'accumule dans la partie supérieure de ladite chambre (Anonyme, 2015). Un système d'agitation lui est souvent associé pour favoriser l'homogénéisation du substrat afin d'accroître la production de biogaz (Hajji & Rhachi, 2016). La régulation de la température accélère la DA, réduit le temps de rétention du

digesteur et permet donc d'accroître le volume de déchets traité par celui-ci (Houngue *et al.*, 2015). L'ajustement du pH aux alentours de 7 favorise le développement des bactéries méthanogènes et la production de quantité élevée de biogaz (Kalloum *et al.*, 2007). Le digesteur peut avoir des formes très différentes (cylindriques, cubiques, sphériques, ovoïdes). Selon les conditions locales et les substrats à traiter, ils peuvent aussi être verticaux ou horizontaux, enterrés ou hors sol, et peuvent être de petite taille ou de grande taille (Berrada & Benmaach, 2009) (Annexe 1 ; Figure 1). Plusieurs critères sont souvent retenus pour classifier les digesteurs. Selon la littérature il existe :

- les digesteurs continus, les digesteurs discontinus (ou batch) et les digesteurs semi-continus (ou fedbatch) (Jlaidi et Amahrouch, 1995) (Annexe 1 ; Figure 2) ;
- le digesteur à une étape et le digesteur à deux étapes (Annexe 1 ; Figure 3) (Krinkels, 2004) ;
- les digesteurs à cultures libres et les digesteurs à cultures fixées (Bastide, 2015) (Annexe 2 ; Figure 8) ;
- les digesteurs pour échelle familiale, les digesteurs pour échelle fermière et les digesteurs centralisés (Krinkels, 2004) ;
- les digesteurs à gazomètre combiné fixe à volume constant et à pression variable, ou flottant à volume variable et à pression constante (gazomètres à cloches) et les digesteurs à gazomètre séparé (Lucas, 1987) (Annexe 1 ; Figure 4 et Annexe 2 ; Figure 5) ;
- les digesteurs dits mélangés et les digesteurs non mélangés ou digesteurs à lit de boues (Teguh *et al.*, 2009) (Annexe 2 ; Figures 6 et 7) ;
- les digesteurs en acier, PVC, film plastique, béton.

Il existe également plusieurs types de digestion :

- la digestion par voie humide (< 15 % de MS) et la digestion par voie sèche (15 % à 40 % MS) (Pépin et Martin, 2003) ;
- la digestion anaérobie Thermophile (40 à 60°C), Mésophile (20 à 40°C), Psychrophile (10 à 20°C) (Ricard *et al.*, 2010).

1.2.2. Choix et dimensionnement d'un digesteur anaérobie.

1.2.2.1. Choix d'un digesteur anaérobie.

Le choix du digesteur est fonction des paramètres physico-chimiques des déchets à traiter, de la performance des digesteurs, des enjeux économiques et environnementaux (Lacour, 2012). Les objectifs de la technologie de DA des déchets organiques répondent à des

demandes d'accès à l'énergie et de dépollution. Dans cette optique, le choix d'un type de digesteur anaérobie dépend :

- des facteurs internes comme la quantité de substrats à traiter et valoriser, la nature des substrats (en termes de texture, teneur en matières sèche et organiques, en termes de rhéologie, etc.), les matériaux de construction disponibles et la complexité du système ;
- des facteurs externes tels les conditions climatiques, les capitaux d'investissement, les compétences techniques et opérationnelles disponibles, etc.

A partir de ces conditions généralement contraignantes, le procédé choisi peut aller du plus rudimentaire au très sophistiqué, pour une installation de taille familiale comme pour une exploitation commerciale ou industrielle (FAO, 1992). Dans les pays industrialisés, par exemple, la DA est généralement réalisée dans des réacteurs métalliques ou en béton, munis d'un dispositif d'agitation, dont une partie du biogaz produit est utilisée pour chauffer le réacteur (Berglund & Börjesson, 2006), et parfois de système de suivi assisté par ordinateur. Par contre, dans les PED, la majorité des digesteurs en usage ne disposent pas de système d'agitation mécanique, n'exigent pas un suivi en continu et sont plutôt généralement dépendants des conditions des climats tropicaux (Lansing *et al.*, 2008).

1.2.2.2. Dimensionnement d'un digesteur anaérobie.

Le dimensionnement d'un digesteur anaérobie est généralement fonction des principaux objectifs poursuivis par la DA, en relation avec les ressources matérielles, technologiques et économiques disponibles, ainsi que la législation en vigueur. L'objectif principal de l'étude du dimensionnement d'un digesteur anaérobie est d'optimiser le traitement des déchets organiques et/ou la production de méthane. Le niveau de réduction de la matière organique est fonction de l'utilisation finale des déchets, en accord aux objectifs de la chaîne de traitement. Parallèlement, la production de méthane peut être considérée comme une source d'énergie alternative ou un moyen par lequel de l'énergie peut être récupérée à partir d'une installation de DA (Mata Alvarez, 2003). La poursuite de l'un ou l'autre de ces objectifs, ainsi que la nature du substrat, dans les conditions environnementales de mise en œuvre de la DA et en fonction des performances spécifiques du procédé choisi, déterminent la taille d'une installation. Les paramètres techniques pour le dimensionnement des digesteurs sont renseignés dans le tableau III Trazié (2007).

Tableau III : Les paramètres techniques pour le dimensionnement des digesteurs

Symbole	Définition	unité
V_d	Volume du digesteur = $V + V_g$	m^3
V_g	Volume du gazomètre = $K * V_d$ ($3/1 \leq K = V_d / V_g \leq 10/1$)	m^3
K	La constante d'inhibition est fonction de la nature du substrat	
V	Volume utile du digesteur = $TRH * Q$	m^3
G	Production de biométhane par jour = $P_v * V$	m_g^3 / j
Q	Débit volumique de l'effluent = $M * C = V_s (1 + x) = \frac{m_s}{\varphi_s} * (1 + x)$	m_i^3 / j
C	Concentration du mélange des M.O = $\frac{\%H(\text{digesteur})}{\%H(\text{pelures})}$	m_i^3 / kg
X	Ratio du mélange pelures + effluents de manioc = $\frac{Q-M}{M}$	%
V_s	Volume du substrat à méthaniser = $\frac{m_s}{\varphi_s}$	m^3
M	Charge journalière initiale: concentration en kg de Matière Sèche (M.S), ou de Matière Organique (M.O.) ou de Demande Chimique en Oxygène (D.C.O) dans l'influent.	kg/M.S ou kg/M.O ou kg/DCO
TRH	Temps de rétention (ou de séjour) hydraulique moyen de l'effluent dans le Réacteur = V / Q	j
CV	Taux de charge: quantité d'effluent par m^3 de fermenteur et par jour = M / V	$Kg / m^3.j$
P_v	production volumique : production de biométhane par m^3 de fermenteur et par jour $P_v = \frac{B_0}{TRH} * s \left[1 - \frac{K}{TRH * um - 1 + K} \right]$ (avec $um = 0,013(T) - 0,129$)	$m_g^3 / m^3.j$
S	Charge volumique = $(M * C) / V$	
B	Production spécifique : production de biométhane par kg d'effluent = G / M	m_g^3 / kg
PBM ou B_i	Potentiel biomethanogène se détermine au laboratoire	$Nml_{CH_4} g_{MS}^{-1}$

1.2.2.3. Construction du modèle.

Pour construire un digesteur, on peut utiliser de l'acier, du béton, du PVC avec des accessoires possibles comme matériaux. Un digesteur ne peut être construit qu'aux conditions suivantes (Jlaidi & Amahrouch, 1995) :

- les déchets biométhanisables et l'eau sont disponibles tous les jours et en quantités suffisantes ;
- les ressources financières sont suffisantes (sous forme de crédit, de subvention ou d'épargne);
- le biogaz pourra remplacer une partie de tous les besoins d'énergie ;
- les utilisateurs acceptent de plein gré l'innovation technique et les changements dus à l'utilisation des déchets et du biogaz ;
- les utilisateurs sont aptes à manipuler les accessoires du biogaz et des déchets.

