

Thèse en cotutelle

Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti

Présentée devant

L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France)
Ecole doctorale Chimie de Lyon (Chimie, Procédés, Environnement)

Et devant

L'Université Quisqueya (Haïti)
Ecole doctorale Société et Environnement

Pour obtenir le grade de docteur

Par

Joaneson LACOUR

Soutenue le 19 mars 2012 devant la commission d'examen :

Rémy BAYARD	MCF (LGCIE, INSA de Lyon)	Directeur de thèse
Pierre BUFFIERE	Professeur (LGCIE, INSA de Lyon)	Président
Evens EMMANUEL	Professeur (LAQUE, uniQ)	Directeur de thèse
Jean Fénel FELIX	Docteur (FAMV, UEH)	Rapporteur
Rémy GOURDON	Professeur (LGCIE, INSA de Lyon)	Examineur
Guy MATEJKA	Professeur (GRESE, ENSIL)	Rapporteur

Invités :

Paul VERMANDE	Professeur (CEFREPADE)
Pascale NAQUIN	Docteur (CEFREPADE, INSAVALOR)

Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon (France)

Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya (Haïti)

Valorisation de la fraction organique de résidus agricoles et autres déchets assimilés à l'aide de traitements biologiques anaérobies

INSA DE LYON - Ecoles Doctorales _ Année Universitaire 2011-2012

ECOLE DOCTORALE n° code national	RESPONSABLE PRINCIPAL	CORRESPONDANT INSA	LABORATOIRES RATTACHES	DIRECTEUR LABORATOIRE
ED CHIMIE DE LYON (Chimie, Procédés, Environnement) http://sakura.cpe.fr/ED206 EDA206	M. Jean-Marc LANCELIN CPE LYON 04.72.43.13.95 directeur@edchimie-lyon.fr secretariat@edchimie-lyon.fr Directrice Adjointe : Mme Bernadette CHARLEUX Bernadette.charleux@lcpp.cpe.fr	M. Rémy GOURDON 04.72.43.81.70 Patrick.germain@insa-lyon.fr	Matériaux : Ingénierie et Science - MATEIS Bât Blaise Pascal Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale - LGCIE Bât J.C.A. Coulomb Institut de Chimie et Biochimie Moléculaires et Supramoléculaires - ICBMS Bât Jules Verne	M. Joël COURBON Joel.courbon@insa-lyon.fr M. Ali LIMAM ali.limam@insa-lyon.fr M. Loïc BLUM INSA : M. Yves QUENEAU yves.queneau@insa-lyon.fr
<u>HISTOIRE, GEOGRAPHIE, AMENAGEMENT, URBANISME, ARCHEOLOGIE, SCIENCE POLITIQUE, SOCIOLOGIE, ANTHROPOLOGIE</u> (ScSo) EDA483	M. Lionel OBADIA Lionel.obadia@univ-lyon2.fr LYON 2 04.78.77.30.25 ou 04.78.69.72.76	M. Jean Yves TOUSSAINT 60.92 jean-yves.toussaint@insa-lyon.fr	Environnement, Ville, Société - EVS Bât Eugène Freyssinet	M. Jean-Yves TOUSSAINT Jean-yves.Toussaint@insa-lyon.fr
<u>ELECTRONIQUE, ELECTROTECHNIQUE, AUTOMATIQUE</u> (E.E.A.) EDA160 http://edeec.ec-lyon.fr	M. Gérard SCORLETTI ECL 04.72.18.60.97 gerard.scorletti@ec-lyon.fr		Génie Electrique, Electromagnétisme, Automatique, Microbiologie Environnementale et Applications - AMPERE Bât Antoine St Exupéry Centre de Recherche en Acquisition et Traitement d'Images pour la santé - CREATIS Bât Blaise Pascal Laboratoire de Génie Electrique et Ferroélectricité - LGEF Bât Gustave Ferrié Institut des Nanotechnologies de Lyon - INL Bât Blaise Pascal	M. Laurent NICOLAS INSA : M. Bruno ALLARD Bruno.Allard@insa-lyon.fr Mme Isabelle MAGNIN isabelle.magnin@insa-lyon.fr M. Daniel GUYOMAR Daniel.Guyomar@insa-lyon.fr M. Guy HOLLINGER Guy.hollinger@insa-lyon.fr
<u>EVOLUTION, ECOSYSTEMES, MICROBIOLOGIE , MODELISATION</u> http://biomsero.univ-lyon1.fr/E2M2 (E2M2) EDA 341	Mme Gudrun BORNETTE UCBL 1 04.72.43.12.94 e2m2@univ-lyon1.fr	M. CHARLES Hubert 04.72.43.80.85 Hubert.charles@insa-lyon.fr	Biologie Fonctionnelle, Insectes et Interactions – BF2I Bât Louis Pasteur	M. Yvan RAHBE Yvan.rahbe@insa-lyon.fr
INTERDISCIPLINAIRE SCIENCES- SANTÉ http://www.ibcp.fr/ediss (EDISS) EDA205	M. Didier REVEL UCBL 1 04.72.68.49.09 didier.revel@creatis.univ-lyon1.fr	M. Michel LAGARDE 04.72.43.82.40 Michel.Lagarde@insa-lyon.fr	Centre de Recherche en Acquisition et Traitement d'Images pour la santé - CREATIS Bât Blaise Pascal Laboratoire de recherche en Cardiovasculaire, Métabolisme, Diabétologie et Nutrition - CARMEN Bât Louis Pasteur Institut de Chimie et Biochimie Moléculaires et Supramoléculaires - ICBMS	Mme Isabelle MAGNIN isabelle.magnin@insa-lyon.fr M. Hubert VIDAL INSA : M. Michel LAGARDE Michel.Lagarde@insa-lyon.fr M. Loïc BLUM

			Bât Jules Verne Microbiologie, Adaptation et Pathogénie - MAP Bât Louis Pasteur	INSA : M. Yves QUENEAU yves.queneau@insa-lyon.fr Mme Nicole COTTE-PATTAT Nicole.Cotte-Pattat@insa-lyon.fr
ED MATERIAUX DE LYON http://www.ec-lyon.fr/sites/edml EDA 034	M. Jean-Yves BUFFIERE 04.72.43.85.54 ou 04.72.43.71.70 Jean-Yves.buffiere@insa-lyon.fr		Ingénierie des Matériaux Polymères - IMP Bât Jules Verne Matériaux : Ingénierie et Science - MATEIS Bât Blaise Pascal Institut des Nanotechnologies de Lyon - INL Bât Blaise Pascal	M. Philippe CASSAGNAU INSA : M. Etienne FLEURY Etienne.fleury@insa-lyon.fr M. Joël COURBON Joel.courbon@insa-lyon.fr M. Guy HOLLINGER Guy.hollinger@insa-lyon.fr
INFORMATIQUE ET MATHEMATIQUES DE LYON http://Infomaths.univ-lyon1.fr (InfoMath) EDA 512	M. Johannes KELLENDONK UCBL 1 04.72.43.19.05 kellendonk@math.univ-lyon1.fr		Institut Camille Jordan - ICJ Bât Léonard de Vinci Centre d'Innovation en Télécommunications et Intégration de services - CITI Bât Léonard de Vinci Décision et Information pour les Systèmes de Production - DISP Bât Léonard de Vinci Laboratoire d'Informatique en Images et Systèmes d'information - LIRIS Bât Blaise Pascal	Mme Elisabeth ROUY-MIRONESCU INSA : M.Jérôme POUSIN jerome.pousin@insa-lyon.fr M. Jean-Marie GORCE jean-marie.gorce@insa-lyon.fr Mme Valérie BOTTA-GENOULAZ Valerie.botta-genoulaz@insa-lyon.fr M. Attila BASKURT Attila.baskurt@insa-lyon.fr
MEGA DE LYON (MECANIQUE, ENERGETIQUE, GENIE CIVIL, ACOUSTIQUE) http://www.lmfa.ec-lyon.fr/autres/MEGA/index.html (MEGA) EDA162	M. Philippe BOISSE 04.72.43.63.96 ou 04.72.43.71.70 philippe.boisse@insa-lyon.fr		Centre de Thermique de Lyon - CETHIL Bât Sadi Carnot Centre de Recherche en Acquisition et Traitement d'Images pour la santé - CREATIS Bât Blaise Pascal Laboratoire de Mécanique des Contacts et des Structures - LaMCoS Bât Jean d'Alembert Laboratoire de Génie Electrique et Ferroélectricité - LGEF Bât Gustave Ferrié Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique - LMFA Bât Joseph Jacquard Laboratoire de Vibrations-Acoustique - LVA Bât Antoine de Saint Exupéry Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale - LGCIE Bât J. C.A. Coulomb Matériaux : Ingénierie et Science - MATEIS Bât Blaise Pascal	Mme Dany ESCUDIE Dany.Escudie@insa-lyon.fr Mme Isabelle MAGNIN isabelle.magnin@insa-lyon.fr M. Alain COMBESURE Alain.Combesure@insa-lyon.fr M. Daniel GUYOMAR Daniel.Guyomar@insa-lyon.fr M. Michel LANCE INSA : M. Jean Yves CHAMPAGNE Jean-Yves.Champagne@insa-lyon.fr M. Jean-Louis GUYADER Jean-louis.guyader@insa-lyon.fr M. Ali LIMAM ali.limam@insa-lyon.fr M. Joël COURBON Joel.courbon@insa-lyon.fr

Avant-Propos

Ce travail s'inscrit dans une dynamique de recherche-action multi-partenaire. Il impliquant entre autres, le LAQUE de l'uniQ (Haïti), le LGCIE de l'INSA de Lyon (France), la Rhumerie Barbancourt S.A (Haïti) et le CST de l'IISc. de Bangalore (Inde). En effet, avec son axe « *gestion et procédés de traitement des pollutions et rejets* », le LAQUE s'engage à apporter des réponses durables aux problèmes socio-environnementaux, liés aux pollutions dans les PED, à travers l'appropriation, l'application et l'adaptation de technologies rendues accessibles aux communautés marginalisées. Le LGCIE développe avec le LAQUE des actions d'échanges et de coopérations scientifiques depuis bientôt 10 ans. Le CST a une longue expérience dans la conception d'un grand nombre de technologies alternatives et durables au service du développement rural et de la protection de l'environnement dans les PED, dont le procédé de digestion anaérobie dit « 3 zones plug flow ». Un mémorandum d'accord, définissant les conditions d'utilisation, de développement et de diffusion de cette technologie en Haïti, a été signé entre les 3 entités universitaires.

Un partenariat université-entreprise privée haïtiennes au service du développement, a également été initié entre l'uniQ et la Rhumerie Barbancourt. La Rhumerie Barbancourt, fondée en 1862, transformant chaque année environ 20 000 tonnes de cannes à sucres en un rhum agricole à la saveur unique, est intéressée par la recherche de voies innovantes de valorisation matière et énergétique de la bagasse de canne à sucre et d'autres résidus agricoles, pour elle et au bénéfice de la collectivité. Elle a accompagné ce travail étude en accueillant le digesteur sur son domaine et en contribuant financièrement à la réalisation de l'expérience.

Ce travail de recherche vise à apporter une première contribution à une évaluation systémique des gisements de ces déchets et à l'étude des conditions de faisabilité, de développement et d'optimisation de leur valorisation, à des fins de réduction des impacts et nuisances, de production d'énergie et de recyclage de la matière par la digestion anaérobie. Il est réalisé suivant 3 niveaux d'approche. Le premier niveau d'approche présente un état des connaissances sur les gisements des déchets organiques et leur contexte de valorisation. Le second niveau propose une évaluation théorique et expérimentale des potentiels biométhanogènes de diverses catégories de déchets organiques produits en Haïti. Le troisième niveau apporte une contribution à l'évaluation des conditions de mise en œuvre et de diffusion de la technologie de la digestion anaérobie dans le contexte haïtien.

Remerciements

Vous souffrirez peut-être que ces quelques lignes s'en vont par-delà l'accompagnement scientifique pour rendre plutôt hommage à cette humanité qui a permis à ce travail d'arriver à son bout. La condition humaine s'épanouissant et s'élevant par sa gratitude, je veux saluer avec révérence la patience et les propos d'encouragement de mon Directeur, M. Remy BAYARD et du Professeur M. Remy GOURDON, même à un moment où les référentiels semblaient basculer dans l'inconnu. Mes premiers pas vers d'aussi vastes aventures scientifiques et humaines ont été guidés par le Professeur M. Evens EMMANUEL et accompagnés plus tard par le Professeur Emérite M. Paul VERMANNDE. Je les remercie profondément. Je remercie également Mme Pascalé NAQUIN, une conseillère bien plus qu'une collaboratrice, dont je reconnais le dynamisme et le sens de la mesure. Aux autres membres du jury de ma thèse, dont le Président, M. Pierre BUFFIERE, les rapporteurs, MM. Guy MATEJKA et Jean Fénéli FELIX, qui m'ont volontiers éclairé le passage. A des amis, dont je souhaite pouvoir suivre les traces, dont MM. Patrick GERMAIN et Jacques METHU. Une pensée reconnaissante au Rectorat de l'univ, en particulier M. Jacky LUMARQUE et Mme Mirlande H. MANIGAT pour m'avoir accordé leur confiance. Je remercie également la Coopération française en Haïti pour leur accompagnement à toutes les étapes de ce travail. L'engagement désintéressé de la Rhumerie Barbancourt fait l'éloge de l'altruisme de son PDG, M. Thierry GARDERE. Mes sincères remerciements à son endroit et à l'endroit de nombreux de sa belle équipe, dont MM. les Ingénieurs Jacques BOUCHEREAU, André Paul AMILCAR. Many thanks to DR. H. N. CHANARYA and to members of his young but dynamic research team, especially Shresha, Himanshu and Brinda, for their friendship and their solidarity. A tant d'amis d'ici et d'ailleurs dont j'ai eu la chance de croiser le chemin, au cours de ce segment du voyage, dont le seul lien de certitude intemporelle reste notre amitié. A Chantal GIRARD, Gaëlle DUCOM, Nathalie DUMONT et Carole GAGNAIRE pour leur grande gentillesse. A mes camarades de doctorat au LGCI : Claire, Lorenna, Baptiste, Marie, Aurelie, Boram et tous les autres. A Ronan, Julien, Hassen, Vincent et à l'esprit sportif. Ak tout kanmarad mwèn nan LAQUE la ak univ : Planeher, Elmyre, Ketty, Tingué, Anie, Osniek, Farah, Urbain ak tout lòt mwèn pa site yo. A Dorcas, dont la grande patience méritait de voir le bout ce parcours. A Plamena et à cette « belle amour humaine », dirait Trouillot. A Sagyne et à ces notes bleues partagées dans l'éternité. Aux souhaits bénis d'Anne-Laurence. A Falonne et à cet acte manqué. A l'amabilité de Patricia avant la dernière ligne droite. A Hélène comme source d'inspiration et de courage. A Ewa et Emma, des amis plus que des collègues. A Herby et à la patience mon immersion littéraire. A Lucyille, Mackenrood, John Peter, Jean Michel, Léa et à l'esprit de fraternité. A tou(t)s mes ami(s). A mes parents. A Elsa et à cette promesse que dois le dernier mot. Merci.

A mes parents,
M. Jean Mary LACOUR,
Mme Marie Jeannine JEAN-BAPTISTE LACOUR.

« Je vous dois plus que cette vie ».

A la mémoire de Granma Irma JEAN GUSTAVE.

A Jean Christophe FERNANDES, à son œuvre et à sa mémoire.