1.2.3. Potentiel biométhanogène (PBM) des déchets ménagers

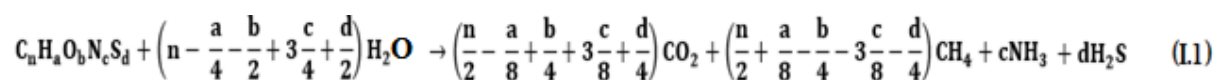
Le potentiel biométhanogène ou Biochemical Methane Potential (en anglais) d'un substrat, correspond à la quantité de méthane produite par unité de matière organique traitée pour un temps de rétention infini lors de la biodégradation en condition anaérobie. Sa mesure est un élément central et incontournable pour la valorisation des déchets ménagers assimilés (DMA) par voie de méthanisation (Rouez, 2008). L'estimation du PBM est généralement réalisée par une technique dite test PBM qui consiste à placer un échantillon de déchets ou un constituant particulier dans une cellule anaérobie avec un inoculum bien déterminé. L'inoculum est un digestat, généralement de la boue digérée de station d'épuration ou de digesteur de déchets agroalimentaires, contenant la flore méthanogène nécessaire au substrat testé. Il doit être appauvri de manière organique à ce que sa production propre de biogaz soit négligeable (Bachmann *et al.*, 2011). Le test PBM permet de déterminer la production maximale de biogaz d'un échantillon de biomasse et de donner un premier aperçu de la cinétique de dégradation. Au cours du test, la vitesse de production de biogaz et la composition en méthane (CH₄), en dioxyde de carbone (CO₂) et en hydrogène sulfureux (H₂S) sont mesurés. Ce test peut être réalisé sur différents échantillons de biomasse : effluents d'élevages (lisiers, fientes, fumiers...), déchets agroalimentaires (résidus lignocellulosiques, graisses, boues,...), déchets de collectivités (biodéchets, boues de STEP), cultures énergétiques (plante entière, ensilage, foin,...) ainsi que tout autre résidu ou sous-produit organique (Anonyme, 2014). Toutefois, La stabilité des tests PBM dépend fortement du ratio inoculum/substrat (I/S), exprimé en g MV_{inoculum} /g MV_{substrat}. En effet, pour prévenir des inhibitions, la quantité de substrat ne doit pas être trop importante par rapport à la quantité d'inoculum. La plupart des auteurs sont d'accord sur le fait qu'un ratio Inoculum/Substrat ≥ 2 permet d'éviter les inhibitions et

d'atteindre la production maximale de méthane pour la plupart des substrats (Hack *et al.*, 2015). Il existe plusieurs normes et directives de test PBM. En ce qui concerne la matière organique nous pouvons citer : norme DIN 38414 TL8 (1985), norme ASTM D 5250 (1992), norme ASTM D 5511 (1994), norme ISO 11734 (1995), norme VDI 4630 (2006).

Tableau IV : Potentiel biométhanogène de quelques déchets issus de la production d'attiéké

Substrats	P_{CH_4} (mL.g _{MSV} ⁻¹)	Références
Restes alimentaires	519 ± 29	Hack <i>et al.</i> , 2015
Pelure de manioc	267	Lacour <i>et al.</i> , 2011

Il est possible de prédire théoriquement la quantité de biogaz, de méthane ou de dioxyde de carbone produites (Tableau IV) sans prise en compte des cinétiques bactériennes (Hess, 2007) grâce aux équations générales (I.1) de Buswell et les équations (I.2), (I.3), (I.4) de Buffiere *et al.*, 2009) :



Dans cette équation, $C_nH_aO_bN_cS_d$ représente la formule chimique du substrat soumis à la DA.

$$P_{CH_4}(l) = \frac{\left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} - \frac{d}{4}\right)}{12n+a+16b+14c+32d} * 22,4 * MO(g) \quad (I.2)$$

$$P_{CO_2}(l) = \frac{\left(\frac{n}{2} - \frac{a}{8} + \frac{b}{4} + \frac{3c}{8} + \frac{d}{4}\right)}{12n+a+16b+14c+32d} * 22,4 * MO(g) \quad (I.3)$$

$$P_{Biogaz}(l) = \frac{n}{12n+a+16b+14c+32d} * 22,4 * MO(g) \quad (I.4)$$

Bien que simples et efficaces, ces modèles ne traduisent pas toujours la réalité pour les raisons suivantes (Buffiere *et al.*, 2009) :

- toutes les substances organiques ne sont pas « dégradables », en particulier certains sucres complexes, les produits ligneux ou les plastiques ;
- une partie de « l'énergie » (5 à 10%) contenue dans la matière organique est utilisée par les microorganismes pour leur croissance et leur maintenance ;
- la matière n'est toujours pas pure par conséquent sa production de méthane va donc dépendre de sa concentration en matière organique dégradable et de sa teneur en eau.

Par ailleurs, des synergies ou des inhibitions entre certains composants des DMA peuvent éloigner considérablement la théorie de la réalité (Anonyme, 2014).

1.2.4. Caractérisation du biogaz

1.2.4.1. Biogaz

Le biogaz est le produit de la décomposition de la matière organique par des microorganismes en milieu anoxique. La DA se produit naturellement dans les marais, les rizières, les décharges, le sol ou encore dans l'intestin de mammifères. Les réactions biologiques mises en jeu lors de ce processus fermentaire se traduisent par une libération d'énergie utilisée par les bactéries pour leur survie en anaérobiose. Les substrats utilisés par ces bactéries et les produits qu'elles fabriquent permettent de distinguer quatre phases essentielles que sont l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse qui s'opèrent en cascade (Smith, 1993). Les étapes intermédiaires à la formation du biogaz majoritairement constitué de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2) sont ici résumées pour faciliter la compréhension de l'ensemble du processus et un contrôle effectif de la mise en opération des digesteurs anaérobies. La figure 2 présente l'ensemble des voies métaboliques, avec leurs groupes de micro-organismes respectifs, en 3 étapes principales : (1) l'hydrolyse et acidogénèse ; (2) l'acétogénèse ; (3) la méthanogénèse.

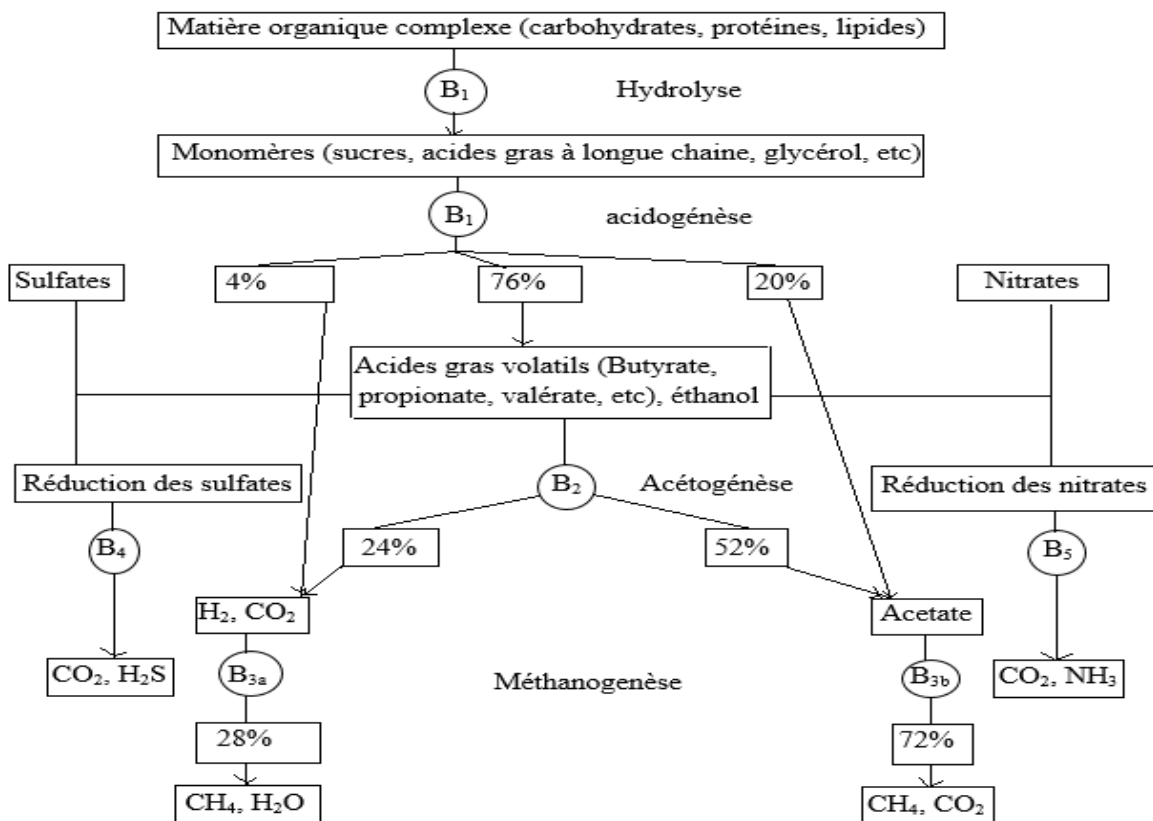


Figure 2 : Voies métaboliques de biodégradation anaérobies (Nsavyimana, 2015)

Où B_1 : bactéries fermentaires, B_2 : bactéries acétogènes, B_{3a} : Archaea méthanogènes hydrogénophiles, B_{3b} : Archaea méthanogènes acétoclastes, B_4 : bactéries sulfato-réductrices, B_5 : bactéries dénitrifiantes.

1.2.4.2. Composition du biogaz.

L'ensemble des paramètres du procédé de méthanisation étant en pratique très variable et aléatoire, la composition du biogaz est très différente d'un site à un autre et aussi très variable dans le temps (Bensmail & Touzi, 2012). Toutefois, le biogaz est majoritairement composé de méthane (CH_4), de dioxyde de carbone (CO_2) (Tableau V). A ce mélange viennent s'ajouter l'eau, des éléments à l'état de traces et en quantités variables selon la nature des déchets méthanisés. Il s'agit de l'azote, du dihydrogène, de l'hydrogène sulfuré (H_2S), des mercaptans ($R-SH$), des composés organiques volatiles (alcanes, hydrocarbures aromatiques, composés organo-halogénés...) (Moletta, 2009).

Tableau V : Composition chimique moyenne du biométhane (Trazié (2007), Kpata *et al.* (2011))

Gaz	Concentration en %
Méthane (CH_4)	50-90
Gaz carbonique (CO_2)	10-40
Dihydrogène (H_2)	1-3
Diazote (N_2)	0,5-2
Hydrogène sulfureux (H_2S)	0,1-0,5
Monoxyde de carbone (CO)	0,0-0,1

1.2.4.3. Caractérisation du biogaz.

Plusieurs méthodes permettent de caractériser le biogaz. Ce sont :

a) Le test d'inflammabilité. Il permet de savoir si le biogaz produit est un gaz combustible mais ne permet pas d'identifier les gaz susceptibles de s'y trouver et leurs teneurs. D'ailleurs le biogaz peut contenir du gaz combustible (du méthane) sans toutefois s'enflammer si sa teneur en méthane est inférieure à 45% et contient principalement du CO_2 (Ofoefule & Uzodinma, 2009) ;

b) la chromatographie à gaz dans un chromatographe DELSI 30-E permet de contrôler la composition du biogaz (Cuzin *et al.*, 1992) ;

d) l'usage d'un analyseur biogaz (par exemple un multitec 540) permet de déterminer par lecture sur écran la teneur des différents gaz qui le composent ;

e) l'usage de l'eau acidifiée qui fera l'objet de dosage par une solution basique à la fin de la DA. Cette technique permet d'éviter la dissolution du biogaz dans l'eau, de déterminer la teneur en méthane et la somme de la teneur des autres gaz contenus dans le biogaz (Adeyanju, 2008).

1.2.4.4. Traitement du biogaz.

Le biogaz produit nécessite une purification destinée à améliorer le pouvoir calorifique (fixation du gaz carbonique), à diminuer le volume de stockage et enfin à supprimer l'effet corrosif et les mauvaises odeurs dues à la présence d'H₂S.

Il existe plusieurs méthodes de désulfuration du biogaz :

a) La fixation d'H₂S par l'oxyde de fer (Fe₂O₃) est le moyen le plus utilisé et le moins coûteux pour réduire la quantité d'H₂S (Jlaidi & Amahrouch, 1995),

b) L'envoi de l'air en faible quantité (sous risque d'explosion par excès de O₂) dans l'air gazeux du digesteur à l'aide d'un brûleur d'aquarium. Les bactéries sulfato-réductrice vont transformer l'H₂S en soufre qui précipite dans le digestat,

c) L'usage d'un filtre à charbon actif.

d) La vapeur d'eau contenue dans le biogaz est récupérée par condensation mécanique. Après refroidissement, elle se condense et s'accumule au point le plus bas de la conduite et est éliminée via un purgeur. Ce type de piège est sans risque d'échappement du biogaz (Hess, 2007).

e) Le CO₂ est éliminé soit par barbotage du biogaz dans l'eau, ce qui nécessite un volume important d'eau, renouvelée fréquemment soit par le passage du biogaz sur la chaux qui n'est pas renouvelée facilement. La consommation théorique est de l'ordre de 2,5 kg de chaux vive par m³ de CO₂ ce qui est très coûteux (Jlaidi & Amahrouch, 1995).

PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES

2.1. MATERIEL

Dans ce chapitre, sont décrits le matériel de production et de caractérisation du biogaz, et les expérimentations faites.

2.1.1. Matériel végétal

Les pelures de manioc (Figure 3.a) et l'effluent du pressage de la pâte de manioc (Figure 3.b) proviennent d'une usine de transformation de manioc (à l'INP-HB). En raison de leur quantité relativement faible, les restes alimentaires (restes d'attiéké), ne sont pas à utiliser pour la méthanisation.



Figure 3 : Echantillon du matériel végétal
(a) pelures de manioc, (b) Jus de pressage de la pâte de manioc

2.1.2. Matériel de collecte et de prétraitement du matériel végétal

Un sac en jute de 50 kg et un bidon de 25 litres ont été utilisés pour la collecte des épiluchures et de l'effluent. Un mortier a été utilisé pour réduire la taille des épiluchures à l'ordre du millimètre. Une balance électronique a été utilisée pour les pesées lors du remplissage des réacteurs. Un appareil photo (infinix not 4pixel 8G) a été utilisé pour la prise des photos.



Figure 4 : Matériel de collecte et de prétraitement du matériel végétal
(a) mortier avec un pilon, (b) bidon de 25 litres, (c) seau contenant du jus de manioc, (d) balance électronique marque TCS, (e) sac en jute de 50 kg, (f) appareil photo (infinix not 4pixel 8G)

2.1.3. Matériel de construction des réacteurs

Pour la construction de chaque réacteur un bidon de 0,5 litre, un tube de stylo, un tuyau de 0,45 mètre de long et de 5 millimètre (mm) de diamètre, de la colle « tangit » ont été utilisés.



Figure 5 : Matériel de construction des réacteurs
(a) : colle « tangit », (b) : bidon de 0,5 litre, un tube de stylo, un tuyau

2.1.4. Matériel d'analyse des paramètres physico-chimiques

2.1.4.1. Matériel de laboratoire

Le matériel de laboratoire est constitué d'une balance analytique de marque SARTORIUS de sensibilité 10 mg qui a servi aux pesées, d'un pH-mètre de marque HANNA HI 8424 pour la mesure du pH, des burettes graduées de 100 ml qui ont servi à la récupération du biogaz et à la détermination de sa teneur en méthane.



Figure 6 : Matériel de laboratoire
(a) Balance analytique de marque SARTORIUS de sensibilité 10 mg, (b) pH-mètre de marque HANNA HI 8424, (c) burettes graduées de 100 ml

2.1.4.2. Réactifs chimiques

Les réactifs principalement utilisés sont : l'acide chlorhydrique (densité = 1,2 ; pureté = 37%, 1,19 g/cm³ à 20° C) et la soude caustique.

2.2. METHODES

2.2.1. Construction

Le dispositif expérimental est constitué de 05 (cinq) réacteurs, de 05 éprouvettes d'une capacité de 100 ml chacune. Chaque réacteur est constitué d'un digesteur (bidon) de 0,5 litre surmonté d'un tube de stylo au bout duquel est fixé un tuyau.

2.2.2. Dispositif expérimental

La digestion anaérobie (DA) des déchets de manioc s'est faite sans apport d'inoculum. Les réacteurs (Figure 7) mis en place sont des digesteurs de type discontinu à gazomètre combiné. Ils ne disposent pas de système d'agitation et sont soumis à la température ambiante d'environ 30°C en moyenne.



Figure 7 : Dispositif expérimental pour la production du biogaz, sa mesure et la détermination de sa teneur en méthane

2.2.3. Alimentation des réacteurs

Pour l'alimentation du digesteur, les épluchures de manioc ont été pilées dans un mortier pour réduire leur taille. Le broyat obtenu, a permis de nourrir les digesteurs qui ont fonctionnés dans la gamme de la fermentation mésophile (30-31°C) pour la production du biogaz. Les digesteurs ont été alimentés selon le tableau VI.

Tableau VI : Alimentation des digesteurs

Digesteurs	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₅
Masse d'épluchures (g)	0	100	125	150	250
Masse d'effluent (g)	250	150	125	100	0

Les digesteurs (réacteurs) n'ont pas été totalement remplis. Seulement la moitié du volume du réacteur a été occupée par le substrat.