Résumé

Dans les espaces ruraux et périurbains d'Haïti, les déchets et résidus organiques générés principalement par les activités agricoles et agroindustrielles, sont traditionnellement valorisés *in situ* dans l'alimentation animale comme provende, dans la fertilisation des sols comme amendement organique et/ou à des fins énergétiques comme combustibles. Parallèlement, au niveau des villes, les déchets organiques sont majoritairement éliminés sans aucune forme de ségrégation dans des décharges non contrôlées. Ce travail de recherche a voulu mettre l'accent sur l'opportunité de valoriser ces déchets par la méthanisation approchée comme une voie alternative de traitement biologique des déchets organiques fermentescibles.

Le travail d'évaluation des gisements de déchets organiques a mis en évidence que la mauvaise gestion de ces gisements entraîne une perte annuelle de « déchets-ressource » estimée à près de 2 960 000 tonnes de matière sèche, potentiellement convertibles en 367 500 000 Nm³ de méthane ou 310 000 tep, correspondant à environ 16% de la couverture énergétique finale des ménages à l'échelle nationale.

L'approche expérimentale à l'échelle de laboratoire a permis d'évaluer les potentiels biométhanogènes de certaines catégories de déchets d'origine agricole, dont la bagasse, le chou et les déjections de bovins, porcins et poulets, ainsi que les possibilités d'optimisation des cinétiques de digestion anaérobie par des moyens peu onéreux comme la réduction de la taille des particules, l'augmentation du ratio $Inoculum_{MV}/Substrat_{MV}$ et les effets de synergie liés à la co-digestion.

Des recherches à l'échelle du pilote de terrain ont également été réalisées. Un digesteur a été construit sur le modèle des digesteurs indiens et suivi pendant plusieurs semaines. Malgré les conditions particulières de mise en œuvre du pilote, les essais réalisés ont démontré la faisabilité de la filière avec la technologie rustique sélectionnée. Le temps de retour sur investissement pour un fonctionnement optimal du digesteur pilote a été estimé à 5 ans.

Abstract

In rural and peri-urban areas of Haiti, organic wastes and residues generated mainly by agricultural activities and agribusiness, are traditionally valued *in situ* in animal feeding as feed, in the fertilization of the soil as organic conditioner and/or for energy purposes as fuels. In parallel, the organic wastes of the cities are predominantly eliminated without any form of segregation in non-controlled landfills. This research work aimed to place the emphasis on the opportunity of valuing these wastes by biomethanation as an alternative way of biological treatment of organic biodegradable wastes.

The exercise of assessment of organic wastes production has highlighted a loss of wastes-resources estimated at about 2 960 000 tons of dry matter *per annum*, potentially convertible into 367 500 000 Nm³ of methane or 310 000 toe, corresponding to approximately 16% of recovery of the final energy demand of the households of the whole country.

The experimental approach at laboratory scale allowed to assess the ultimate biomethane potential of different types of agricultural wastes like bagasse, cabbage and cattle, pigs and chickens manures as well as the possibilities of optimizing the kinetics of anaerobic digestion by some inexpensive means as the reduction of the particles size, the increase of ratio I_{VS}/S_{VS} , the nutrient balance and the synergy effects of co-digestion.

The special conditions of implementation of the pilot approach have demonstrated the feasibility of the development of biomethanation technology, with a return period of about 5 years.

Table des matières

AVANT-PROPOS	8
REMERCIEMENTS	10
LISTES DES TABLEAUX	27
LISTE DES FIGURES	28
LISTE DES PUBLICATIONS DE L'AUTEUR	30
LISTE DES ACRONYMES ET ABREVIATIONS	31
INTRODUCTION GÉNÉRALE	33
PREMIÈRE PARTIE -.....	37
APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE	37
CHAPITRE I. DECHETS ORGANIQUES ET OPTIONS DE TRAITEMENT DANS LES PED	39
I.1 TERMINOLOGIE ET GISEMENTS DES DECHETS ORGANIQUES	39
I.1.1. <i>Déchets</i>	39
I.1.2. <i>Déchets organiques et inorganiques</i>	39
I.1.3. <i>Limitation de cadre des déchets organiques</i>	40
I.2 TRAITEMENT DES DECHETS ORGANIQUES	40
I.2.1. <i>Stockage et élimination : mise en décharge</i>	41
I.2.2. <i>Conversion et valorisation matière</i>	42
I.2.2.1. <i>Provende et alimentation animale</i>	43
I.2.2.2. <i>Traitement biologique aérobie, production de matières fertilisantes et compostage</i>	43
I.2.2.3. <i>Brûlis et production de fertilisants minéraux</i>	44
I.2.3. <i>Valorisation énergie et élimination</i>	45
I.2.3.1. <i>Élimination ou valorisation directe par combustion</i>	45
I.2.3.2. <i>Traitement biologique anaérobie ou valorisation différée par méthanisation</i>	46
CHAPITRE II. PRINCIPES ET TECHNOLOGIES DE DIGESTION ANAEROBIE : CAS DES PED	47
II.1 ASPECTS METABOLIQUES, MICROBIOLOGIQUES ET THERMODYNAMIQUES.....	47
II.1.1. <i>Etapas de digestion anaérobie</i>	47
II.1.1.1. <i>Hydrolyse et acidogénèse</i>	47
II.1.1.2. <i>Acétogénèse</i>	48
II.1.1.3. <i>Méthanogénèse</i>	48
II.2 DIGESTEURS ANAEROBIES ET PROCÉDES DE DIGESTION.....	49
II.2.1. <i>Généralités</i>	49
II.2.2. <i>Dimensionnement d'un digesteur anaérobie</i>	49
II.2.2.1. <i>Modèles cinétiques de dimensionnement</i>	50
II.2.2.2. <i>Paramètres et variables empiriques de dimensionnement</i>	51
II.2.2.2.1. <i>Volume utile</i>	51
II.2.2.2.2. <i>Temps de rétention</i>	51
II.2.2.2.3. <i>Taux de charge organique</i>	51
II.2.2.2.4. <i>Production journalière de biogaz</i>	52
II.2.2.2.5. <i>Rendement technologique</i>	52
II.2.2.2.6. <i>Volume du gazomètre</i>	52
II.2.2.2.7. <i>Ratio volume de digesteur/volume de gazomètre</i>	53
II.3 FONCTIONNEMENT D'UN DIGESTEUR ANAEROBIE.....	53
II.3.1. <i>Etapas de mise en route</i>	53
II.3.1.1. <i>Tests et procédures de vérification avant démarrage</i>	53
II.3.1.2. <i>Inoculation et remplissage initial</i>	54
II.3.1.3. <i>Démarrage</i>	54
II.3.1.4. <i>Mise en service et fonctionnement</i>	55
II.3.2. <i>Suivi, maintenance et réparation</i>	56
II.3.2.1. <i>Contrôles généraux</i>	56
II.3.2.2. <i>Dysfonctionnement et réparation</i>	56
II.3.3. <i>Paramètres généraux de fonctionnement</i>	57
II.3.3.1. <i>Facteurs d'influence</i>	57
II.3.3.1.1. <i>Température</i>	57
II.3.3.1.2. <i>pH</i>	58

II.3.3.1.3.	<i>Pré-traitements</i>	58
II.3.3.1.4.	<i>Granulométrie</i>	59
II.3.3.1.5.	<i>Agitation</i>	60
II.3.3.2.	<i>Paramètres globaux</i>	60
II.3.3.2.1.	<i>Balance nutritionnelle</i>	60
II.3.3.2.2.	<i>Production de méthane</i>	60
II.3.4.	<i>Types de digesteurs anaérobies</i>	61
II.3.4.1.	<i>Digesteurs discontinus</i>	62
II.3.4.2.	<i>Digesteurs semi-continus conventionnels</i>	63
II.3.4.2.1.	<i>Digesteurs à dôme encastré</i>	64
II.3.4.2.2.	<i>Digesteurs à cloche mobile</i>	66
II.3.4.3.	<i>Digesteurs continus</i>	67
II.3.4.3.1.	<i>Digesteurs infiniment mélangés</i>	67
II.3.4.3.2.	<i>Digesteurs de type piston</i>	68
II.4	VOIES D'UTILISATION DES PRODUITS DE LA DIGESTION ANAEROBIE.....	69
II.4.1.	<i>Fraction solide du digestat</i>	69
II.4.2.	<i>Fraction liquide du digesteur</i>	70
II.4.3.	<i>Biogaz</i>	70
CHAPITRE III.	GESTION DES DECHETS ORGANIQUES EN HAITI.....	71
III.1.	GENERALITES.....	71
III.2.	GESTION INFORMELLE OU « SPONTANEE » DES DECHETS ORGANIQUES EN MILIEU RURAL.....	72
III.2.1.	<i>Présentation générale du milieu rural haïtien</i>	73
III.2.1.1.	<i>Hypothèses socio-économiques</i>	73
III.2.1.2.	<i>Situation du secteur agricole</i>	74
III.2.2.	<i>Pratiques traditionnelles de traitement des déchets organiques</i>	77
III.3.	GESTION INEXISTANTE OU NON SEGREGATIVE DES DECHETS ORGANIQUES D'ORIGINE URBAINE.....	77
III.3.1.	<i>Limitations du cadre réglementaire et légal</i>	78
III.3.2.	<i>Prise en compte des déchets organiques dans la gestion</i>	79
III.3.2.1.	<i>Pratiques traditionnelles et tendance majoritaire de mise en décharge</i>	79
III.3.2.2.	<i>Tentatives récentes de tri et ségrégation des déchets et valorisation matière</i>	81
III.3.2.3.	<i>Initiatives de compostage</i>	82
III.3.2.4.	<i>Initiatives de méthanisation</i>	83
CHAPITRE IV.	GISEMENTS ET POTENTIEL DE VALORISATION DES DECHETS ORGANIQUES EN HAÏTI.....	86
IV.1.	CONTEXTE.....	86
IV.2.	EVALUATION DE GISEMENTS DE DECHETS ORGANIQUES EN MILIEU RURAL.....	87
IV.2.1.	<i>Approches méthodologiques</i>	87
IV.2.1.1.	<i>Méthodes d'évaluation des gisements de résidus de récolte</i>	91
IV.2.1.2.	<i>Méthodes d'évaluation des gisements de déchets animaux</i>	91
IV.2.1.3.	<i>Méthodes d'évaluation du potentiel biométhanogène des déchets et résidus d'origine rurale</i> 92	
IV.2.2.	<i>Résultats de l'évaluation des gisements de déchets en milieu rural</i>	94
IV.2.2.1.	<i>Gisements de résidus de récoltes</i>	94
IV.2.2.2.	<i>Evaluation quantitative des gisements de déjections animales</i>	99
IV.2.3.	<i>Potentiel biométhanogène des résidus végétaux et animaux</i>	102
IV.3.	DECHETS ORGANIQUES EN MILIEU URBAIN.....	103
IV.3.1.	<i>Approches méthodologiques</i>	103
IV.3.1.1.	<i>Méthodes d'évaluation des gisements</i>	103
IV.3.1.2.	<i>Méthodes d'évaluation du potentiel biométhanogène des déchets organiques urbains</i>	104
IV.3.2.	<i>Résultats de l'évaluation</i>	104
IV.3.3.	<i>Potentiel biométhanogène des déchets organiques urbains</i>	107
IV.4.	CONCLUSION.....	108
DEUXIEME PARTIE.....	111	
APPROCHE EXPERIMENTALE DE LABORATOIRE.....	111	
CHAPITRE V. POTENTIELS BIOMETHANOGENES SPECIFIQUES DES GISEMENTS DE DECHETS ORGANIQUES.....	113	

V.1.	CADRE METHODOLOGIQUE DE LA CARACTERISATION BIO-PHYSICO-CHIMIQUE	113
V.2.	ECHANTILLONNAGE DES GISEMENTS DE DECHETS.....	114
V.2.1.	<i>Choix et collecte d'échantillons de bagasse de canne à sucre entre autres résidus ligno-cellulosiques</i>	115
V.2.2.	<i>Choix et collecte d'échantillons de chou entre autres résidus herbacés et assimilés</i>	116
V.2.3.	<i>Choix et collecte d'échantillons de lisier de porc, bouse de vache et fiente de poulet entre autres déjections animales</i>	116
V.3.	CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SUBSTRATS.....	117
V.3.1.	<i>Analyses gravimétriques des échantillons</i>	117
V.3.2.	<i>Analyses de lixiviat</i>	117
V.3.3.	<i>Analyses élémentaires des échantillons solides</i>	118
V.3.4.	<i>Analyses de fibres</i>	118
V.4.	ETUDES DU POTENTIEL BIOMETHANOGENE (PBM).....	120
V.4.1.	<i>Généralités</i>	120
V.4.2.	<i>Composantes standardisées des milieux de digestion</i>	120
V.4.2.1.	<i>Inoculum d'ensemencement</i>	120
V.4.2.2.	<i>Milieu nutritif</i>	121
V.4.3.	<i>Conditions opératoires générales</i>	121
V.4.4.	<i>Production théorique de biogaz</i>	122
V.4.5.	<i>Analyses de la composition du biogaz</i>	123
V.4.6.	<i>Courbes de régression des productions cumulées spécifiques</i>	125
V.4.6.1.	<i>Régression exponentielle de premier ordre</i>	125
V.4.6.2.	<i>Modèle de Gompertz</i>	125
V.4.7.	<i>Conditions opératoires optimisées</i>	125
V.4.7.1.	<i>Taille des particules de substrats</i>	127
V.4.7.2.	<i>Ratio carbone/azote (C/N)</i>	128
V.4.7.3.	<i>Ratio inoculum/substrat (I/S)</i>	128
V.4.7.4.	<i>Agitation manuelle ou mécanique</i>	128
V.4.7.5.	<i>Recharge des digesteurs batch</i>	128
V.4.7.6.	<i>Co-digestion à 2 composantes de la bagasse avec d'autres substrats</i>	128
CHAPITRE VI. CARACTERISATION BIO-PHYSICO-CHIMIQUE DES SUBSTRATS		130
VI.1.	CADRE GENERAL DE L'ETUDE DE CARACTERISATION DES SUBSTRATS.....	130
VI.2.	ANALYSES DE PARAMETRES BIO-PHYSICO-CHIMIQUES.....	130
VI.2.1.	<i>Taux de MS, MV et éléments chimiques majeurs constitutifs des substrats</i>	132
VI.2.2.	<i>Fractions pariétales et biodégradabilité des substrats</i>	134
VI.2.3.	<i>Fractions solubles des substrats</i>	135
VI.2.4.	<i>Conditions d'adaptation et d'optimisation des essais de potentiels biométhanogènes spécifiques des substrats en mono-digestion</i>	135
VI.2.4.1.	<i>Stœchiométrie et potentiels biométhanogènes théoriques</i>	135
VI.2.4.2.	<i>Réduction de la taille particulière de la bagasse</i>	136
VI.2.4.2.1.	<i>Objectif et mode opératoire spécifiques</i>	137
VI.2.4.2.2.	<i>Synthèse des résultats</i>	137
VI.2.4.2.3.	<i>Discussion des résultats</i>	138
VI.2.4.2.4.	<i>Synthèse conclusive</i>	138
VI.2.4.3.	<i>Essais PBM sur bagasse en Haïti</i>	139
VI.2.4.3.1.	<i>Objectifs et mode opératoire spécifiques</i>	139
VI.2.4.3.2.	<i>Synthèse des résultats</i>	140
VI.2.4.3.3.	<i>Discussion des résultats</i>	141
VI.2.4.3.4.	<i>Synthèse conclusive</i>	142
VI.2.4.4.	<i>Simplification de la composition du milieu nutritif, augmentation du ratio inoculum/substrat et batch expansif</i>	142
VI.2.4.4.1.	<i>Objectif et mode opératoire spécifiques</i>	142
VI.2.4.4.2.	<i>Synthèse des résultats</i>	144
VI.2.4.4.2.1.	<i>Présentation des résultats sur les capacités hydrolytiques et méthanogènes spécifiques de l'inoculum</i> 144	
VI.2.4.4.2.2.	<i>Présentation des résultats des essais PBM sur substrats végétaux : bagasse et chou</i> ...	145
VI.2.4.4.2.3.	<i>Présentation des résultats des essais PBM sur substrats animaux</i>	146