2.2.4. Production du biogaz et détermination de la teneur en méthane.

2.2.4.1. Détermination du pH du substrat

La mesure du pH des substrats solides (pelures de manioc) s'est fait après la mise en solution d'un broyat d'environ 5 g dans 50 ml d'eau distillée et agitation du mélange pendant 10 minutes. Quant au substrat liquide (jus de pressage de manioc), son pH a été mesuré dans un volume de 250 mL après agitation.

2.2.4.2. Production du biogaz.

Le biogaz produit a été récupéré dans un milieu acide ($\text{pH} < 2$). Lorsqu'il y a production de biogaz dans le réacteur, le gaz occupe d'abord le volume non occupé par le substrat. La pression dans le réacteur augmente avec l'augmentation de la production de biogaz. Sous l'effet de la pression, le biogaz est transité à travers le tube et le tuyau. Il chasse l'eau contenu dans le tuyau et se retrouve dans l'éprouvette. La lecture a été faite par intervalle de temps de 24 heures (jour) par observation à l'œil nu dès la mise en place du dispositif jusqu'à la fin de la production. Le relevé a été arrêté lorsque la production du biogaz a cessé. Le volume du biogaz produit (V_1 = volume total de biogaz) est ainsi mesuré.

2.2.4.3. Détermination de la teneur en méthane.

La détermination de la teneur en méthane dans le biogaz repose sur la dissolution du dioxyde de carbone (CO_2) et du H_2S (hydrogène sulfuré) dans une solution basique (solution de NaOH ou de KOH) suivant les principes de mesure que l'installation AMPTS II (Adeyanju, 2008 ; Hack *et al.*, 2015). La détermination de la teneur en méthane est faite en ajoutant du NaOH au cristalliseur afin d'atteindre un pH supérieur à 9. Ainsi, les gaz CO_2 et H_2S sont dissous et le volume du biogaz diminue jusqu'à V_2 . Le volume mesuré V_2 représente le volume du méthane dans le biogaz (Figure 8.d). La teneur en CH_4 est donnée par la relation suivante :

$$\% \text{CH}_4 = \frac{V_2}{V_1} \times 100 \quad (\text{II. 1})$$

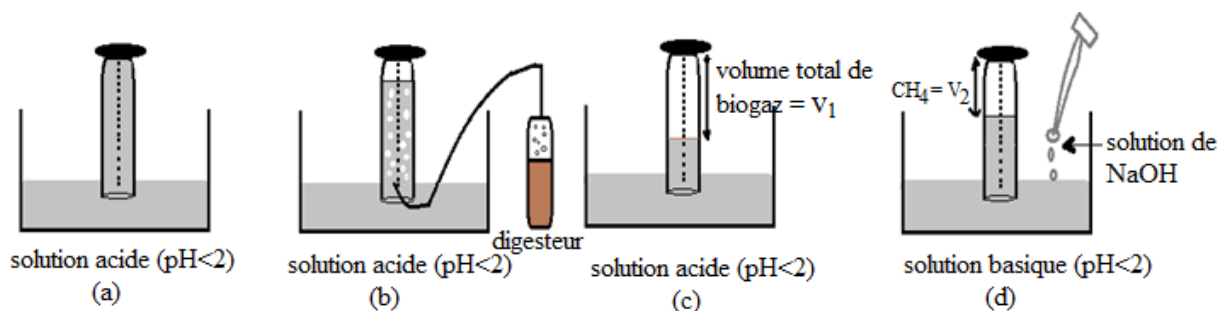


Figure 8 : Dispositif de mesure du volume total de biogaz produit et de sa teneur en méthane

PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. RESULTATS

3.1.1. pH de substrats avant et après méthanisation

Les pH mesurés avant et après la méthanisation des déchets organiques caractérisés sont reportés dans le tableau VII.

Le jus de manioc ainsi que les épluchures de manioc ont un pH acide. Il en est de même du pH des mélanges. Le jus avant et après la méthanisation ont des pH faibles. Le pH qui a cependant le plus varié est celui des épluchures avec une baisse de 36,28% soit une augmentation de l'acidité. Les mélanges ont connu une augmentation moins forte de l'acidité. L'acidité du R₃ a moins augmenté par rapport à celle de R₂ et l'acidité de R₂ a moins augmenté par rapport à celle de R₄.

Tableau VII : pH avant et après méthanisation des déchets organiques caractérisés

pH	Jus de pressage de manioc (R ₁)	100g de pelures + 150g d'effluent (R ₂)	125g de pelures + 125g d'effluent (R ₃)	150g de pelures + 100g d'effluent (R ₄)	Pelures de manioc (R ₅)
Avant	4,14 ± 0,00	4,36 ± 0,01	4,26 ± 0,02	4,15 ± 0,00	5,76 ± 0,02
Après	3,22 ± 0,01	3,47 ± 0,02	3,35 ± 0,01	3,25 ± 0,02	3,67 ± 0,02
\Delta pH	0,92	0,89	0,91	0,90	2,09
% d'augmentation de l'acidité	22,22%	20,41%	21,36%	21,69%	36,28%

$$\% \text{ d'augmentation de l'acidité} = \frac{pH_{\text{avant}} - pH_{\text{après}}}{pH_{\text{avant}}} \times 100$$

3.1.2. Volume du biogaz

Les différentes lectures du volume du biogaz ont été enregistrées dans le tableau VIII. La production du biogaz a été observée dans tous les réacteurs (R₁, R₂, R₃, R₄, R₅) après leur alimentation avec pour volumes respectifs 101 ml, 115 ml, 120 ml, 111 ml, 29 ml (Figure 7).

Dans l'ensemble, la production de biogaz est significative au regard de la quantité de déchets utilisée. Le volume de biogaz le plus élevé est observé au R₃. Le plus faible volume de biogaz produit est observé au niveau de R₅. Le volume de biogaz enregistré au R₂ est supérieur à celui de R₄ qui est à son tour supérieur à celui de R₁.

Tableau VIII : Volumes de biogaz produit dans les différents réacteurs

REACTEURS	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₅
Volumes de biogaz total V ₁ (ml)	101	115	120	111	29

3.1.3. Caractérisation du biogaz.

La caractérisation du biogaz a consisté à déterminer sa teneur en méthane. La teneur en méthane du biogaz produit au niveau de chaque digesteur est reportée dans le tableau IX.

Les déchets purs (effluent ou épiluchures) génèrent une faible quantité de biogaz contenant moins de 45% de méthane. Cependant le biogaz produit par les épiluchures a une teneur en méthane supérieure à celui produit par l'effluent. Au niveau des mélanges bien que la production de biogaz la plus élevée soit observée au niveau de R₃ (43,3%), ce biogaz est moins riche méthane (43,3%) que le biogaz obtenu au niveau des autres mélanges (46,1% et 47,7%). Le R₂ a produit plus de biogaz que R₄ (115 ml > 111 ml) mais le biogaz produit en R₄ est plus riche en méthane (47,7% > 46,1%). La teneur en méthane du biogaz la plus élevée est observée au niveau du digesteur (R₄).

Tableau IX : Volumes de biogaz produit et leurs teneurs respectifs en méthane

REACTEURS	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₅
Volumes de biogaz total V ₁ (ml)	101	115	120	111	29
Volumes de méthane produit V ₂ (ml)	40	53	52	53	12
Teneur en méthane %CH ₄	39,6%	46,1%	43,3%	47,7%	41,4%

Volume de biogaz se trouvant dans l'éprouvette avant le dosage de la solution d'HCl (V₁), volume de méthane après le dosage de la solution d'HCl (V₂), teneur en méthane en fonction de V₂ et V₁ (%CH₄)

3.2. DISCUSSION

Les pH du jus de pressage du manioc, des épiluchures et des mélanges (effluent et épiluchure) sont restés acides. Le pH du milieu réactionnel qui est resté acide est confirmé par les travaux d'Okafor (1998), Colin *et al.* (2007), Adeyanju (2008), Ofoefule & Uzodinma (2009) et Kpata *et al.* (2011). Ils ont montré que sans apport d'inoculum ou sans Co-digestion le pH de déchets de manioc avant et après méthanisation reste acide. Par ailleurs le pH du milieu réactionnel devient moins acide à la fin de la méthanisation, ce qui n'est pas le cas dans cette étude.

L'acidité a légèrement augmenté dans chaque digesteur à la fin de la méthanisation. La pelure de manioc et l'effluent de manioc sont acides en raison de leur composition (richesse en amidon, présence de composés cyanogéniques).

L'acidité des effluents et pelures bruts (manioc IAC) observés avant l'alimentation des digesteurs sont en partie due à l'étape de fermentation en aérobie des déchets. La fermentation est fonction des conditions de conservation (épiluchures et effluents), à la variété de manioc et de la qualité des pelures.

L'augmentation de l'acidité pourrait s'expliquer par une faible population microbienne incapable de transformer la totalité des acides gras, acides aminés, l'hydrogène libérés ; ce qui entraîne leur accumulation au cours de l'hydrolyse et l'acidogénèse (Rouez, 2008).

Les baisses de pH n'ont cependant pas eu d'effet inhibiteur sur la méthanisation dans ces digesteurs bien que la zone favorable à la réalisation de la méthanogénèse en termes de pH, étant comprise entre 6,8 et 7,5 (Delfosse, 2010) n'a pas été atteint.

Il est important de signaler que l'évolution du pH au cours de la méthanisation n'est pas linéaire Adeyanju (2008), Ofoefule et Uzodinma (2009) et Kpata *et al.* (2011). En dehors d'une connaissance exacte de l'évolution du pH entre le début et la fin de la méthanisation, il est délicat de se prononcer sur les différentes phases (acidogénèse, acétogénèse, méthanogénèse) de la méthanisation.

La production de biogaz a été observée au niveau des réacteurs malgré leur différente composition. Cette production dans les digesteurs s'explique par l'activité des bactéries hydrolytiques et fermentaires. Dans le cas des matières organiques non solubles, les bactéries hydrolytiques et fermentaires hydrolysent les substrats organiques (polysaccharides, protéines et lipides) en oligo-éléments ou monomères (monosaccharides, acides gras, acides aminés) à l'aide d'enzymes extracellulaires secrétées (protéases, lipases, cellulases...), permettant de rendre disponible la matière organique nécessaire à son assimilation dans le métabolisme microbien. Au cours de l'acidogénèse, les matières organiques issues de l'hydrolyse et qui sont

déjà sous forme soluble sont métabolisées en acides gras volatils (AGV) (acétate, propionate, butyrate, isobutyrate, etc.), en alcools, en acides organiques autres que les AGV, en hydrogène et en dioxyde de carbone (Jin, 2011).

En général les différences observées au niveau des volumes de biogaz produits s'expliquent par la variation de l'activité microbienne dans les différents réacteurs. Cette variation est fonction du pH du milieu (acide ou basique), de la composition du substrat, de la taille de la matière à digérer et du ratio du mélange (effluent-épluchures) Kpata *et al.* (2011).

La nature et la quantité des espèces microbiennes présentes et actives ainsi que la biodégradabilité de la MO des DM constituent les principales caractéristiques biologiques des déchets organiques. La quantité des microorganismes a une importance considérable sur la dégradation de la matière, notamment en anaérobiose (Rouez, 2008). Une faible activité microbienne dans le digesteur entraîne une faible production de biogaz. A l'opposé, une activité microbienne intensive entraîne une forte production de biogaz. La faible activité microbienne est due à des effets inhibiteurs partiels ou totaux en rapport avec l'augmentation de l'acidité dans le digesteur (Maramba, 1978), à la concentration élevée de certaines molécules minérales (Smith, 1993), à la présence de lignine qui est peu dégradable (Trazié, 2007), à la sédimentation du substrat (Lacour, 2012).

Le volume de biogaz produit au niveau du réacteur contenant de l'effluent pur est plus de trois fois supérieure à celui produit au niveau du réacteur contenant des épluchures pures. Cette différence énorme est justifiée par le fait que le taux de matière sèche des pelures de manioc est élevé (Kra *et al.*, 2018) ce qui rend difficile la matière à digérer. Les conditions pour le développement et la prolifération des microorganismes n'est pas favorable ce qui implique inéluctablement une faible production de biogaz qui est observée. Il n'est pas propre à la digestion par voie humide (MS>15%). A l'opposé l'effluent avec un taux de matière sèche inférieur à 10% est favorable à la digestion anaérobie par voie humide, au développement et la prolifération des microorganismes.

Pour diminuer la teneur en MS trop élevée des pelures, faciliter la matière à digérée et accélérer la phase de l'hydrolyse, un apport en jus de manioc aux épluchures de manioc est nécessaire. Dans les trois réacteurs contenant des mélanges la production de biogaz la plus élevée est observée dans le R₃ avec un mélange d'effluent-épluchures de pourcentage égal. Quant aux deux autres réacteurs (R₂ et R₅) où des mélanges inverses ont été faites, la production de biogaz la plus élevée est observée au niveau du réacteur où l'apport en épluchure est faible et l'apport en effluent est élevé (R₂=100g de pelures + 150g d'effluent). Cette comparaison montre que les pelures offrent moins de surface de fixation et d'action aux microorganismes

pour leur dégradation lorsque le milieu est peu humide d'une part. D'autre part la production de biogaz élevée dans R₃ par rapport à R₂ montre que dans le milieu humide la DA est favorable, cependant une bonne connaissance du ratio du mélange est capitale pour booster la production. En effet un mélange mal fait peut inhiber ou ralentir la DA alors qu'un mélange bien fait stimule la DA. Ce ratio doit être fixé lors d'une étude. Il garantit un milieu de digestion robuste et peu sensible à une acidification.

Les teneurs en méthane issus des déchets purs et des mélanges par rapport aux volumes de biogaz produits sont faibles. Okafor (1998), Adeyanju (2008), Ofoefule & Uzodinma (2009) et Kpata *et al.* (2011) montrent que les déchets de manioc produisent peu de méthane comparativement à la quantité de biogaz et que la codigestion et le malaxage améliore la productivité.

La teneur en méthane du biogaz produit au niveau du R₅ contenant uniquement des pelures (41,40%) est supérieure à celle du biogaz produit au niveau de R₁ qui ne contient que de l'effluent pur (39,60%). Dans les réacteurs contenant les mélanges, la teneur en méthane la plus faible (43,30%) est observée au niveau de R₃. Par ailleurs cette teneur est supérieure aux teneurs en méthane issus des réacteurs contenant des déchets purs. Quant aux deux autres réacteurs contenant des mélanges à des proportions inverses, la teneur en méthane la plus élevée est observée au niveau du réacteur contenant le pourcentage de pelures le plus élevé. Les teneurs les plus élevées observées au niveau des réacteurs (R₅, R₄, R₂ et R₃) montrent que les pelures de manioc sont plus productrices de méthane que l'effluent. Bien que l'effluent produise plus de biogaz, il contient plus d'impureté que le biogaz produit avec les pelures.

La teneur faible en méthane au niveau de l'effluent, les teneurs élevées au niveau des réacteurs (R₅, R₄, R₂ et R₃) pourrait s'expliquer par le type de réaction impliquant, le type de bactéries qui y interviennent et/ou par une faible présence de certaines bactéries (acétotrophes). En effet la production de méthane est due à deux groupes de bactéries méthanogènes, les bactéries acétotrophes et les bactéries hydrogénotrophes (Jin, 2011). Les premières (bactéries acétotrophes) par une réaction de décarboxylation transforment l'acide acétique en méthane et en gaz carbonique et ont des croissances lentes comprises entre 2 et 10 jours (Grasius *et al.*, 1997). Généralement, environ 70% du méthane est produit par cette voie (Moletta, 2002). Par contre, les secondes (bactéries hydrogénotrophes) par une réaction de réduction du carbone transforment l'hydrogène et le gaz carbonique en méthane et en eau, et ont des temps de dédoublement de l'ordre de quelques heures (Moletta, 2002). Généralement environ 30 % du méthane est produit par cette voie (Jin, 2011).

La faible teneur en méthane au niveau du réacteur 1 s'explique donc par une faible présence de bactéries acétotrophes. L'effluent de manioc offre un milieu favorable au développement et à la prolifération bactéries hydrogénotrophes mais pas des bactéries acétotrophes.

La teneur élevée en méthane au niveau du réacteur 5 s'explique donc par une forte présence de bactéries acétotrophes. Les pelures de manioc offrent un milieu favorable au développement et à la prolifération bactéries acétotrophes mais pas des bactéries hydrogénotrophes.

Les teneurs les plus élevées sont obtenues au niveau des mélanges parce qu'ils offrent un milieu favorable au développement et à la prolifération des bactéries acétotrophes et hydrogénotrophes. Cependant le mélange du réacteur 4 constitue un milieu complet, milieu de plein épanouissement pour ces bactéries.

La faible teneur en méthane au niveau du réacteur 3 par rapport au réacteur 2 (apport de pelures dans R_3 supérieur à l'apport de pelures dans R_2) pourrait s'expliquer par une inhibition de l'activité des bactéries acétotrophes.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le but du travail est de déterminer la teneur en méthane du biogaz produit à partir des déchets de manioc en vue de réduire la pression du bois de chauffe dans le processus de cuisson de l'attiéké.