VI.2.4.4.3.	<i>Discussion des résultats</i>	148
VI.2.4.4.3.1.	<i>Capacités hydrolytiques et méthanogènes de l'inoculum</i>	148
VI.2.4.4.3.2.	<i>Essais PBM sur substrats végétaux : bagasse et chou</i>	149
VI.2.4.4.3.3.	<i>Essais PBM sur substrats animaux</i>	151
VI.2.4.4.4.	<i>Synthèse conclusive</i>	152
VI.2.4.5.	<i>Digestion de la bagasse en présence d'un co-substrat</i>	152
VI.2.4.5.1.	<i>Objectif et mode opératoire spécifiques</i>	152
VI.2.4.5.2.	<i>Synthèse des résultats</i>	153
VI.2.4.5.2.1.	<i>Présentation des résultats de la bagasse comme témoin positif</i>	153
VI.2.4.5.2.2.	<i>Présentation des résultats de co-digestion à 2 composants de la bagasse avec le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets</i>	154
VI.2.4.5.3.	<i>Discussion des résultats</i>	156
VI.2.4.5.3.1.	<i>Bagasse en mono-digestion comme témoin positif</i>	156
VI.2.4.5.3.2.	<i>Co-digestion de la bagasse et le chou</i>	156
VI.2.4.5.3.3.	<i>Co-digestion de la bagasse et le lisier de porcins</i>	157
VI.2.4.5.3.4.	<i>Co-digestion de la bagasse et la bouse de bovins</i>	158
VI.2.4.5.3.5.	<i>Co-digestion de la bagasse et la fiente de poulets</i>	159
VI.2.4.5.4.	<i>Synthèse conclusive</i>	160
VI.3.	CONCLUSION	161
	TROISIEME PARTIE -	162
	APPROCHE EXPERIMENTALE PILOTE	162
	CHAPITRE VII. MISE EN ŒUVRE D'UNE UNITE DE DIGESTION ANAEROBIE	164
VII.1.	CONTEXTE	164
VII.2.	OBJECTIFS DE L'ETUDE	164
VII.2.1.	<i>Objectifs scientifiques</i>	164
VII.2.2.	<i>Objectifs opérationnels</i>	164
VII.3.	CHOIX DU PROCEDE « 3-ZONE PLUG FLOW » ET RAISONS JUSTIFICATIVES	165
VII.3.1.	<i>Aspects généraux</i>	165
VII.3.2.	<i>Processus itératifs et antécédents</i>	165
VII.3.3.	<i>Caractéristiques spécifiques et critères technologiques justificatifs</i>	166
VII.3.4.	<i>Modifications et innovations structurales et fonctionnelles</i>	168
VII.3.4.1.	<i>Plan rectangulaire et disposition horizontale</i>	168
VII.3.4.2.	<i>Gestion de l'équilibre inter-étape à partir de l'« entrée »</i>	168
VII.3.4.3.	<i>Gazomètre à couverture flottante et pression constante du biogaz</i>	169
VII.4.	ETUDES ET TRAVAUX DE CONSTRUCTION	169
VII.4.1.	<i>Calendrier des activités et dates importantes</i>	170
VII.4.2.	<i>Etudes, implantation et construction</i>	170
VII.4.3.	<i>Dimensionnement du digesteur</i>	171
VII.4.3.1.	<i>Critères de dimensionnement</i>	171
VII.4.3.2.	<i>Paramètres de dimensionnement</i>	171
VII.4.3.3.	<i>Pression interne consécutive au dimensionnement</i>	172
VII.4.4.	<i>Traitement du sous-sol et construction des principaux compartiments</i>	173
VII.4.4.1.	<i>Implantation et traitement du sous-sol</i>	173
VII.4.4.2.	<i>Construction et finition du digesteur</i>	173
VII.4.5.	<i>Tests d'étanchéité à l'eau et au gaz</i>	174
VII.5.	DEMARRAGE ET SUIVI DU DIGESTEUR	175
VII.5.1.	<i>Matériels, équipements et méthodes</i>	175
VII.5.1.1.	<i>MS et MV</i>	175
VII.5.1.2.	<i>Inoculation</i>	175
VII.5.1.3.	<i>Alimentation</i>	176
VII.5.1.4.	<i>Paramètres environnementaux de suivi</i>	176
VII.5.1.5.	<i>Production volumique de biogaz</i>	176
VII.5.1.6.	<i>Composition du biogaz</i>	176
VII.5.2.	<i>Résultats et discussion sur la mise en fonctionnement du pilote</i>	177
VII.5.2.1.	<i>Ajouts et conditionnement de l'inoculum</i>	177
VII.5.2.2.	<i>Alimentation en bagasse et projection de production de méthane</i>	178

VII.5.2.3.	<i>Activité biométhanogène.....</i>	179
VII.5.2.4.	<i>Utilisation des produits issus du digesteur.....</i>	181
VII.6.	OPTIMISATION DU FONCTIONNEMENT DU DIGESTEUR PILOTE	182
VII.6.1.	<i>Propositions liées au substrat de digestion.....</i>	182
VII.6.2.	<i>Propositions liées aux facteurs externes.....</i>	182
CHAPITRE VIII.	BILAN TECHNOLOGIQUE DE LA MISE EN ŒUVRE	184
VIII.1.	ASPECTS GENERAUX	184
VIII.2.	COUTS D'INVESTISSEMENT A LA MISE EN PLACE DU DIGESTEUR PILOTE.....	185
VIII.2.1.	<i>Coûts de traitements du sous-sol du site d'implantation.....</i>	185
VIII.2.2.	<i>Coûts de construction du digesteur pilote.....</i>	186
VIII.3.	FAISABILITE ECONOMIQUE LIEE AU FONCTIONNEMENT DU DIGESTEUR	188
VIII.3.1.	<i>Bilan économique annuel de fonctionnement.....</i>	188
VIII.3.1.1.	<i>Coûts annuels.....</i>	188
VIII.3.1.2.	<i>Revenus annuels.....</i>	188
VIII.3.2.	<i>Analyse sommaire de la faisabilité économique.....</i>	190
VIII.3.2.1.	<i>Profit annuel.....</i>	190
VIII.3.2.2.	<i>Temps de recouvrement.....</i>	190
VIII.4.	CONCLUSION.....	191
	CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES.....	193
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	198
	ANNEXES.....	213

Listes des tableaux

Tableau 1: Problèmes courants, causes et solutions éventuelles.....	57
Tableau 2 : Zones agro-écologiques et cultures représentatives (source : GRET et FAMV (1991)).	76
Tableau 3: Principaux produits agricoles et agro-industriels d'Haïti en 2008 (Viy), départements géographiques et zones agro-écologiques des superficies exploitées (Source : Lacour et al.(2011)).	88
Tableau 4: Indices résiduels des principaux groupes de cultures	89
Tableau 5 : Effectifs des cheptels bovins, porcins et de poulets en 2008 et principaux départements géographiques de production.	90
Tableau 6: Productions spécifiques de déjections des bovins, porcins et poulets.	90
Tableau 7: Taux de matière sèche (MS), matière volatile (MV), productions spécifiques méthane en $Nm^3_{CH_4} \cdot tonne^{-1}_{MV}$ des résidus de végétaux et animaux (Source : Lacour et al. (2011)).	92
Tableau 8: Gisements des résidus végétaux en Distribution géographique des principaux gisements de résidus végétaux d'Haïti en 2008.	96
Tableau 9 : Potentiels biométhanogènes (PBM) spécifiques des résidus végétaux et animaux exprimés en tonnes de MS et MV.....	102
Tableau 10: Potentiels biométhanogènes et gisements des déchets organiques urbains en termes de MS et MV.	107
Tableau 11: Récapitulatif des principales analyses physico-chimiques.....	119
Tableau 12: Récapitulatif des conditions de mises en œuvre et d'optimisation des principales séries PBM.	127
Tableau 13: Principaux paramètres bio-physico-chimiques des substrats.....	131
Tableau 14: Formules chimiques et potentiels biométhanogènes théoriques des substrats.	136
Tableau 15: Principaux paramètres cinétiques des essais PBM réalisés sur les 2 échantillons de bagasse.....	138
Tableau 16 : Principaux paramètres cinétiques des productions spécifiques de biogaz et de CH_4 pour les essais PBM sur bagasse réalisés en Haïti.....	141
Tableau 17: Principaux paramètres de mise en œuvre des activités biométhanogènes liées à la cellulose et l'acétate de sodium et des représentations cinétiques de leur production de CH_4 , à partir du modèle de Gompertz.....	145
Tableau 18: Principaux paramètres de mise en œuvre des activités biométhanogènes liées aux substrats d'origine végétale et des représentations de leurs productions de CH_4 , d'après le modèle de Gompertz.	146
Tableau 19: Principaux paramètres cinétiques des activités biométhanogènes des substrats d'origines animales et des représentations de leurs productions spécifiques de CH_4 , selon le modèle de Gompertz.....	148
Tableau 20 : Principaux paramètres cinétiques des activités biométhanogènes de la co-digestion à 2 composants de la bagasse (BAG), en présence du chou (CHU), du lisier de porcins (POC), de la bouse de bovins (VAC), de la fiente de poulets (AVI) et des représentations de leurs productions spécifiques de CH_4	156
Tableau 21: Calendrier des différentes activités.	170
Tableau 22: Paramètres de production et de consommation d'énergie déterminant le volume du digesteur anaérobie.	171
Tableau 23: Dimensions et capacités volumiques disponibles pour les phases solides, liquides et/ou gazeuses au niveau des différents compartiments du digesteur.....	172
Tableau 24: Paramètres spécifiques du gazomètre et de la poutre impliquant les pressions fonctionnelle et maximale du digesteur.....	173
Tableau 25: Quantités de MB, MS, MV et charge organique d'inoculum ajoutées au digesteur.....	177
Tableau 26: Paramètres d'alimentation en substrat du digesteur pilote.....	179
Tableau 27 : Paramètres de fonctionnement du digesteur pilote anaérobie.....	181
Tableau 28: Matériaux et coûts de traitement du sous-sol du digesteur.....	185
Tableau 29: Matériaux et coûts des travaux de construction du digesteur et du gazomètre.....	187
Tableau 30: Coûts annuels liés au fonctionnement du digesteur pilote.....	188
Tableau 31: Revenus annuels liés au fonctionnement du digesteur pilote.	190
Tableau 32 : Paramètres d'évaluation de la faisabilité économique de la mise en place du digesteur pilote	190

Liste des figures

Figure 1: Synopsis de la filière de traitement biologique aérobie (Gourdon, 2004).	44
Figure 2: Principales étapes de la digestion anaérobie et leurs groupes de microorganismes respectifs.....	47
Figure 3: Représentation schématiques du digesteur type Ducellier-Isman, avec gazomètre amovible, sorties de liquide à faible taux de MS (L), d'effluents (E) et de gaz (G) (Source : Brakel (1980)).	62
Figure 4: Coupe Schématique d'un digesteur CIEH de petite capacité (Source : Degoulet (1984)).	63
Figure 5: Représentation schématique d'un digesteur à dôme encastré, avec zone de mélange et conduite d'entrée du substrat (1); digesteur proprement dit (2); zone de compensation et de sortie du digestât (3); gazomètre (4); conduite de gaz (5); zone d'accès au digesteur, muni d'un couvercle fixé et scellé au digesteur (6); différence de niveau ou pression de gaz en cm de colonne d'eau (7); mousse flottante (8); accumulation de boue épaisse (9); sédimentation (10); ligne de base zéro ou hauteur de remplissage à de pression de gaz nulle (11) (Source : Sasse (1988)).	65
Figure 6: Description schématique d'un digesteur Puxin fonctionnant à partir de déjections animales et excréments humains (source : Puxin (2009)).	66
Figure 7: Représentation schématique d'un digesteur à cloche mobile (1), avec zone de mélange et conduite d'admission du substrat (2); trop-plein au niveau de la conduite de sortie (3); gazomètre muni d'un dispositif de blocage de la mousse (4); sortie de gaz et robinet principal (5); structure de guidage du couvercle du gazomètre (6); différence de niveau ou pression de gaz en cm de la colonne d'eau (7); mousse flottante (8); accumulation de mousse épaisse (9); sédimentation (10); joint d'eau (11) (Source : Sasse (1988)).	66
Figure 8: Représentation schématique du digesteur ARTY (Source : (Müller, 2007)).	67
Figure 9: 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, un dispositif d'agitation par injection de biogaz (Source : (ISAT-GTZ, 1999).	68
Figure 10: Distribution géographique des principaux gisements de résidus végétaux d'Haïti en 2008.	95
Figure 11: Distribution géographique des gisements de déjections de bovins, porcins et poulets d'Haïti en 2008.	101
Figure 12: Distribution géographique des principaux gisements déchets urbains d'Haïti en 2008.	106
Figure 13: Démarche méthodologique alternative à la valorisation matière/énergie des déchets/ressources organiques (à droite) par rapport au scénario BAU (à gauche).	114
Figure 14: Fractions pariétales et résidus de solubilisation des substrats mis en évidence par la méthode Van Soest (Van Soest et Wine, 1967; Achour, 2008).	119
Figure 15: Représentation schématique du suivi de la production spécifique (méthode manométrique) et de la composition du biogaz (méthode CPG-TCD) lors d'un test PBM au LGCIE.	123
Figure 16: Représentation schématique du suivi respectif des productions spécifiques de biogaz et de méthane (méthode manométrique) lors d'un test PBM au LAQUE.	124
Figure 17 : Principales fractions pariétales des substrats.	134
Figure 18 : Moyennes des productions spécifiques de biogaz (a) et des productions spécifiques de CH ₄ avec représentation de leurs paramètres cinétiques (b) pour des échantillons de bagasse de diamètres particulières de 1 mm (BAG _A) et 10 mm (BAG _B).	137
Figure 19: Moyennes et écart-types des productions spécifiques de biogaz (a) et de CH ₄ (b) pour la bagasse avec leurs représentations cinétiques respectives, selon le modèle de Gompertz.	140
Figure 20: Moyennes des températures et des productions spécifiques journalières de CH ₄ pour la bagasse (a); corrélation entre la production spécifique de CH ₄ et la température moyenne journalières (b).	140
Figure 21: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH ₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de cellulose (CEL).	144
Figure 22: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH ₄ avec leurs représentations cinétiques, selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas d'acétate de sodium (NAA).	144
Figure 23: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH ₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de bagasse (BAG).	145
Figure 24: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH ₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de chou (CHU).	146

Figure 25: Productions spécifiques de biogaz (a, b, c) et moyennes des productions respectives de CH ₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle de Gompertz (d, e, f) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de lisier de porcins (POC), de bouse de bovins (VAC) et de fiente de poulets (AVI).	147
Figure 26: Moyennes des productions spécifiques de biogaz (a) et de CH ₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG).	154
Figure 27: Production spécifique de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH ₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec le chou (CHU).	154
Figure 28 : Productions de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH ₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec le lisier de porcins (POC).	155
Figure 29: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH ₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec la bouse de bovins (VAC).	155
Figure 30 : Productions de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH ₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec la fiente de poulets (AVI).	155
Figure 31: Représentation des effets d'additivité liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et le chou (CHU).	157
Figure 32: Représentation des effets de synergie de la co-digestion entre la bagasse (BAG) et le lisier de porcins (POC).	158
Figure 33: Représentation des effets de synergie liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et la bouse de bovins (VAC).	159
Figure 34: Représentation des effets de synergie liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et la fiente de poulets (AVI).	160
Figure 35: Représentation schématique du principe de fonctionnement d'un digesteur anaérobie "3-zone plug flow".	167
Figure 36: Production résiduelle instantanée de méthane à partir de l'inoculum.	178
Figure 37: Variations de pH (a) et de température (b) au cours de l'expérience pilote.	180
Figure 38: (a) Productions cumulées de biogaz et de méthane à partir de la bagasse (BAG) et (b) concentrations partielles instantanées d'oxygène dans le biogaz.	181

Liste des publications de l'auteur

Publications dans des revues avec comité de lecture

J. Lacour, R. Bayard, E. Emmanuel, R. Gourdon. *Evaluation du potentiel de valorisation par digestion anaérobie des gisements de déchets organiques d'origine agricole et assimilés en Haïti*. Déchets Sciences & Techniques - Revue Francophone d'Ecologie Industrielle - N° 60 – 2011.

J. Lacour & R. Bayard. *Méthanisation : il faut y aller !* Gestion des déchets ménagers : Regards croisés. Revue Liaison Énergie-Francophonie de l'IEPF. Numéro 90, 4^{ème} trimestre 2011, p. 41-46.

A. Bras, J. Lacour. Gestion des déchets solides à Port-au-Prince. Conjonction (Port au Prince). Numéro 221-222, 2009, p. 79-96.

E. Emmanuel, J. Lacour, K. Balthazard-Accou, O. Joseph. *Ecological hazard assessment of the effects of heavy metals and nutrients contained in urban effluents on the bay ecosystems of Port-au-Prince (Haiti)*. Accepted (Ref.: AQUA LAC 14/08). UNESCO/IHP-LAC AquaLac scientific journal.

Contribution à la rédaction d'ouvrages de vulgarisation scientifique

CEFREPADE (Centre Francophone de Recherche Partenariale sur l'Assainissement, les Déchets et l'Environnement). *Compostage des déchets ménagers dans les pays en développement : Modalités de mise en place et de suivi d'installations décentralisées pérenne_ Guide méthodologique pour la gestion pérenne des unités de compostage. Ouvrage rédigé collectivement*. En fin de rédaction.

E. Emmanuel, K. Théléys, J. Lacour, M. Jr Plancher, K. Balthazard-Accou, R. Angerville, O. Joseph. *Pollution et altération des eaux terrestres et maritimes. Conséquences de la dégradation quantitative et qualitative de la ressource en termes de perte de biodiversité*. In. : Breton J.-M. (ed). *Valorisation durable des ressources en eau et développement local durable (Caraïbe - Amérique latine - Océan Indien)*. Paris : Karthala, 2008, pp 165 – 184.

Communications orales dans des conférences internationales

J. Lacour, R. Bayard, E. Emmanuel, R. Gourdon. *Méthanisation de déchets agricoles : source d'énergie alternative pour des populations marginalisées d'Haïti*. 21st Annual Conference 2009, November 12th-14th. Indiana University, Bloomington, Indiana (USA).

J. Lacour, A. Bras, R. Bayard, E. Emmanuel, R. Gourdon. *Solid Waste Management and Anaerobic Digestion Status in Haiti*. Séminaire CST-IISc, Bangalore (Inde), 24 Juillet 2009.

J. Lacour, R. Bayard, E. Emmanuel, R. Gourdon. *Investigation of sugar cane bagasse as a co-substrate for aerobic and anaerobic biotreatment of organic residues in Haiti*. CIEMADeS, 3rd International Conference, December 11-13 2008, Gurabo (Puerto Rico).

Liste des acronymes et abréviations

ADEME	:	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ADF	:	Acid detergent fiber
ADL	:	Acid detergent lignin
AECID	:	Agence Espagnole de Coopération Internationale pour le Développement
AFD	:	Agence Française de Développement
AFNOR	:	Association française de Normalisation
AGV	:	Acide Gras Volatile
AIDG	:	Appropriate Infrastructure Development Group
ARENE	:	Agence régionale pour l'environnement et les nouvelles énergies
ARTI	:	Appropriate Rural Technology Institute
ASTRA	:	Application of Science and Technology for Rural Areas
AVCI	:	Années de vie corrigées du facteur incapacité
BID	:	Banque Internationale de Développement
BME	:	Bureau des Mines et de l'Énergie
BNDAI	:	Banque Nationale de Développement Agricole et Industrielle
CEFREPADE	:	Centre Francophone de Recherche Partenariale sur l'Assainissement, les Déchets et l'Environnement
CID	:	Carbone inorganique dissous
CIEH	:	Comité Interafricain d'Études Hydrauliques
CNRS	:	Centre National de Recherche Scientifique
CNTP	:	Condition normale de température et de pression
COD	:	Carbone organique dissous
CPG	:	Chromatographie en Phase Gazeuse
CST	:	Centre for Sustainable Technology
CSTR	:	Concrete Stirred Tank Reactor
CUPP	:	Communauté Urbaine de Port-au-Prince
DAA	:	Déchets agricoles et agroindustriels
DCO	:	Demande Chimique en Oxygène
DCT	:	Détecteur à Conductibilité Thermique
DIB	:	Déchets industriels banals
DINEPA	:	Direction Nationale de l'Eau Potable et Assainissement
DMA	:	Déchets Ménagers et Assimilés
EDH	:	Electricité d'Haïti
FAMV	:	Faculté d'Agronomie et de Médecine Vétérinaire
FAO	:	Programme des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
GATAP	:	Groupe d'Appui Technique et d'Action Pédagogique
GIDE	:	Gestion intégrée des déchets
GPL	:	Gaz de pétrole liquéfié
GRET	:	Groupe de recherche et d'échanges technologiques
GTZ	:	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
IEA	:	International Energy Agency
IFAD	:	Fonds International pour le Développement Agricole
IHSI	:	Institut Haïtien de Statistique et d'Informatique
IICA	:	Institut Interaméricain de Sciences Agricoles
IISc.	:	Indian Institute of Sciences
I_{MV}/S_{MV}	:	Inoculum/substrat sur la base de matière volatile
INSA	:	Institut National des Sciences Appliquées
IRAT	:	Institut de Recherches Agronomiques Tropicales
IRCOD	:	Institut Régional de Coopération au Développement

ISAT	:	Information and Advisory Service on Appropriate Technology
ISO	:	International Standard Organisation
JORF	:	Journal officiel de la République Française
KVIC	:	Khadi and Village Industries Commission
LAQUE	:	Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement
LGCIE	:	Laboratoire de Génie Civile et d'Ingénierie Environnementale
MDP	:	Mécanisme de Développement Propre
MS	:	Matière Sèche
MTPTC	:	Ministère des Travaux Publics, Transports et Communications
MV	:	Matière Volatile
NDF	:	Neutral detergent fiber
NERD	:	National Engineering Research Development Centre
NREL	:	National Renewable Energy Laboratory
OLR	:	Taux de charge organique (Organique Loading Rate)
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
ONG	:	Organisation Non Gouvernementale
PAM	:	Programme Alimentaire Mondial
PBM	:	Potentiel Biométhanogène
PCI	:	Produits gazeux de Combustion Incomplète
PED	:	Pays En Développement
PEHD	:	Polyéthylène haute densité
PEPPADEP	:	Programme pour l'Eradication de la Peste Porcine Africaine et pour le Développement de l'Elevage Porcin
PIB	:	Produit Intérieur Brut
PNUD	:	Programme des Nations Unies pour le Développement
RGPH	:	Recensement général de la population et de l'habitat
RT	:	Temps de séjour de substrat (Retention time)
SCA	:	Service Central d'Analyses
SEEUR	:	Service d'Entretien des Equipements Urbains et Ruraux
SIAAP	:	Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne
SMCRS	:	Service Métropolitain de Collecte des Résidus Solides
SOIL	:	Sustainable Organic Integrated Livelihoods
STEP	:	Station d'épuration
UCOMECA	:	Unité de Compostage des Ordures Ménagères du Cap-Haïtien
UEH	:	Université d'Etat d'Haïti
UNEP	:	United Nations Environment Programme
UniQ	:	Université Quisqueya
WB	:	World Bank
WTE	:	Waste-to-Energy

INTRODUCTION GÉNÉRALE

*« Ce qu'il y a de plus important à étudier dans une société,
ce sont les tas d'ordures ».*

(Du déchet: Philosophie des immondices : corps, ville, industrie _ M. Mauss, d'après C. Harpet)

Les déchets sont de la matière abandonnée, considérée comme inutilisable et sans valeur, voire à valeur négative, par une société, dans un contexte donné et à une période bien déterminée de sa marche évolutive. Or, la matière étant elle-même source de matière, celle constitutive des déchets, composée de molécules complexes et organisées, représente-t-elle *a priori* une ressource potentiellement valorisable.

Les déchets organiques et assimilés participent des récents débats mondiaux sur la gestion des déchets en général, la pollution des sols, des eaux et de l'air, l'accès à l'énergie, les changements climatiques, la déforestation, etc., tour à tour comme source de questionnements ou comme éléments de réponse. Ces déchets sont caractérisés par une cinétique de décomposition rapide notamment sous climats intertropicaux, impliquant des risques pour l'environnement et la santé humaine (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Dans le même temps, ils sont particulièrement adaptés aux processus de valorisation matière/énergie par traitements biologiques, dont le compostage et la digestion anaérobie (Bayard et Gourdon, 2009).

La digestion anaérobie peut jouer un rôle stratégique dans l'élaboration des systèmes de gestion des déchets, puisqu'elle est capable d'assurer le traitement de presque toutes les fractions biodégradables et généralement majoritaires des résidus agricoles, déjections animales, déchets ménagers, déchets de centres urbains et industriels, etc. La digestion anaérobie (ou méthanisation) est un processus biochimique complexe mis en œuvre en absence d'oxygène et faisant intervenir différentes communautés microbiennes dans la dégradation et la conversion de polymères de la matière organique en des produits finaux réduits, dont un biogaz à haute valeur énergétique (Mshandete *et al.*, 2006). Le biogaz est principalement composé de méthane (55-75% v/v) et de dioxyde de carbone (30-45% v/v) (Igoni *et al.*, 2008). Il représente une source d'énergie propre, renouvelable et alternative aux sources d'énergie conventionnelles, dont les combustibles fossiles, ayant des implications néfastes sur l'équilibre environnemental et dont les réserves diminuent à un rythme accéléré (Yadvika *et al.*, 2004). En outre, en complément à la valorisation énergétique, la digestion anaérobie produit également de la matière potentiellement utilisable comme amendement organique des sols, aux propriétés fertilisantes et phytosanitaires, au bénéfice des fermes et communautés agricoles (Schröder *et al.*, 2008).

L'agriculture représente de loin le secteur d'activité économique et social le plus important d'Haïti, générant environ 30% du PIB national (WB *et al.*, 2008). Elle constitue l'une des principales sources de revenu de près de 50% de la population haïtienne, soit plus de 65% de la population rurale estimée environ 5 millions d'habitants répartis en 800 000 exploitations agricoles (IHSI, 2005; WB *et al.*, 2008). A partir d'un tel poids économique relatif, de la nature et de la quantité de résidus qu'il génère, le secteur agricole haïtien compte parmi les plus importants gisements de déchets organiques du pays, avec un potentiel de valorisation élevé. Ces déchets sont éliminés, sinon valorisés à titre marginal et de façon traditionnelle au niveau des exploitations agricoles dans la gestion de la fertilité des sols, l'alimentation animale ou la production de chaleur, tandis que, au niveau des villes, les déchets organiques sont majoritairement éliminés sans aucune forme de ségrégation dans des décharges non contrôlées.

Ce travail de recherche vise à apporter une première contribution à une évaluation systématique des gisements de ces déchets et à l'étude des conditions de faisabilité, de développement et d'optimisation de leur valorisation, à des fins de réduction des impacts et nuisances, de production d'énergie et de recyclage de la matière par la digestion anaérobie.

La première partie du mémoire de thèse présente un état des connaissances sur les gisements des déchets organiques et leur contexte de valorisation. Les principales notions relatives à ces déchets et leurs options de traitement sont abordées, afin de faciliter la compréhension de leur logique de gestion et de mise en œuvre dans le contexte haïtien en particulier. Une évaluation des gisements des fractions organiques des déchets générés en zones rurales et urbaines et leur potentiel de valorisation par la méthanisation, a été réalisée selon une approche pessimiste permettant de conclure par une sous-estimation des ordres de grandeurs pour l'année 2008 prise comme référence.

La deuxième partie du travail propose une évaluation théorique et expérimentale des potentiels biométhanogènes de diverses catégories de déchets organiques produits en Haïti. Un groupe de 5 catégories de déchets a été retenu comme représentatif des principales caractéristiques physico-chimiques et des cinétiques de dégradation des principaux gisements de déchets organiques d'Haïti. Leurs taux de conversion ont été évalués à partir de leurs potentiels biométhanogènes théoriques déterminés par leurs formules stœchiométriques, rapportés à leurs potentiel biométhanogènes ultimes. Le jeu de facteurs d'influence de la méthanisation, dont la température, le pH, la réduction de la composition du milieu nutritif, la balance nutritionnelle, le ratio I_{MV}/S_{MV} , le diamètre particulaire des substrats et la co-digestion, a permis d'étudier l'adaptation et l'optimisation des essais standardisés aux conditions particulières d'Haïti.

La troisième et dernière partie du travail apporte une contribution à l'évaluation des conditions de mise en œuvre et de diffusion de la technologie de la digestion anaérobie dans le contexte haïtien. Différents paramètres et conditions de construction, de démarrage et de fonctionnement d'un digesteur pilote de taille familiale ont été suivis. Le temps de retour sur investissement a été évalué à partir des coûts d'investissement rapportés aux revenus estimés sur la base des produits générés par le processus biométhanogène. Les résultats généraux de fonctionnement de l'unité pilote de digestion anaérobie ont permis de conclure sur la faisabilité technique et financière de cette technologie.

PREMIÈRE PARTIE - APPROCHE BIBLIOGRAPHIQUE

*« Vin janbe lòtbò a la pou w al gade nan fatra madanm lan
pou w wè sa l te kwit yè dimanch ».*

(Ti Sentaniz _ M. Sixto)

CHAPITRE I. DÉCHETS ORGANIQUES ET OPTIONS DE TRAITEMENT DANS LES PED

I.1 Terminologie et gisements des déchets organiques

Il existe à peu près autant de représentations et de définitions des déchets qu'il existe d'intervenants aux différents niveaux de leur gestion et traitement. L'énoncé d'une catégorie de déchets, en dehors de sa mise en contexte, prête parfois à confusion et constitue souvent une source d'incompréhension mutuelle entre interlocuteurs d'horizons divers. Les clarifications rapportées ci-dessous servent de guide à la compréhension et à la précision du langage scientifique, autour de différentes notions des déchets en général et de leurs fractions organiques en particulier.