Il ressort que les déchets de manioc dans leur décomposition en absence de dioxygène génèrent une quantité plus ou moins importante de biogaz contenant du méthane.

La quantité de méthane contenue dans ce biogaz est faible. En outre la teneur de méthane la plus élevée (47,7%) a été obtenue dans le réacteur 4 (150g de pelures + 100g d'effluent).

Ces résultats montrent que le mélange de pelures-effluent de manioc à une proportion de 3/2 donne un rendement meilleur mais s'avère moins satisfaisante. Pour améliorer la productivité on pourrait ramener le pH à la neutralité par l'apport d'urine, de bouse de vache, de cendre, des déchets de porc, de la soude, envisager la digestion thermophile.

En perspectives, il serait mieux de mener des études à long termes, portant sur :

- le bilan carbone des déchets de la filière manioc en Côte d'Ivoire ;
- l'aspect énergétique en Côte d'Ivoire (transformation du biogaz issu de la transformation des déchets de manioc en électricité) ;
- l'aspect environnemental, social et économique pour la mise en place d'usines de transformation des déchets de manioc en biogaz pour sa commercialisation dans une région sous-alimentée en gaz butane en Côte d'Ivoire ;
- la transformation du digesta en engrais (compostage) ;
- la mesure de l'évolution journalière du pH lors de la production du biogaz ;
- faire une analyse élémentaire des déchets de manioc.

REFERENCES

- Adejumo B.A. & Ola F.A. (2011). The effect of cassava effluent on the chemical composition of agricultural soil, Department of Agricultural Engineering Ladoke Akintola University of Technology, Nigeria, 7 p.
- Adeyanju A.A. (2008). Effect of seeding of wood-ash on biogas production using pig waste and cassava peels. *Journal of engeneering and applied sciences*, 3 (3): 242-245.
- Afilal M.E., Elasri O. & Merzak Z. (2014). Caractérisations des déchets organiques et évaluation du potentiel Biogaz (Organic waste characterization and evaluation of its potential biogas), Laboratoire de Biologie des plants et microorganismes, Université Mohamed Premier, Maroc, 10 p.
- Afuye G.G. & Mogaji K.O. (2015). Effect of cassava effluents on domestic consumption of 'shallow well' water in Owo Local Government Area, Ondo State, Nigeria *Physical Sciences Research International*, 3 (3): 37-43.
- Ahring B.K., Sandberg M. & Angelidaki I. (1995). Des acides gras volatils comme indicateurs de déséquilibre processus dans des digesteurs anaérobies. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43: 559-565.
- Akpingny K. L. & Koulou N. (2017). Fiche technicoéconomique du manioc. Rapport d'étude de l'ANADER (Côte d'Ivoire), 8 p.
- Amani G., Nindjin C., N'Zué B., Tschannen A. & Aka D. (2007). Potentialités à la transformation du manioc (*Manihot esculenta* Crantz) en Afrique de l'Ouest, Actes de l'atelier international UAA-CSRS-CNRA-I2T, 4-7 juin 2007, Abidjan, Côte d'Ivoire, 341 p.
- Bachmann N., Deront M., Fruteau L.H., Holliger C., Membrez Y. & Wellinger A. (2011). Optimisation des tests standardisés de digestibilité dans des réacteurs batch, Rapport final, 79 p.
- Bartoletti A. & Madamour J. (2015). Manuel de réalisation d'une unité de méthanisation « Low-tech » pour la production de biogaz, 48 p.
- Bastide G. (2015). Méthanisation. Service Prévention et Gestion des Déchets, Direction Consommation Durable et Déchets - ADEME Angers, 19 p.
- Bensmail L. & Touzi A. (2012). Valorisation de la biomasse à des fins énergétiques : Contribution de la production de biogaz au développement durable, Université de Béchar, Algérie, 8 p.
- Berglund M. & Börjesson P. (2006). Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenergy*, 30: 254-266.

- Berrada A. & Benmaach A. (2009). Étude de conception d'un système de production de biogaz. Projet dans le cadre du programme de baccalauréat en génie électromécanique, 96 p.
- Blin J., Tattsidjodoung P. & Richardson Y. (2010), Cours de Biomasse énergie, Master en GEER/ER, fondation 2IE : Ouagadougou, 22 p.
- Bollon J. (2012). Etude des mécanismes physiques et de leur influence sur la cinétique de méthanisation en voie sèche : essais expérimentaux et modélisation. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (Chimie, Procédés, Environnement), 276 p.
- Braun R. & Wellinger A. (2002). Potential of co-digestion (Task 37). IEA Bioenergy.
- Buffiere P., Bayard R. & Germain P. (2009). Freins et développements de la filière biogaz : les besoins en recherche et développement. Rapport final, 135 p.
- Burton C.H. & Turner C. (2003). Manure management: treatment strategies for sustainable agriculture. United Kingdom: Silsoe Research Institute, 451 p.
- Christophe J-D (2016). *La bouse* : historique, importance et écosystème. Thèse, Ecole nationale vétérinaire de Toulouse, 82 p.
- Colin X., Farinet J.L., Rojas O. & Alazard D. (2007). Anaerobic treatment of cassava starch extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. *Bioresource Technology*, 98 (8): 1602-1607.
- Cuzin N., Farinet J.L., Segretain C. & Labat M. (1992). Methanogenic Fermentation of Cassava Peel Using a Pilot Plug Flow Digester. *Bioresource Technology*, 41 (3): 259-264.
- Delfosse P. (2010). Microbiologie de la digestion anaérobie, compte rendu. Centre de recherche public Gabriel Lippmann, 20 p.
- FAO. (1992). Biogas processes for sustainable development. MARCHAIM U.
- Hack G., Fruteau H.L. & Holliger C. (2015). Détermination de la production de méthane d'installations de digestion industrielles à partir de tests BMP en laboratoire. Rapport final, 76 p.
- Hess J. (2007). Modélisation de la qualité du biogaz produit par un fermenteur méthanogène et stratégie de régulation en vue de sa valorisation. Automatique / Robotique. Université Nice, Sophia Antipolis, 229 p.
- Hill D. & Barth C. (1977). A dynamic model for simulation of animal waste digestion. *Journal of the Water Pollution Control Association*, 10: 2129-2143.

- Houngue C.F.C., Houngan K.T. & Adjovi C.E. (2015). Contribution à la régulation de la température au sein d'un digesteur de type batch utilisant un système de chauffage de type solaire. *Afrique SCIENCE*, 11(3): 10-20.
- Ihedioha J.I. (2002). The clinicopathologic significance of enriching grated cassava mash with red palm oil in the production of gari. *Plant Foods for Human Nutrition*, 57 (3-4): 295-305.
- Jin B.Z., (2011). Procédé de traitement anaérobie des boues et de valorisation du biogaz. Thèse de Doctorat, École Nationale Supérieure des Industries Chimiques Spécialité : Génie des Procédés et des Produits, Institut National Polytechnique de Lorraine (France), 236 p.
- João A.A. (2010). Bio méthanisation des déchets putrescibles municipaux – technologies disponibles et enjeux pour le Québec. Essai, centre universitaire de formation en environnement université de sherbrooke, 99 p.
- Jlaidi M. & Amahrouch A. (1995), Maintenance des digesteurs à Biogaz, volume 4, Centre de développement des énergies Renouvelables (CDER), Maroc.
- Kalloum S., Khelafi M., Djaafri M., Tahri A. & Touzi A. (2007). Etude de l'influence du pH sur la production du biogaz à partir des déchets ménagers. *Revue des Energies Renouvelables*, 10(4): 539-543.
- Kozo I., Hisajima S. & Dangh R.J. (1996). Utilization of Agricultural wastes for biogas production in Indonesia, In: Traditional technology for environmental conservation and sustainable development in the Asia Pacific region. 9th Ed., 134-138.
- Kpata K.E.N., Gnagne T., Konan F.K., Kouamé M.K., Kouamé F.Y. & Tano K. (2011). Optimisation de la biométhanisation des effluents de manioc issus de la filière de fabrication de l'attiéké (semoule de manioc). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(6): 2330-2342.
- Kra E.K.F., Adama O. & Lebi (2018). Characterization of waste from "attiéké" (*cassava semolina*) process for the dimensioning of bio-methane's digester. *International journal of applied science and research*, 1 (3): 1-18.
- Krabi E.R., Assamoi A.A., Ehon A.F., Bréhima D., Niamké L.S. & Thonart P. (2015). Production d'attieke (couscous à base de manioc fermenté) dans la ville d'Abidjan. *European Scientific Journal*, 11 (15): 1857-7881.
- Krinkels M. (2004). Biogas production gains ground. *Manure Matters*, Summer, 3 p.