I.1.1. Déchets

D'après l'article L. 541-1 du code français de l'environnement, loi 75-633 du 15/07/75 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux (JORF, 1975), rapportée par Chauvin (2004), les déchets s'entendent par « *tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon* ». En d'autres termes rapportés par Igoni et al. (2008), d'après la New Edition of Concise English-Dictionary (1999), les déchets se réfèrent à « *tout ce qui est rejeté comme sans aucune utilité, sans valeur ou en excès dans un contexte donné* » ou encore, d'après Byrne (1997), « *tout matériau n'ayant aucune valeur directe pour son propriétaire et dont celui-ci voudrait se débarrasser* ». Le double aspect légal et économique respectivement de désappropriation et de perte d'utilité ou de valeur détermine l'importance des différents modes de traitement adaptés, en fonction de la nature et de la composition des déchets.

I.1.2. Déchets organiques et inorganiques

Les déchets, toutes catégories confondues, peuvent être regroupés en 2 grandes fractions : les déchets inorganiques (non combustibles) et les déchets organiques (combustibles). La réglementation française du 18 avril 2002, relative à la nomenclature des déchets, n'établit aucune définition explicite des déchets au regard de cette dichotomie. Sinon, les listes qu'elle présente permettent de déduire ces grandes classes de déchets.

Les déchets inorganiques regroupent les catégories de matière comme le verre, la poterie, les matériaux métalliques, les cailloux et les particules fines comme le sable, tandis que la fraction organique correspond aux déchets alimentaires, les papiers de toutes sortes, les cartons, les matières plastiques de toutes sortes, les textiles, le caoutchouc, le cuir, le bois et les déchets de jardins et espaces verts (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Les déchets organiques, d'après Chauvin (2004), représentent l'ensemble des résidus ou sous-produits générés par l'agriculture, les industries agroalimentaires ou les collectivités. Ils sont composés de matière organique non synthétique caractérisée par la présence d'atomes de carbone issus d'organismes vivants, végétaux ou animaux.

Dans les zones rurales et périurbaines, les gisements de déchets d'origine agricole *lato sensu* constituent une composante majeure des déchets organiques. Les différentes catégories de déchets agricoles et leurs filières respectives sont rapportées par Serani et Cansell (2009), d'après les données de l'ADEME (1999). Dans les filières d'agriculture et de sylviculture, ces déchets sont générés par les exploitations agricoles (cannes, pailles, sarments, feuilles, etc.), les industries du bois, les exploitations forestières (bois) et l'élevage (fumiers, lisiers, etc.).

1.1.3. Limitation de cadre des déchets organiques

Dans le cadre de ce travail, les notions de déchets organiques ou de fractions organiques des déchets font référence au sens strict à des gisements de déchets solides, non dangereux, fermentescibles, putrescibles ou biodégradables, c'est-à-dire les déchets organiques qui sont susceptibles de subir une décomposition biologique aérobie ou anaérobie. En effet, ces déchets sont caractérisés par une décomposition relativement rapide sous les climats intertropicaux et sont, par conséquent, source d'émission d'odeurs désagréables, de pollution atmosphérique, de pollution des eaux souterraine et de surface et de prolifération d'insectes vecteurs de maladies. Les déchets organiques sont somme toute constitués principalement de molécules d'origine naturelle, assimilables à de la biomasse et susceptibles de s'insérer dans les cycles biogéochimiques de la matière (Bayard *et al.*, 2001).

I.2 Traitement des déchets organiques

L'importance du traitement des déchets est précisée dans la Loi française n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement (JORF, 1992), complétant alors celle du 15 juillet 1975 et faisant intervenir les notions de technologie, de moyens humains et financiers à circonscrire dans un cadre spatio-temporel et socio-économique bien défini. Dans ce cadre, un déchet est considéré comme « *résultant ou non d'un traitement et n'étant plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de sa part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux* ». En effet, le processus de traitement des déchets s'entend par des opérations unitaires ou successives de broyage, compactage, digestion anaérobie, extraction de l'eau, compostage, incinération, etc., permettant la réduction, la transformation, la réutilisation, la mise en décharge, le stockage et l'élimination de déchets solides, liquides et gazeux (Bliefert et Perraud, 2008).

Les traitements biologiques aérobie et anaérobie, par leurs nombreux avantages, constituent des options particulièrement intéressantes pour les déchets organiques. Ils permettent, entre autres, (i) la stabilisation de ces déchets pour réduire les pollutions ou nuisances associées à leur évolution biologique ; (ii) la réduction des gisements par diminution de la masse de déchets ; (iii) la valorisation énergétique par récupération de méthane (CH₄) en traitement anaérobie ; la production d'un compost valorisable comme amendement organique des sols agricoles en traitement aérobie (Bayard *et al.*, 2001).

Différents procédés de transformations chimiques et biologiques sont généralement utilisés dans les PED pour une réduction de masse/volume des déchets organiques et pour une récupération de matière

transformée et d'énergie. Ces procédés peuvent être regroupés en 3 grandes catégories, en fonction des pratiques d'élimination ou de mise en valeur et de la nature des produits valorisés :

- a) Le stockage et l'élimination des déchets organiques dans des sites de décharge, constituent l'une des pratiques les plus fréquemment rencontrées dans les zones urbaines. Toutes les autres pratiques (combustion, méthanisation, production de matière fertilisante, alimentation animale, etc.) sont représentées à des niveaux plus ou moins importants sur ces sites.
- b) L'élimination, la transformation ou la valorisation de la matière considérée comme déchets par enfouissement, épandage, compostage ou alimentation animale sont des pratiques très courantes en milieu rural et en particulier dans les zones d'exploitation agricole.
- c) La valorisation énergétique des déchets par combustion (voie directe) ou par digestion anaérobie (voie différée), est pratiquée par les ménages les petites et moyennes unités artisanales et agroindustrielles et par les ménages en particuliers dans les régions rurales et périurbaines.

Ces différentes pratiques de traitement des déchets organiques sont présentées succinctement, avec leurs logiques de mise en œuvre, leurs contraintes technologiques, ainsi que les risques environnementaux et sanitaires qu'elles impliquent.

1.2.1. Stockage et élimination : mise en décharge

La mise en décharge est le processus par lequel les déchets solides sont stockés ou éliminés dans un espace physique utilisé à cette fin, appelé décharge. Ce processus consiste normalement en un suivi des flux de déchets entrants, le dépôt et le compactage de ces déchets, l'installation de systèmes de contrôle et de suivi environnemental du site. Une décharge de déchets solides peut également être assimilée à un réacteur biologique, avec principalement les déchets solides et l'eau comme matières entrantes, le « gaz de décharge » ou « biogaz » et le lixiviat comme matières sortantes (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

La mise en décharge est la voie privilégiée d'élimination des déchets dans les villes des PED. Cette pratique, qui concerne près de 90% des déchets urbains de toutes catégories, est justifiée, sinon préférée aux traitements par combustion, compostage ou méthanisation, comme solution de facilité, en raison de contraintes technologiques et financières, d'après Thonart (2005). Toutefois, cette option de gestion par stockage ultime est également associée à des impacts négatifs pour l'environnement et des risques pour la santé publique, en raison d'activités multiples qui se pratiquent au niveau du site de décharge et des produits qui sont rejetés dans le milieu ambiant.

Les 2 principaux produits sortants du processus de mise en décharge est le gaz des décharges et le lixiviat. Les principales composantes du gaz des décharges, dont le méthane et le dioxyde de carbone, constituent de potentiels gaz à effet de serre responsables de plus de 18% du réchauffement global imputables aux émissions anthropogéniques (Ghosh, 1997; Ward *et al.*, 2008). Le gaz des décharges contient également d'autres éléments gazeux à l'état de trace qui peuvent être toxiques, même à de faibles concentrations. Ce gaz combustible peut être récupéré comme source d'énergie ou brûlé en

torchère dans des conditions contrôlées, afin d'éviter les risques d'explosion. Le lixiviat produit par le processus de mise en décharge contient une quantité importante de matière organique en solution et en suspension, des ions ammonium et des ions inorganiques qui peuvent causer des nuisances aux communautés adjacentes et contribuent à des risques environnementaux quand ils ne sont pas collectés, traités et éliminés correctement (Ward *et al.*, 2008).

En fonction du mode d'exploitation des sites, de nombreuses « pratiques » de traitement des déchets sont mises en œuvre, contribuant ainsi à la nocivité environnementale et sanitaire liée au stockage. Par exemple, la combustion à l'air libre des déchets, pratiquée sur les sites de décharge en PED, génère des substances nuisibles voire toxiques comme le monoxyde de carbone et le dioxyde d'azote. Les fumées issues de la combustion, contiennent également de fines particules de diamètres inférieurs à 10 µm (PM₁₀), lesquelles figurent parmi les principales causes de maladies respiratoires comme l'asthme et l'emphysème (Schwartz *et al.*, 1993; Thurston *et al.*, 1994; Beary *et al.*, 2002). Par ailleurs, l'absence de ségrégation entre les catégories de déchets et en particulier la présence de déchets dangereux (déchets toxiques, matériels tranchants et piquants des hôpitaux par exemple) mélangés à d'autres catégories de déchets, augmentent les risques d'accidents et d'infections pour les travailleurs et récupérateurs informels présents sur les sites de décharge. De même, les pratiques de valorisation de fractions organiques des déchets souillées par d'autres catégories de déchets, dans l'alimentation de bovins, porcins, caprins et volailles en élevage libre ou à la corde sur les sites de décharge, génèrent des risques de transmission d'agents pathogènes et infectieux à travers la chaîne trophique.

L'ensemble de ces préoccupations liées à la pratique de mise en décharge des déchets, est résumé par Tchobanoglous *et al.* (1993) : (i) l'émission non contrôlée de gaz qui peuvent migrer hors du site de décharge et causer des nuisances olfactives et des situations potentiellement dangereuses ; (ii) l'impact des rejets non contrôlés des gaz des décharges sur l'effet de serre ; (iii) le rejet non contrôlé de lixiviat pouvant percoler vers les nappes d'eau souterraine ou migrer vers les eaux de surface ; (iv) la prolifération et la dissémination d'animaux et insectes vecteurs de maladies ; (v) les impacts sanitaires et environnementaux associés aux émissions de gaz à l'état de trace, à partir de déchets dangereux rémanents au niveau des décharges.

1.2.2. Conversion et valorisation matière

Depuis la naissance de l'agriculture il y a plus de 10 000 ans, les résidus végétaux et animaux ont toujours été respectivement utilisés dans l'alimentation animale et dans la fertilisation des sols agricoles (Février et Willequet, 2009). Mais avec les révolutions agricole et industrielle et leurs liens déterministes réciproques, ces pratiques ancestrales de valorisation locale des déchets organiques d'origine ménagère et agricole par des fermiers et petits éleveurs, tendent à disparaître dans les pays industrialisés au profit de groupes industriels spécialisés dans la fabrication d'engrais chimiques et de provendes à haute valeurs nutritives. Le compostage et la méthanisation avaient connu un regain d'intérêt, lors de la crise énergétique de 1973, avant de décliner au profit de la mise en décharge et l'incinération.

Au niveau des PED, les déchets organiques d'origine urbaine sont mis en décharge de façon plus ou moins systématique et inconsidérée, du fait de l'importance de leurs gisements, de la complexité de leur gestion et du mode d'organisation sociale. Cependant, dans les zones rurales en particulier, les fractions

organiques des déchets agricoles, les déchets de cuisine et les sous-produits des ateliers artisanaux sont régulièrement réintroduits, en tout ou en partie, dans le système de productions agricoles, en tant que matière recyclée ou « matière première secondaire ».

1.2.2.1. Provenance et alimentation animale

Différents types de déchets et coproduits issus de l'agriculture et de l'agro-industrie sont utilisables et valorisables plus ou moins efficacement par différentes espèces animales. Les ruminants peuvent consommer les résidus riches en fibres, tandis que les monogastriques sont capables de valoriser une large gamme de coproduits riches en protéines, en sucres et en graisses (Février et Willequet, 2009).

La valorisation par l'alimentation animale ne permet ni l'élimination définitive des déchets agricoles ni d'éviter leur rejet dans l'environnement. Elle contribue néanmoins à une réduction et une conversion de ces déchets et leur report sur les déjections animales valorisables comme matières fertilisantes (Février et Willequet, 2009).

1.2.2.2. Traitement biologique aérobie, production de matières fertilisantes et compostage

« Les matières fertilisantes, définies par la loi française n° 79-595 du 13 juillet 1979 (JORF, 1979), reprise dans les articles L255-1 à L255-11 du code rural français (JORF, 2000), comprennent les engrais, les amendements et d'une manière générale tous les produits dont l'emploi est destiné à assurer ou améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol » (Chauvin, 2004). De manière générale, les résidus de cultures (pailles de céréales, cannes de maïs et de millet, pulpes, fanes, etc.) et de jachère sont parfois enfouis, au même titre que les déjections animales (bovins, porcins, caprins, volailles, etc.), comme amendement organique pour les sols sans aucun traitement préalable.

Les fractions organiques de Déchets Ménagers et Assimilés (DMA), de déchets agricoles et agroindustriels (DAA) peuvent également être transformées en matières fertilisantes par compostage. Le compostage est un traitement aérobie qui permet de convertir les déchets organiques en un produit stabilisé, assimilable à de l'humus, appelé compost (Charnay, 2005).

Le processus de compostage comporte principalement 2 étapes biologiques, telles que décrites dans la figure 1, auxquelles s'ajoutent des prétraitements et post-traitements éventuellement nécessaires (broyages, mélange avec d'autres produits, tris, etc.) :

- 1) Une première étape dite de « fermentation chaude » favorise la stabilisation et la réduction de la masse des déchets. Les fractions organiques facilement dégradables sont oxydées par des micro-organismes aérobies et libèrent de la chaleur. La température réactionnelle peut atteindre 70°C, dans les conditions optimales d'aération et de pertes réduites de chaleur. Le taux de dégradation varie généralement entre 30 et 40% de la masse pour une réduction d'environ 50% du volume. Cette étape peut durer entre quelques jours et quelques semaines, en fonction de la nature des déchets et des conditions opératoires.

- 2) La deuxième étape correspond à une maturation et une biosynthèse de la matière humique. Elle permet de modifier les caractéristiques de la matière organique résiduelle pour lui conférer des propriétés proches de celles de l’humus, après décomposition de la matière organique plus facilement dégradable et la destruction des cellules indésirables micro-organismes pathogènes, semences végétales, etc.). Elle est caractérisée par une dégradation lente de la matière organique, une faible demande en oxygène et une température réactionnelle proche de la température ambiante.

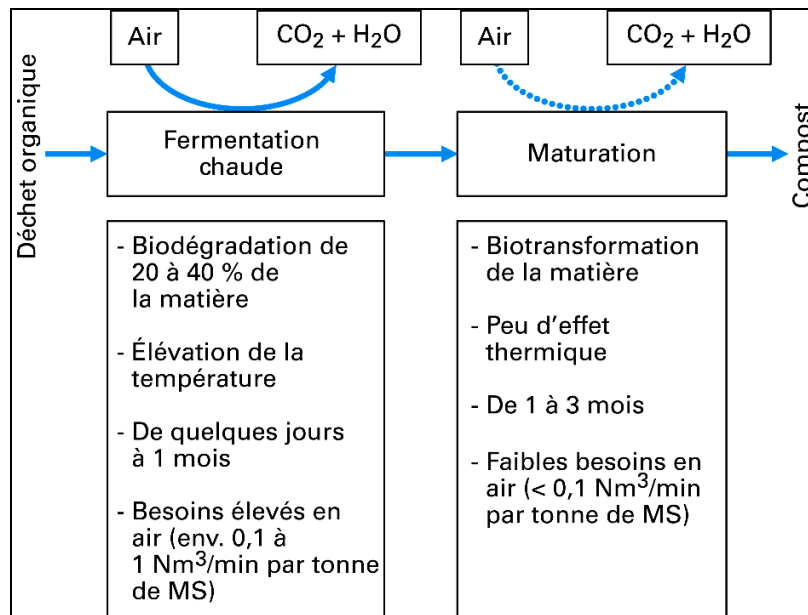


Figure 1: Synopsis de la filière de traitement biologique aérobie (Gourdon, 2004).

Le compostage peut constituer une alternative intéressante pour le traitement des déchets organiques particulièrement importants dans les PED, ainsi que pour l’amélioration de la qualité des sols agricoles généralement dégradés de ces pays. En effet, le compost améliore de la structure des sols, augmente leur capacité de rétention d’eau, influence de la chimie des sols et renforce les propriétés phytosanitaires des cultures. De plus, le compostage offre l’avantage d’être peu onéreux et relativement simple, dans les conditions de mise en œuvre des PED ; les procédés les plus fréquemment utilisés étant le compostage en andains, le compostage en tas à aération passive et le compostage en cuve.

1.2.2.3. Brûlis et production de fertilisants minéraux

Par ailleurs, la combustion des déchets organiques est aussi généralement mise à profit dans la gestion de la fertilité des sols. La pratique du brûlis de résidus post-récolte riches en lignine permet une préparation rapide des sols et libère des éléments minéraux immédiatement mobilisables pour la prochaine saison culturale. Cependant, dans le contexte des PED, le procédé de combustion ou d’incinération des déchets est plus utilisé à des fins de production énergétique.

1.2.3. Valorisation énergie et élimination

1.2.3.1. Élimination ou valorisation directe par combustion

Les processus de transformation et d'élimination des déchets organiques par combustion sont le plus souvent utilisés dans les PED pour une réduction du volume des déchets et pour une récupération d'énergie. Le procédé est généralement une combustion avec de l'oxygène en excès par rapport aux besoins stœchiométriques. Le volume initial des déchets peut être réduit de 85 à 95% (Tchobanoglous *et al.*, 1993). La chaleur produite par la combustion est partiellement stockée dans les produits de la combustion (les gaz de combustion) et partiellement transférée par convection, conduction et rayonnement à travers les surfaces en contact du processus, les déchets entrants et les résidus de combustion.

La valorisation de déchets et résidus organiques à des fins de production d'énergie, est généralement pratiquée localement, au niveau des agro-industries et des fermes agricoles, en milieu périurbain et rural. Cette pratique est souvent favorisée par une surabondance de résidus ayant des propriétés agronomiques relativement pauvres (Héduit, 1993). En outre, le déficit d'accès à des combustibles conventionnels et propres accroît la dépendance des populations marginalisées vis-à-vis des sources d'énergie traditionnelles comme le bois, les résidus de récoltes et les déjections animales (Reddy *et al.*, 1997; Goldemberg *et al.*, 2000; Sagar, 2005). Cette situation entraîne de nombreux désavantages sociaux, dont ceux rapportés par Sagar (2005):

- Les temps et efforts importants investis notamment par des femmes pour la collecte de combustibles traditionnels comme cela a été observé en milieu rural de l'Afrique sub-saharienne (IEA, 2002);
- Les impacts sanitaires sévères et diffus associés la pollution de l'air intérieur, en raison d'une combustion inadaptée des sources d'énergie dans des habitats précaires, avec des risques particulièrement élevés pour les femmes et les enfants (Smith, 1993).

En effet, comme l'a estimé l'OMS (2002), la pollution de l'air intérieur par combustion de la biomasse et du charbon au niveau des habitations des PED est considéré comme le 6^{ème} facteur de risque sanitaire le plus important, soit environ 1,6 millions de décès prématurés par an. De récentes études ont affiné les connaissances conventionnelles quant à la neutralité climatique de la combustion de la biomasse dans les habitations, en démontrant que la combustion inefficace de biomasse combustible traditionnelle dans des cuisinière générant des quantités importantes de produits gazeux de combustion incomplète (PCI) considérés comme des gaz à effet de serre (Smith *et al.*, 2000; Sagar, 2005). De plus, l'émission de particules noirâtres issues de la combustion de la biomasse, contribue au phénomène de « nuage brun », dont les implications dans des modèles climatiques régionaux, relatives à la réduction de la productivité agricole et la transmission de maladies respiratoires sur de longues distances, font de plus en plus l'objet de préoccupations et de recherche (UNEP et C4, 2002; Sagar, 2005).

1.2.3.2. Traitement biologique anaérobie ou valorisation différée par méthanisation

La méthanisation est un processus de digestion anaérobie permettant d'atteindre généralement un double objectif de valorisation énergétique par récupération de méthane (CH₄) et de stabilisation des déchets organiques en vue d'une valorisation matière par sa restitution partielle au sol (Bayard et Gourdon, 2009). Ce mode de traitement est applicable à une large gamme de matériaux organiques cellulosiques : bouse de bovins, fiente de volailles, lisier de porcins, excrément humain, résidus végétaux, fractions organiques fermentescibles des DAA et DMA. La digestion anaérobie est particulièrement intéressante, non seulement par le fait qu'elle contribue au traitement des déchets organiques et à la gestion de la pollution environnementale, mais aussi parce qu'elle offre, à travers ses 3 principaux produits (le biogaz, le digestât solide et le liquide du digesteur) des possibilités intéressantes, des solutions et des options génératrices de revenu. En d'autres termes empruntés à Walekhwa *et al.* (2009), la technologie de méthanisation transforme un problème coûteux en une solution profitable. En effet, le liquide du digesteur et le digestât solide sont d'applications multiples dans l'agriculture et les filières agroalimentaires. Le biogaz devient de plus en plus une alternative stratégique d'énergie renouvelable et propre, en particulier au niveau des communautés marginalisées, dans le présent contexte de changements climatiques et crise énergétique.

Les aspects généraux relatifs à la digestion anaérobie, ses processus biochimiques, les principaux procédés, l'utilisation de ses produits et les intérêts particuliers de ceux-ci dans le contexte des PED sont développés dans le chapitre suivant.

CHAPITRE II. PRINCIPES ET TECHNOLOGIES DE DIGESTION ANAEROBIE : CAS DES PED

II.1 Aspects métaboliques, microbiologiques et thermodynamiques

Les déchets organiques sont des substrats hétérogènes, composés de molécules diverses, exigeant un processus métabolique complexe pour leur dégradation et faisant intervenir une longue série de réactions biochimiques, avant leur conversion et réduction finales en méthane. Les principales composantes des déchets organiques biodégradables sont représentées par les carbohydrates, les lipides et les protéines. Les carbohydrates sont facilement et rapidement convertis par hydrolyse en sucres simples, puis fermentés en acides gras volatiles (AGV) (Mata-Alvarez, 2002). Les lipides sont hydrolysés en acides gras à longues chaînes, puis oxydés en acétate ou propionate, dans la mesure où la pression partielle de l'hydrogène est suffisamment faible thermodynamiquement pour permettre cette conversion. Les bactéries méthanogènes hydrogénophiles jouent un rôle majeur dans la réduction de la concentration d'hydrogène. Les protéines sont hydrolysées en acides aminés, lesquels sont ensuite dégradés en AGV par oxydation anaérobie, en fonction du niveau de production d'hydrogène (Mata-Alvarez, 2002).

II.1.1. Etapes de digestion anaérobie

Les étapes intermédiaires à la formation de méthane 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.

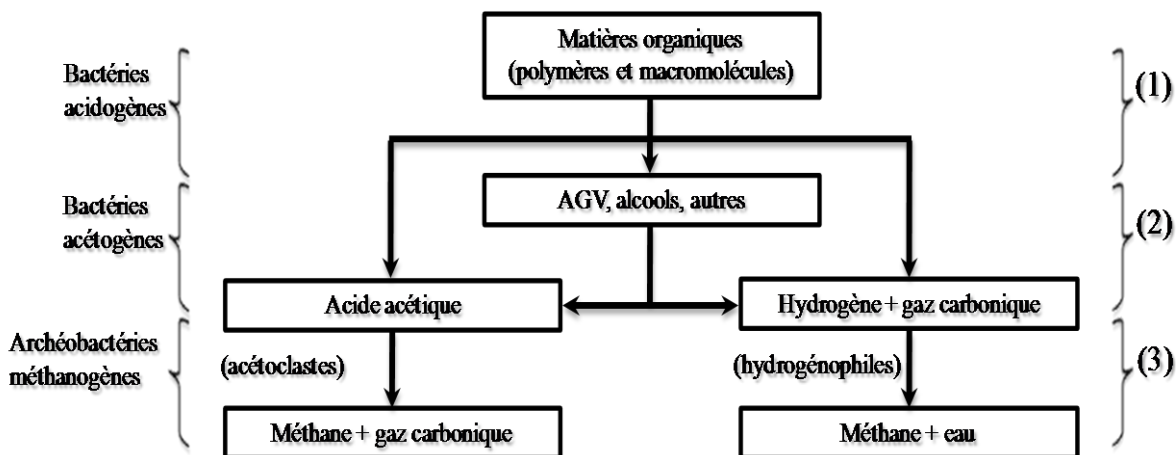


Figure 2: Principales étapes de la digestion anaérobie et leurs groupes de microorganismes respectifs.

II.1.1.1. Hydrolyse et acidogénèse

Cette étape est réalisée par 2 grands groupes de micro-organismes anaérobies stricts ou facultatifs :

- 1) Les **micro-organismes dits hydrolytiques** (une grande diversité de bactéries et également des champignons dans le cas où l'étape d'hydrolyse serait effectuée en présence d'oxygène) produisent des enzymes hydrolytiques qui dégradent les particules solides et les polymères (solubles et non solubles) à longues chaînes carbonées (protéines, polysaccharides, lipides) en composés monomères et dimères (sucres, acides organiques, acides aminés, etc.). Une fois solubilisées, les substances organiques sont disponibles pour être assimilées par le 2^{ème} groupe de micro-organismes appelés génériquement bactéries acidogènes.
- 2) Les **bactéries fermentatives** réalisent l'acidogénèse ou fermentation des substances monomères organiques en hydrogène ou formate, dioxyde de carbone, pyruvate, AGV (acides acétique, propionique, butyrique, valérique, etc.) et autres produits organiques (éthanol, cétones ou acides lactique, succinique, etc.). L'acidogénèse est généralement déterminante pour l'équilibre de l'ensemble du processus de digestion anaérobie, en raison des molécules intermédiaires d'hydrogène et d'AGV produites simultanément lors de cette étape. En effet, l'accumulation d'hydrogène peut inhiber l'acétogénèse et la méthanisation acétoclaste, conduisant ainsi à une accumulation des AGV. L'accumulation d'AGV conduit à une baisse de pH et inhibe par conséquent l'ensemble du processus de digestion anaérobie.

II.1.1.2. Acétogénèse

Les vitesses réactionnelles de l'acétogénèse sont généralement lentes et soumises à des problèmes d'inhibition liée à la présence de l'hydrogène qui modifie l'équilibre thermodynamique des réactions. Au cours de cette étape, les intermédiaires métaboliques sont transformés par 3 principaux groupes bactériens :

- 1) Les **bactéries acétogènes productrices obligées d'hydrogène** (bactéries syntrophiques) oxydent les composés préalablement réduits (alcools et AGV) en hydrogène, gaz carbonique, et acétate.
- 2) Les **bactéries homoacétogènes** réalisent la respiration acétogénique des bicarbonates, le catabolisme des mélanges d'hydrogène et de dioxyde de carbone et la production d'acide acétique, entrant ainsi en compétition avec les bactéries méthanogènes pour l'hydrogène.
- 3) Les **bactéries sulfato-réductrices** oxydent les composés réduits (alcools, acides butyrique et propionique) en dioxyde de carbone et acétate, puis l'acétate en dioxyde de carbone. L'hydrogène est également oxydé en présence des sulfates.

II.1.1.3. Méthanogénèse

La méthanogénèse est réalisée en condition anaérobie stricte, avec des potentiels d'oxydo-réduction très bas, et suivant 2 voies principales par des archées, du groupe des micro-organismes dits « extrémophiles » :

- 1) Les **archées** (anciennement appelées archéobactéries) **dites acétoclastes**, principalement les genres *Methanosarcina* et *Methanotrix* convertissent l'acide acétique en méthane et dioxyde de

carbone. Ces archées ont des taux de croissance relativement lents, avec des temps de doublement de population d'environ 24 heures, affectés par la pression partielle d'hydrogène.

- 2) Les **archéobactéries dites hydrogénophiles**, en particulier les genres *Methanobacterium* et *Methanococcus*, réduisent le gaz carbonique par respiration méthanogène, en présence de l'hydrogène pour produire du méthane et de l'eau. Elles ont une croissance plus rapide que les acétoclastes, avec des temps de doublement compris entre 4 et 6 heures. D'autres substrats comme le méthanol et l'acide formique peuvent également être consommés par ces micro-organismes.

II.2 Digesteurs anaérobies et procédés de digestion

II.2.1. Généralités

Les objectifs de la technologie de digestion anaérobie des déchets organiques dans les PED répondent plutôt à des demandes d'accès à l'énergie qu'à des fins de dépollution. Dans cette optique, le choix d'un type de digesteur anaérobie dépend de 2 grandes catégories de facteurs :

- 1) Les **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 ;
- 2) Les **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 digestion anaérobie est généralement réalisée dans des réacteurs métalliques ou en béton, munis d'un dispositif d'agitation (concrete stirred tank reactors, CSTR), dont une partie du biogaz produit est utilisée pour chauffer le réacteur (consommation interne) (Berglund et 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; Lansing *et al.*, 2008).

II.2.2. Dimensionnement d'un digesteur anaérobie

Le dimensionnement d'un digesteur anaérobie est généralement fonction des principaux objectifs poursuivis par la digestion anaérobie, 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 une 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 digestion anaérobie (Mata-Alvarez, 2002). 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 digestion anaérobie et en fonction des performances spécifiques du procédé choisi, déterminent la taille d'une installation. Ainsi, l'étude du dimensionnement d'un digesteur anaérobie est-elle généralement réalisée à partir de modèles cinétiques basés sur des systèmes d'équations déterministes de la digestion anaérobie et d'une accumulation d'expériences dans le cadre d'essais pilote ou à échelle réelle.

II.2.2.1. Modèles cinétiques de dimensionnement

Les modèles basés sur l'équilibre des masses figurent parmi les plus simples et les plus fréquemment utilisés dans la conception et le dimensionnement des digesteurs anaérobies (Mata-Alvarez, 2002). Cependant, ces modèles sont généralement appliqués à la digestion anaérobie d'effluents liquides. Le modèle de premier ordre permet de prédire les performances des digesteurs infiniment mélangés pour la digestion anaérobie des eaux de drainage (Pavlostathis et Gossett, 1985) ; des sous-produits des brasseries (Keenan et Kormi, 1977; Converti *et al.*, 1999) ; mais également pour des pailles de maïs (1981) ; et des foins prétraités (Pavlostathis et Gossett, 1985; Mata-Alvarez, 2002). Lawrence et McCarty (1969), rapportés par Mata-Alvarez (2002), ont développé un modèle cinétique à partir de celui de Monod pour les boues activées. Le modèle de limitation par transfert de masse a été exploité par Chen et Hashimoto (1978) ; Mata-Alvarez (2002) pour les eaux de drainage et les déjections animales ; par Samson et Leduy (1986) pour les algues ; (Lema *et al.*, 1988; Ishikawa *et al.*, 2005) pour les lixiviats.