- Lacour J. (2012). Valorisation de la fraction organique de résidus agricoles et autres déchets assimilés à l'aide de traitements biologiques anaérobies. PhD Thesis, Institut National des Sciences Appliquées, Université de Lyon (France), 217 p.
- Lansing S., Botero R.B. & Martin J.F. (2008). Waste treatment and biogas quality in small scale agricultural digesters. *Bioresource Technology*, (99): 5881-5890.
- Legube T. & Arnaud T. (2011). Quand le traitement des effluents produit de l'énergie, *Environnement & Technique*, 5 (312): 52-53.
- Lucas J.J. (1987). Estudo comparativo de biodigestores modelos Indiano e Chinês. Botucatu. (Tese de Doutorado), Universidade Estadual Paulista, 114 p.
- Maramba F.D. (1978). Biogas and waste recycling. The philipine experience. Academic press: 172-202.
- Massé D.I., Croteau F., Patni N.K. & Masse L. (2003). Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10degree C and 15degree C. *Canadian Biosystems Engineering*, 45: 61-66.
- Mata-Alvarez J. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, *IWA Publishing*, London, UK, 336 p.
- Moletta R., Verrier D. & Albagnac G. (1986). Dynamic modelling of anaerobic digestion. *Water Research*, 20 : 427-434.
- Moletta R. (2002). Technologies du traitement des effluents par méthanisation, Tec & Doc Lavoisier, 20 p.
- Moletta R. (2009) Le traitement des déchets, TEC&DOC, 2009, 685 p.
- Ngoma P.M. (2015). Study of anaerobic biodegradation of *Mangifera indica* (mango) and *Manihot utilissima* (cassava) leaves. Thèse de Doctorat. Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech (Belgique), 157 p.
- Nsavyimana G. (2015). Modélisation des processus physiques et biologiques dans des fosses septiques et voies de valorisation des boues de vidange : application à Bujumbura Burundi. Thèse, université de Liège faculté des sciences unité "Assainissement et Environnement", 427 p.
- N'zué B., Zohouri G.P., Djédji & Tahouo O. (2013). Bien cultiver le manioc en Côte d'Ivoire, 4 p.
- Ofoefule A.U. & Uzodinma E.O. (2009). Biogas production from blends of cassava (*Manihot utilissima*) peels with some animal wastes. *International Journal of Physical Sciences*, 4 (7): 398-402.

- Okafor N. (1998). An integrated Bio-system for the disposal of Cassava Wastes. In Proceedings: Internet conference on Integrated Bio-systems in Zero Emissions Applications.
- Oswaldo K., Tavares M.H.F., Gomes S.D., Torres D.G.B. & Fleck L. (2013). Influence of hydraulic retention time on the anaerobic treatment of cassava starch extraction effluent using a one-phase horizontal reactor. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 11 (1): 1118-1120.
- Parawira W., Murto M., Zvauya R. & Mattiasson B. (2006). Comparative Performance of a UASB Reactor and an Anaerobic Packed- Bed Reactor when treating potato wasteleachate. *Renewable Energy*, 31(6): 893-903.
- Patricio M.D.V., Thierry T., Akou A., Victoria B. & Konan A. (2017). Analyse de la chaine de valeur du manioc en Côte d'Ivoire. Rapport final, 169 p.
- Pépin T.H. & Martin J. (2003). Conversion biochimique de la biomasse : Aspects technologiques et environnementaux, université catholique de Louvain, 27 p.
- Plateforme-Re-Sources (2015). La méthanisation dans le traitement des déchets biodégradables en Afrique et dans les caraïbes, 8 p.
- Ricard M-A., Drolet V., Coulibaly A., Laflamme C.B., Charest C., Forcier F., Lachance M-P., Pelletier F., Levasseur P., Pouliot F., Godbout S. & Lemay S. (2010). Développer un cadre d'analyse et identifier l'intérêt technico-économique de produire du biogaz à la ferme dans un contexte québécois. Rapport final, 242 p.
- Roger P., Alazard D., Gaime-Perraud I., Garcia J-L., Labat M. & Roussos S. (1999). Les recherches à l'IRD sur la dépollution et la valorisation de déchets agricoles et agro-industriels. Communication à la Conférence-Débat : « L'environnement: une priorité pour l'agriculture; traiter et recycler les déchets ». Salon International de l'Agriculture, 13 p.
- Rongead (2017). Etude sur la filière amidon de manioc en Côte d'Ivoire. Rapport d'étude, 25 p. http://www.rongead.org/IMG/pdf/diagnostic_de_la_filiere_manioc_en_cote_d_ivoire_15_12_2015_final.pdf.
- Rouez M. (2008). Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. Thèse, institut national des sciences appliquées de Lyon, sciences de l'environnement industriel et urbain, 259 p.
- Smith K.R. (1993). Fuel combustion, air pollution exposure and health: the situation in developing countries. *Annual Review of Energy and the Environment*, 18: 529-566.

- Suwanasri K., Trakulvichean S., Grudloyma U., Songkasiri W., Commins T., Chaiprasert P. & Tanticharoen M. (2015). Biogas – Key Success Factors for Promotion in Thailand. *Journal of Sustainable Energy & Environment Special Issue*, 8: 25-30.
- Tchobanoglous G., Theisen H. & Vigil S. (1993). *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw Hill.
- Teguh W.W., Ahmad A., Ana N. & Elita R. (2009). Design and development of biogas reactor for farmer group scale, *Journal of Sustainable Energy & Environment Special*, 10: 121-129.
- Trazié G.M.I.B. (2007). Etude technique d'une unité de biométhanisation destinée à l'électrification rurale : application au monastère de keur moussa. Thèse, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, département génie mécanique, 123 p.
- Ubalua A.O. (2007). Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. *African Journal of Biotechnology*, 6 (18): 2065–2073.
- Zayed G. & Abdel-Motaal H. (2005). Bio-production of compost with low pH and high soluble phosphorus from sugar cane bagasse enriched with rock phosphate. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 21: 747-752.

ANNEXES

Annexe 1



Figure 1 : a) Digesteurs-fosses couverte par une membrane étanche, b) Digesteur horizontal en acier, c) Digesteur vertical en acier.

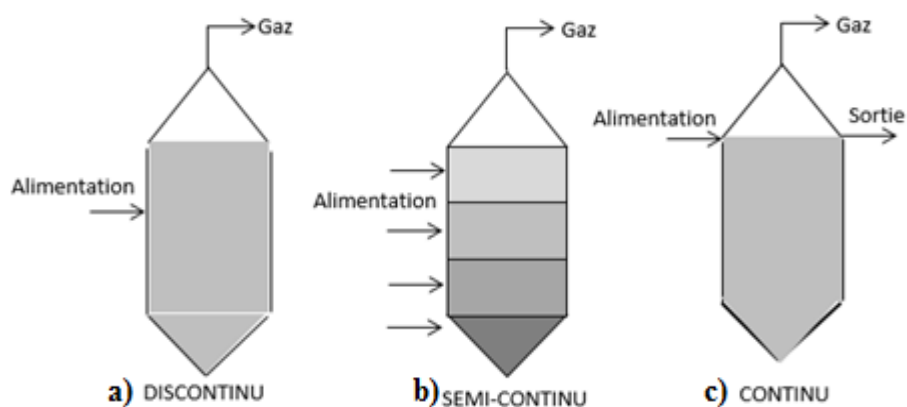


Figure 2 : Types de digesteurs selon leur mode d'alimentation et d'évacuation.

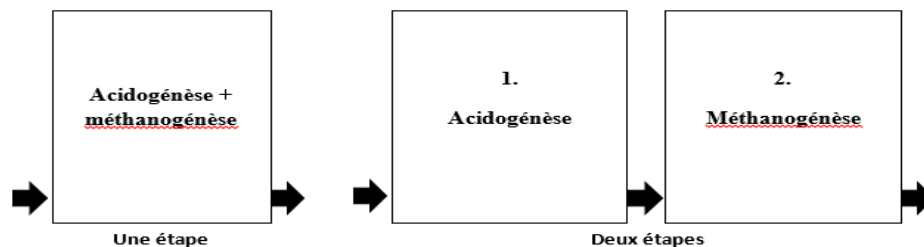


Figure 3 : Schéma de principe des digesteurs à une et deux étapes.