Par ailleurs, Ortolani *et al.*(1991) et Florentino (2003) ont proposé des modèles de dimensionnement adaptés aux digesteurs types batch, chinois et indien, de taille inférieure à 100 m³. Ces modèles prenaient appui sur des données relatives à la consommation d'énergie (cuisson, chaleur, éclairage, électricité, etc.) et sur des paramètres initiaux comme la hauteur et le diamètre internes du digesteur. A partir de ces données, les autres paramètres de dimensionnement du digesteur (volume et dimensions du gazomètre, dimensions de l'entrée et de la sortie du digesteur, l'épaisseur des murs, etc.) ont été calculés. Enfin, la quantité de matériau nécessaire a également été évaluée.

D'autres outils mathématiques, comme ceux de Florentino (2003) par exemple, ont également été proposés ou mis à l'étude pour renforcer ces premières approches. Ils sont mis en œuvre à partir d'une programmation non linéaire de résolution simple, dont l'objectif est de parvenir à une meilleure performance de l'ensemble des ressources disponibles. Cela implique de minimiser le volume du digesteur pendant qu'il est soumis à des restrictions assurant ses caractéristiques de fonctionnement, d'efficacité pour la couverture de la demande en biogaz, puis de sélectionner les valeurs optimales des paramètres initiaux, tout en réduisant les itérations et les erreurs.

Toutefois, en raison de l'évolution rapide des facteurs multiples qui influent sur la cinétique de la digestion anaérobie et de la difficulté de les intégrer tous dans un système déterministe unique, les modèles cinétiques nécessitent généralement l'appui de données empiriques, la révision des calculs et le calage des résultats sur le terrain.

II.2.2.2. Paramètres et variables empiriques de dimensionnement

II.2.2.2.1. Volume utile

L'un des principaux paramètres de dimensionnement d'un digesteur anaérobie est le volume utile. Ce volume est souvent affecté par l'accumulation de mousses et de particules solides liée à la présence de matière inorganique et éventuellement un déficit d'agitation (Mata-Alvarez, 2002). Par conséquent, le volume utile du digesteur anaérobie est souvent surdimensionné, parfois jusqu'à 50% par rapport aux calculs (FAO, 1992). Le volume utile du digesteur (V_d) est calculé à partir du temps de rétention (RT) multiplié par le taux de charge volumique de substrat sur une base journalière (Q), selon l'équation 1 :

$$V_d = RT \times Q \text{ [m}^3 = \text{nombre de jours} \times (\text{m}^3/\text{jour})] \quad (\text{Équation 1})$$

En outre, le volume du digesteur est également fonction de la concentration de matière organique dans le substrat S_0 et du taux de charge organique (OLR), en termes de volume (équation 2) :

$$OLR = \frac{Q \times S_0}{V} = \frac{S_0}{RT} \text{ [(m}^3/\text{jour)} = \text{m}^3/\text{nombre de jours}] \quad (\text{Équation 2})$$

En général, 2 critères de dimensionnement sont considérés pour déterminer le volume utile du digesteur : (i) l'un fixe le temps de rétention, (ii) l'autre fixe le taux de charge organique.

II.2.2.2.2. Temps de rétention

Le temps de rétention (RT) représente la durée moyenne de séjour du substrat (liquide ou solide) dans le digesteur. Il varie généralement entre 20 et 50 jours, dans les pays tropicaux. Ce paramètre est très important dans la conception du digesteur anaérobie puisqu'il participe souvent à l'évaluation de la faisabilité économique de la technologie (FAO, 1992).

En effet, le RT affecte l'efficacité d'un type de digesteur anaérobie, en ce qui concerne la dégradation de la matière organique et la production spécifique de biogaz, en fonction de la composition du substrat et de la température du système (Mata-Alvarez, 2002). Un temps de rétention plus long requiert généralement un plus grand volume de digesteur, en même temps qu'il augmente le potentiel d'acclimatation de la microflore et minimise les effets dus à la toxicité. Parallèlement, un temps plus court permet l'utilisation d'un digesteur de taille réduite, de moins de capitaux financiers et d'espace, mais en même temps, comporte un risque plus important de lessivage de la population microbienne active et de dysfonctionnement du digesteur (Yadvika *et al.*, 2004). La plupart des unités de digestion anaérobie en usage dans les PED ont un RT relativement long puisque les substrats disponibles sont généralement faiblement biodégradables et mettent longtemps à produire du biogaz (FAO, 1992).

II.2.2.2.3. Taux de charge organique

Le critère basé sur le taux de charge organique (OLR) est semblable à celui du RT pour une concentration constante de matière organique S_0 , c'est-à-dire que le fait de fixer l' OLR permet d'évaluer le RT , donc le volume du digesteur (Mata-Alvarez, 2002). De même, l'augmentation de l' OLR

peut être effectuée dans l'intention de réduire le RT et modifie, par la même occasion, la taille du digesteur. Cependant, une situation différente se présente quand une augmentation de l' OLR est imposée dans le but d'augmenter la concentration en substrat (S_0) pour un RT constant. Dans ce cas, les performances du digesteur sont affectées de 2 façons (Mata-Alvarez, 2002) :

- 1) Sur le plan physique, en relation avec une augmentation de la viscosité du contenu du digesteur affectant négativement l'efficacité de l'agitation. Par conséquent, la concentration de matière solide, dans le cas de déchets complexes, est limitée à 12-15% au maximum au niveau des digesteurs à étape unique, se référant à une digestion humide (De Baere *et al.*, 1985; Mata-Alvarez, 2002).
- 2) D'un point de vue biologique, l'augmentation de la concentration de substrat à un RT constant se traduit par une augmentation du ratio nourriture/micro-organismes (F/M) dans la boue active (Benfield et Randall, 1980), avec ses conséquences sur les phénomènes de transfert de masse et en particulier sur l'efficacité de l'hydrolyse.

Toutefois, il existe généralement un OLR optimal, pour une taille de digesteur donnée, qui donne une production maximale de biogaz et au-delà duquel la production de gaz n'évolue plus proportionnellement à une augmentation de ce paramètre (Yadvika *et al.*, 2004).

II.2.2.2.4. Production journalière de biogaz

La production journalière de biogaz (G) doit répondre aux objectifs de consommation énergétique des utilisateurs de l'unité de digestion anaérobie. Elle est calculée à partir de la production spécifique journalière de biogaz (G_y) pour un substrat donné, et la quantité de ce substrat apportée par jour au digesteur, c'est-à-dire le taux de charge (Q) exprimé en termes de masse (Equation 3).

$$G = G_y \times Q \text{ [m}^3\text{/jour} = (\text{m}^3\text{/kg}) \times (\text{kg/jour}) \text{ (Équation 3)}$$

II.2.2.2.5. Rendement technologique

La production volumique de biogaz ou rendement technologique (G_p) correspond à une production journalière de biogaz (G), par unité de volume de digesteur (V_d), selon l'équation 4. Ce paramètre contribue à augmenter le degré de confiance dans les calculs de dimensionnement du digesteur anaérobie.

$$G_p = G/V_d \text{ [(m}^3\text{/jour)/m}^3 \text{ digesteur]} \text{ (Équation 4)}$$

II.2.2.2.6. Volume du gazomètre

Le volume du gazomètre (V_g) dépend des niveaux relatifs de production et de consommation du biogaz. Le gazomètre doit être conçu pour (i) couvrir la demande en biogaz (V_{g1}) lors des pics de consommation horaires (gc_{max}) et (ii) contenir la production de biogaz (V_{g2}) pendant la plus longue période de consommation nulle (tz_{max}). V_{g1} est le volume maximal de biogaz consommé pendant une période de

grande consommation, équivalant au produit de la consommation horaire maximale de biogaz $g_{C_{max}}$ et de la durée (en heures) de la consommation maximale (tc_{max}) (équation 5). V_{g2} représente le volume de biogaz inutilisé par temps de zéro consommation dans une journée, c'est-à-dire le volume de biogaz produit en heure (G_h) multiplié par le temps (en heures) de zéro consommation (tz_{max}) (équation 5). Le volume (V_g) du gazomètre est déterminé à partir de la valeur maximale entre V_{g1} et V_{g2} (équations 5 et 6) avec une marge de sécurité de 10-20% (équation 7).

$$V_{g1} = g_{C_{max}} \times tc_{max} [m^3 = (m^3/heure) \times \text{nombre d'heures}] \text{ (Équation 5)}$$

$$V_{g2} = G_h \times tz_{max} [m^3 = (m^3/heure) \times \text{nombre d'heures}] \text{ (Équation 6)}$$

$$V_g = 1,15 \pm 0,5 \times \max(V_{g1}, V_{g2}) \text{ (Équation 7)}$$

II.2.2.2.7. Ratio volume de digesteur/volume de gazomètre

Le ratio V_d/V_g est un autre facteur important, relatif à un type de digesteur et à son rendement technologique en particulier. Les chiffres rapportés dans la littérature varient entre 3/1 et 10/1, avec des fréquences plus importantes entre 5/1 et 6/1.

II.3 Fonctionnement d'un digesteur anaérobie

L'activité des micro-organismes impliqués dans la digestion anaérobie est dépendante de la nature et de la concentration des substrats dans le digesteur, ainsi que des conditions environnementales (pH, température, etc.). Les mesures de ces paramètres sont généralement simples et accessibles au niveau des PED. Elles permettent d'assurer indirectement un suivi de l'ensemble du processus de digestion anaérobie et un fonctionnement optimal des installations.

II.3.1. Etapes de mise en route

Un digesteur anaérobie qui fonctionne normalement nécessite des tâches régulières relativement modestes et un minimum d'effort et de dépense pour sa maintenance et sa réparation éventuelle sur le long terme. Le bon fonctionnement du digesteur repose généralement sur une stratégie d'anticipation, à partir d'une étude planifiée et d'une collecte d'information, au cours des différentes étapes de sa mise en service.

II.3.1.1. Tests et procédures de vérification avant démarrage

Les différentes composantes d'un digesteur anaérobie doivent être soigneusement inspectées, en vue de son bon fonctionnement. L'un des points importants, avant le démarrage, est la procédure des tests d'étanchéité du digesteur, du gazomètre et des tubes. Celle-ci est réalisée en 2 sous-étapes :

- 1) Le **test d'étanchéité à l'eau** qui consiste à remplir d'eau le digesteur et à en noter le niveau dans ses différents compartiments. Après saturation, le système est placé sous observation pendant 1 jour environ, puis il est à nouveau rempli. Le niveau d'eau est mesuré après 1 autre jour de mise en observation. Si les pertes en eau sont inférieures à 2% du volume du digesteur, celui-ci

est déclaré étanche (à l'eau). Cette étape peut être allégée et adaptée dans des conditions de rareté d'eau.

- 2) Le **test d'étanchéité au gaz** est généralement pratiqué sur les gazomètres, dans le cas des digesteurs à cloche mobile. La mise sous pression du gazomètre et des conduites de gaz est réalisée à l'aide d'une pompe ou en plaçant des poids au-dessus du gazomètre. Les fuites sont détectables à l'eau savonneuse sur toutes les parties visibles. Dans le cas des digesteurs dits à dôme fixe, des pertes de gaz inférieures à 5% de variation de la hauteur d'eau dans la chambre de compensation, permettent de conclure à l'étanchéité du digesteur.

II.3.1.2. Inoculation et remplissage initial

L'introduction d'un levain microbien actif dans le digesteur représente généralement la première étape de la digestion anaérobie. Le levain microbien ou inoculum peut être une boue active provenant d'une station d'épuration ou d'un autre digesteur anaérobie, de la bouse de vache fraîche, ou d'autres déchets animaux en fermentation. L'ajout de l'inoculum améliore la production de biogaz et la teneur en CH₄ de celui-ci, en même temps qu'il réduit le temps de rétention (Kotsyurbenko *et al.*, 1993; Yadvika *et al.*, 2004). En outre, en cas d'acidification liée à l'accumulation d'AGV dans le digesteur anaérobie pour des raisons de surcharge organique, un réensemencement et un arrêt de l'alimentation peuvent rétablir l'équilibre du processus méthanogène (Yadvika *et al.*, 2004). Si nécessaire l'ajout d'un produit alcalin pourra être envisagé afin de rectifier le pH du milieu.

A défaut de disposer d'une boue active, la collecte de déjections animales doit démarrer quelques jours avant le lancement du pilote, de manière à disposer d'une quantité suffisante au moment du remplissage initial. La déjection animale peut être diluée et mélangée avec de la biomasse feuillue. Une méthode de « compostage inondé » en condition anaérobie pendant 15 jours, permet d'initier un processus de digestion anaérobie rapide, consécutif à l'acclimatation préalable de la biomasse dans le digesteur (Chanakya *et al.*, 2005). Lors du démarrage initial, les ajouts d'inoculum dans le digesteur peuvent être effectués par apports successifs, à raison de 25% de la masse prévue pour un volume proportionnel du digesteur, tous les 3 jours pendant les 6 premiers jours. Les 50% restants peuvent être ajoutés en 1 ou 2 apports, en proportion ou à la capacité utile du digesteur (Chanakya *et al.*, 2005).

II.3.1.3. Démarrage

La stabilité du processus de digestion anaérobie, après le remplissage initial, dépend des conditions environnementales, des caractéristiques générales du digesteur anaérobie, de l'activité de la biomasse initiale et de la nature du substrat introduit. La bouse de vache parvient généralement à une activité méthanogène stable dans une période relativement courte, n'allant pas au-delà de 30 jours. Cette période de mise en route du digesteur est généralement caractérisée par :

- La production d'un biogaz de qualité médiocre, contenant plus de 60% de CO₂ ;
- L'émission d'un biogaz très odorant ;
- Une baisse du pH d'équilibre du milieu de digestion ;
- Une production erratique de biogaz.

Des exercices d'agitation fréquente et régulière peuvent faciliter la stabilisation du processus de digestion. Dans le cas où le processus peine encore à se stabiliser, de la chaux ou un supplément de bouse de vache peuvent être ajoutés, afin de ramener le pH à la neutralité. Aucun autre substrat ne doit être apporté durant le suivi de la phase de démarrage.

Après stabilisation, le substrat non fermenté disponible dans le digesteur devrait accélérer la production de biogaz. L'alimentation régulière en substrat pourra commencer au constat d'une diminution de la production de biogaz en dessous du niveau attendu.

Le biogaz est évidemment considéré comme combustible dès qu'il est utilisable aux fins préalablement définies. Des performances en dessous de l'optimum, de la part des appareils utilisant le biogaz, sont acceptables lors des premières mises en route. Par ailleurs, il faut noter que les premiers remplissages du gazomètre doivent être évacués, sans être utilisés, pour des raisons de sécurité, puisque des concentrations résiduelles d'oxygène dans le digesteur et dans le gazomètre impliquent des risques d'explosion.

II.3.1.4. Mise en service et fonctionnement

Pour la plupart des modèles de digesteurs anaérobies conventionnels en usage dans les PED, la mise en service et le fonctionnement se résument à des travaux de routine relativement simples qu'un utilisateur moyen est censé s'approprier assez rapidement. Ces travaux généraux peuvent être groupés en 3 catégories, en fonction de leur fréquence de réalisation.