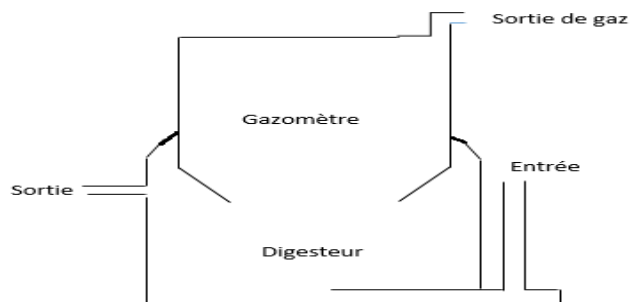


Figure 4 : Représentation schématique du digesteur (modèle indien) ARTI (Appropriate Rural Technology Institute).

Annexe 2

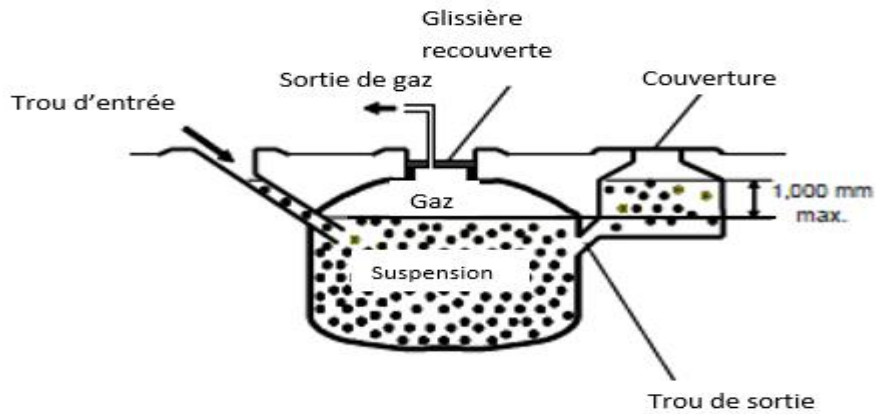


Figure 5 : Représentation schématique d'un digesteur à dôme encastré (modèle chinois).

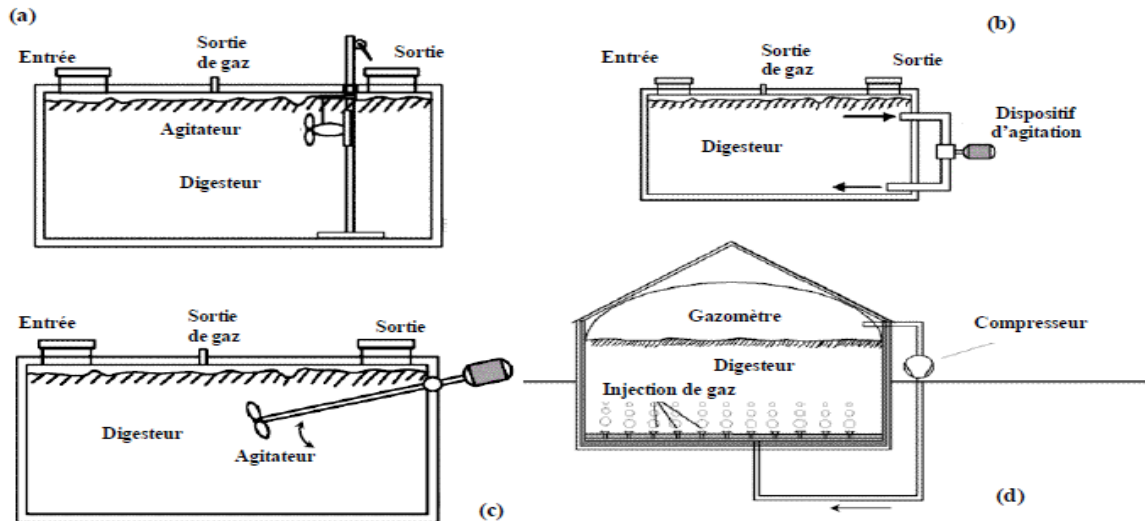
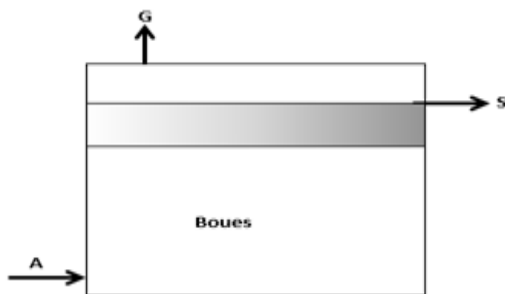
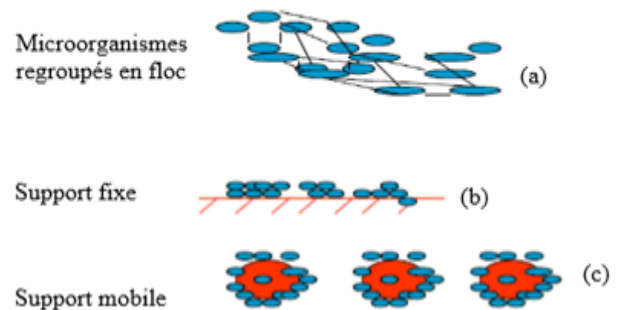


Figure 6 : Coupes schématiques de digesteurs infiniment mélangés, à l'aide de: (a) un rotor mécanique immergé dans le digesteur, (b) un dispositif d'agitation hydraulique, (c) une palette d'agitation disposée sur le côté, (d) un dispositif d'agitation par injection de biogaz.

Figure 7 : Schéma de digesteur à lit de boues
(A : Alimentation, G : Biogaz et S : Sortie de l'effluent)Figure 8 : Dessins de microorganismes libres (a)
et de microorganismes sur support (b et c)

RESUME

Dans ce travail il a été question d'étudier la productivité du biogaz à partir des déchets de manioc issu de la production de l'attiéké dans une région tropicale humide : cas de la ville de Yamoussoukro en vue de la détermination de sa teneur en méthane. Les déchets ont été récupérés de l'usine de transformation de manioc à l'INP-HB. Cinq réacteurs ($R_1=250\text{g}$ d'effluent, $R_2=100\text{g}$ de pelures + 150g d'effluent, $R_3=125\text{g}$ de pelures + 125g d'effluent, $R_4=150\text{g}$ de pelures + 100g d'effluent, $R_5=250\text{g}$ de pelures) ont été utilisés pour l'étude et ont fonctionné à une moyenne de 30°C . Les méthodes utilisées suivent les principes de mesure que l'installation AMPTS II pour le cas pratique. Théoriquement des formules mathématiques ont été utilisées. Au niveau des résultats, une quantité importante de biogaz (101 ; 115 ; 120 ; 111 et 29 ml au niveau des R_1, R_2, R_3, R_4, R_5) a été obtenue. Les teneurs en méthane respectives sont de 39,6% ; 46,1% ; 43,3% ; 47,7% et 41,4%. Ces résultats montrent que même si le teneur en méthane du biogaz issu de chaque mélange reste inférieur à 50%, la digestion anaérobie du mélange effluent-pelures produit plus de biogaz avec une teneur en méthane supérieure à celle des déchets purs. Ainsi le ratio du mélange effluent-pelures a un rôle capital pour booster la productivité du biogaz et rentabiliser sa teneur en méthane.

Mots clés : potentiel méthanogène, déchets de manioc, production d'attiéké, milieu tropicale humide (Yamoussoukro).

ABSTRACT

It was question in this work to study the productivity of biogas using cassava wastes issue of attiéké production in a tropical humid region: case of Yamoussoukro city in order of his tenner in methane determination. Wastes were recuperated in a cassava processor in INP-HB. Five reactors ($R_1=250\text{g}$ of effluent, $R_2=100\text{g}$ of peels+ 150g of effluent, $R_3=125\text{g}$ of peels + 125g of effluent, $R_4=150\text{g}$ of peels + 100g of effluent, $R_5=250\text{g}$ of peels) were used for the study and had functioned at about 30°C . Methods used follow the principles of measure like AMPTS II installation for practical case. Theoretically formula were used. As results an important variable quantity of biogas variables (101; 115; 120; 111and 29 ml in R_1, R_2, R_3, R_4, R_5) was obtained. The respective tenner in methane are 39.6%; 46.1%; 43.3%; 47.7% and 41.4%. These results chow that out the fact that the tenner in methane of biogas issue of each melange stay less 50%, anaerobe digestion of effluent-peels melange produce more than biogas with a tenner in methane superior at this of pure wastes. So the ratio of effluent-peels melange has a capital role to boost the productivity of biogas and rentabilise its tenner in methane.

Key words: potential methanogen, cassava's wastes, attiéké production, tropical humid mid (Yamoussoukro).