- 1) Activités quotidiennes
 - Collecte de substrat
 - Prétraitement
 - Alimentation du digesteur
 - Evacuation du substrat digéré
 - Nettoyage du bassin de prétraitement
 - Agitation du contenu du digesteur
 - Vérification de la pression de gaz dans les valves, les accessoires et les tuyaux
 - Nettoyer et inspecter les appareils d'utilisation du gaz
 - Observer les aspects et les odeurs de la suspension de digestion
- 2) Activités hebdomadaires/mensuelles
 - Enlever les mousses et surnageants
 - Inspecter les valves, les conduites de gaz, et le piège à eau
- 3) Activités annuelles
 - Inspecter l'étanchéité à l'eau et au gaz du digesteur
 - Vérifier que le gazomètre ne soit pas atteint de corrosion
 - Appliquer une couche de résine sur les parois internes du digesteur et du gazomètre

II.3.2. Suivi, maintenance et réparation

II.3.2.1. Contrôles généraux

De même que les activités routinières, les travaux relatifs au suivi et à la maintenance du système peuvent être réalisés par le propriétaire, toutes les fois qu'ils ne nécessitent pas une intervention technique poussée. Ces travaux impliquent l'ensemble des mécanismes de contrôle permettant la collecte de données relatives au processus de digestion anaérobie. La collecte régulière de données permet, entre autres (ISAT-GTZ, 1999) :

- De détecter les problèmes de dysfonctionnement ;
- D'avoir une base de comparaison de différents modèles et modes opératoires ;
- D'avoir une base référentielle à l'évaluation économique.

L'un des points les plus importants dans le suivi consiste en une observation régulière et attentive de la part de l'utilisateur, puisque le principal indicateur d'un début de dysfonctionnement du digesteur est généralement un changement de la production journalière de biogaz. Par ailleurs, d'autres procédés également simples et technologiquement accessibles de mesures et d'enregistrement de données, utiles à l'optimisation des activités d'un digesteur anaérobie, peuvent être mis en œuvre par le propriétaire ou un responsable des opérations. Les informations collectées peuvent inclure :

- La quantité (MB, MS, MV ou volume) et la nature du substrat apporté sur une base journalière ;
- La quantité (MB, MS, MV ou volume) et la nature du digestât enlevé sur une base journalière ;
- Les opérations de prétraitement (ajouts d'eau, broyage, hachage, pré-fermentation aérobie, etc.) ;
- La production volumique de biogaz ;
- La composition du biogaz ;
- Le pH (mensuellement ou en cas de dysfonctionnement) ;
- Le relevé des cas de dysfonctionnement et leurs causes (éventuelles) ;
- Les solutions fonctionnelles.

La plupart de ces tâches sont réalisables par l'utilisateur, moyennant une bonne initiation préalable. Cependant, lorsque surviennent des cas de dysfonctionnement majeurs, dont les causes peuvent être multiples et non évidentes, une intervention technique devient nécessaire. Les travaux de réparation, de la part du technicien en collaboration avec l'utilisateur, peuvent s'étaler sur plusieurs mois.

II.3.2.2. Dysfonctionnement et réparation

Les mesures de réparation deviennent nécessaires dans les cas de dysfonctionnements aigus mis en évidence par le suivi de routine du système. En effet, l'intervention d'une assistance externe est requise, puisque l'utilisateur n'a pas forcément les outils et le savoir-faire nécessaires. Le technicien devrait se rendre régulièrement sur place durant tout le temps que durent les travaux de réparation. Ceux-ci peuvent consister en des conseils et consignes généraux, des tests sur le fonctionnement du digesteur, la réparation d'une panne, l'installation de pièces de rechange, un suivi des résultats de la réparation, etc. Quelques pistes de solutions relativement ponctuelles sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1: Problèmes courants, causes et solutions éventuelles.

Problèmes	Causes/indicateurs éventuels	Solutions envisageables
Quantité de substrat	- Déficit ou excès d'alimentation journalière - Dilution excessive	Revoir les calculs relatifs aux taux de charge organique et le temps de rétention
Fuites de gaz	- Digesteur - Gazomètre - Tubes - Valves et accessoires	Vérifier les composantes et connections sous pression, à l'aide d'eau savonneuse
Perturbations des activités biologiques	- Odeurs fortes - Changement de couleur de la matière digérée - Baisse de pH	- Vérifier le taux de charge organique - Arrêter l'alimentation jusqu'à un retour à la normale - Neutraliser le pH avec de la chaux - Ajouter de la bouse de vache ou de la boue active (saine) - Vérifier les procédures d'alimentation du digesteur pour déterminer les risques éventuels de pollution et d'intrusion de substances toxiques (détergents, pesticides, etc.)

II.3.3. Paramètres généraux de fonctionnement

II.3.3.1. Facteurs d'influence

II.3.3.1.1. Température

La température opérationnelle à l'intérieur du digesteur est l'un des paramètres majeurs du processus de production de biogaz. Elle a un effet sur le niveau d'activité biométhanogène, la durée de la fermentation et sa stabilité. Desai (1988), rapporté par Yadvika et al. (2004), a remarqué que lorsque la température du digesteur était maintenue à 40°C il était possible de réduire le temps de rétention de plus de 40%.

Généralement, 3 plages de température sont retenues pour la digestion anaérobie, avec des avantages et des limitations spécifiques :

- 1) La **digestion anaérobie psychrophile** (<25 °C) qui favorise souvent une activité méthanogène limitée ;
- 2) La **digestion anaérobie mésophile** (25–40 °C) qui représente la plage optimale pour la production de biogaz ;

- 3) La **digestion anaérobie thermophile** (>45 °C), souvent associée à une production méthanogène plus importante. En effet, les processus thermophiles deviennent plus rapides, mais également plus instables et moins efficaces économiquement (Angelidaki et Ahring, 1994).

Les réacteurs biologiques fonctionnant entre 25 °C et 35 °C sont généralement les plus utilisés pour leur plus grande stabilité (Tchobanoglous et al., 2003) et pour être plus adaptés aux conditions tropicales de la plupart des PED, sans besoin de recours à une source de chaleur extérieure. Dans ces conditions, des mesures assez simples sont généralement préconisées pour gérer la température interne du digesteur. Le digesteur anaérobie est généralement orienté de façon à profiter d'une insolation maximale. Il peut également être enterré ou recouvert de résidus végétaux disponibles localement pour éviter des variations journalières importantes de température auxquelles la microflore méthanogène est particulièrement sensible (Garba, 1996). Dans le même temps, ces pratiques permettent de limiter et de minimiser les pertes de chaleur dans le digesteur par échange avec son environnement (Yadvika *et al.*, 2004).

II.3.3.1.2. pH

L'hydrogène représente un produit intermédiaire très important du processus de digestion anaérobie. Dans la plupart des réactions où il est produit, l'hydrogène doit avoir une pression partielle relativement faible pour que la réaction soit possible. La production d'AGV au cours des phases initiales de la digestion anaérobie produit des ions hydrogènes et fait diminuer le pH. Mais la réaction entre le gaz carbonique qui est soluble dans l'eau et les ions hydroxydes pour former des ions bicarbonates tend à rétablir la neutralité du pH, le processus est ainsi autorégulé et bien tamponné. En outre, les bactéries méthanogènes consommatrices d'hydrogène contribuent également à la stabilité du processus et sont absolument nécessaires pour assurer la faisabilité thermodynamique des réactions (Mata-Alvarez, 2002). En effet, quand le niveau de production d'acide excède la conversion en méthane, il se crée un déséquilibre dans le processus qui se traduit par une diminution du pH, une baisse de la production de biogaz et l'appauvrissement de celui-ci par une teneur de plus en plus élevée en dioxyde de carbone (Eckenfelder, 2000).

Les bactéries impliquées dans la digestion anaérobie supporte des pH variant entre 6 et 8, avec une activité optimale autour de 7 (Igoni *et al.*, 2008). Le pH peut être mesuré à l'aide d'un pH-mètre électrochimique ou d'un papier pH.

Ce paramètre n'est pas toujours facilement contrôlable puisqu'il est lié à de multiples autres paramètres (charge organique, nature du substrat, teneur en graisse, activité microbienne, etc.) du processus de digestion anaérobie. Cependant, le maintien d'une alcalinité suffisante, en tout temps supérieure à 3000 mg.l⁻¹, assure le tampon du digesteur anaérobie et une production méthanogène optimale. Ce paramètre est mesurable par dosage acido-basique. La chaux est généralement utilisée pour ajuster le pH et rétablir l'équilibre du processus (Eckenfelder, 2000).

II.3.3.1.3. Pré-traitements

Des opérations de prétraitement simple sont parfois nécessaires pour accroître la digestibilité anaérobie des substrats et améliorer les performances de tout le processus. Ces opérations de préparation des

substrats consistent généralement à favoriser le contact entre la matière organique et les micro-organismes et à accélérer les processus réactionnels mis en œuvre par ceux-ci. Une première tâche souvent nécessaire est la ségrégation entre la fraction organique du substrat à digérer et la fraction minérale ou inerte (métal, verre, matière plastique, os, cailloux et pierres, etc.) considérée comme source d'impureté à l'intérieur du gisement. Cette dernière fraction se retrouve même dans les biodéchets comme par exemple, dans les fientes de poulets où une quantité de sable et de composés solides insolubles est souvent observée en relation au mode d'alimentation. D'autres formes de prétraitements rapportées par Yadvika *et al.* (2004) sont plus ou moins susceptibles d'être appliquées dans les PED. Cependant, il s'agit pour la plupart des expérimentations réalisées à l'échelle de laboratoire portant sur : le prétraitement alcalin ou acide, la pré-fermentation aérobie, le traitement thermochimique, le traitement par ultrason et l'ensilage du substrat.

Braun et Wellinger (2002) ont proposé quelques modes de prétraitement appropriés à certains déchets et sous-produits agricoles et agroindustriels et, par la même occasion, une évaluation sommaire de leur biodégradabilité anaérobie (Annexe 1). Ils ont mis en évidence les besoins de dilution pour certains effluents liquides et d'opérations de hachage, broyage qui consistent à réduire la taille des particules de substrats solides et à augmenter la surface solide accessible aux micro-organismes.

II.3.3.1.4. Granulométrie

La taille des particules a une influence certaine en particulier sur la biodégradabilité des substrats ligno-cellulosiques et sur le niveau de production méthanogène. De façon générale, l'hydrolyse microbienne du complexe ligno-cellulosique est un processus lent et difficile, en raison même de la structure chimique et physique de ce type de substrat. La lignine s'associe intimement à l'hémicellulose, laquelle recouvre la cellulose et crée une barrière physique empêchant l'action des enzymes hydrolytiques (Noike *et al.*, 1985; Mshandete *et al.*, 2006). En outre, les structures cristallines de la cellulose sont si étroitement liées entre elles par des liaisons hydrogènes qu'elles rendent la cellulose cristalline encore moins accessible aux enzymes (Eriksson *et al.*, 2002). La surface spécifique des particules de cellulose est une caractéristique importante qui détermine le niveau d'activité initiale de l'hydrolyse d'un substrat (Eriksson *et al.*, 2002; Hu *et al.*, 2005). Les particules de taille réduite offre une plus grande surface spécifique favorisant une meilleure absorption du substrat qui se traduit par une meilleure cinétique d'activité microbienne et de production méthanogène, ainsi que le confirment de nombreuses études (Hills et Nakamo, 1984; Sharma *et al.*, 1988; Kivaisi et Eliapenda, 1994; Angelidaki et Ahring, 2000; Palmowski et Müller, 2003; Mshandete *et al.*, 2006).

D'un point de vue technique, les substrats frais comme les feuilles sont facilement dégradables, même sans réduction de la taille de leurs particules. Cependant, un broyage préalable réduit significativement le volume occupé par le substrat dans le digesteur, sans modifier la production de biogaz (Gollakota et Meher, 1988; Moorhead et Nordstedt, 1993; Yadvika *et al.*, 2004). En outre, des particules de taille trop grande peuvent obstruer les canaux de transmission du digesteur, entravant ainsi le processus de digestion anaérobie (Yadvika *et al.*, 2004). Dans le contexte des PED, les actions de hachage et broyage préconisées par Braun et Wellinger (2002), lesquelles se pratiquent généralement de façon manuelle, se révèlent généralement suffisantes pour la réduction des particules des DAA et DMA.

II.3.3.1.5. Agitation

L'agitation du contenu du digesteur anaérobie est généralement utile à favoriser le contact entre le substrat et les micro-organismes et, par ricochet, à renforcer l'activité méthanogène. Il existe divers mécanismes et procédés d'agitation plus ou moins complexes comme l'insertion d'un racloir, d'un piston, etc., à l'intérieur du digesteur ; l'incorporation d'une buse pour évacuer le liquide du digesteur ; la recirculation du biogaz ; la désintégration mécanique ou broyage humide ; etc. (Yadvika *et al.*, 2004). Ces procédés exigent généralement des moyens technologiques et financiers assez relevés, les rendant difficiles de mise en œuvre dans des contextes socio-économiques difficiles. Les coûts d'installation, d'opération et d'entretien d'un dispositif d'agitation sont généralement onéreux dans un processus de biométhanisation (Ward *et al.*, 2008), donc pas tout à fait adapté aux contextes à précarité logistique et socioéconomique. Cependant, un certain degré d'agitation est utile au bon fonctionnement d'un digesteur (Veeken, 2005 ; Müller ; 2007). A défaut d'être en continu, une agitation minimale au moment de l'alimentation journalière du digesteur est généralement suffisante et plus accessible aux PED pour imprimer, en tout en partie, l'effet d'optimisation souhaitée.

II.3.3.2. Paramètres globaux

II.3.3.2.1. Balance nutritionnelle

L'équilibre de la nutrition des micro-organismes doit être maintenu par un taux de charge organique adéquat et une composition équilibrée du substrat. Par exemple, pour une quantité déterminée de substrat, les concentrations respectives de carbone et d'azote déterminent la performance du processus anaérobie comme l'un ou l'autre peut constituer un facteur limitant. Il est généralement rapporté que les micro-organismes utilisent le carbone 25-30 fois plus rapidement que l'azote, au cours de la digestion anaérobie (Yadvika *et al.*, 2004). En effet, le carbone représente la principale source d'énergie pour les micro-organismes tandis que l'azote participe de la croissance microbienne (Igoni *et al.*, 2008). Différents ratios C/N, allant de 20-30/1 à 35-40/1 (en supposant que le carbone en question est majoritairement biodégradable), sont proposés dans la littérature pour optimiser les processus anaérobies (Malik *et al.*, 1987; Bardiya *et al.*, 1997; Yadvika *et al.*, 2004; Pesta, 2007). Les substrats pauvres en azote sont généralement associés en co-digestion à d'autres relativement riches pour atteindre un ratio optimal (Barnett, 1978; Yadvika *et al.*, 2004).

D'autres éléments trace non métalliques, comme le soufre, interviennent dans la formation des structures cellulaires. Certains métaux comme le nickel, le cobalt, le molybdène et le tungstène sont essentiels pour la croissance et le métabolisme microbien dans le digesteur (Pesta, 2007). Dans ces conditions, l'apport de co-substrats peut de contribuer à l'équilibre nutritionnel. Cependant, la présence de certains inhibiteurs et composés toxiques tels que l'ammoniac, les sulfures, l'acide propionique, les substances pétrochimiques, les nitrates/nitrites, les cyanures, les dérivés phénoliques et des solvants doivent être gérés avec précaution (Pesta, 2007).

II.3.3.2.2. Production de méthane

La production de méthane est sans doute le paramètre de suivi le plus important dans le contrôle de la digestion anaérobie, puisque celui-ci intègre l'ensemble des autres paramètres du processus. La

production journalière de biogaz est fonction du taux de charge organique, de la stabilité générale de l'activité des micro-organismes à l'intérieur du digesteur, de la température dans le digesteur et des procédés d'optimisation de la digestion (pré-traitement du substrat, agitation du milieu, etc.) (Bekkering *et al.*, 2010). La production de biogaz est mesurable en continu à l'aide d'un compteur à gaz (volumétrique ou manométrique), placé entre le digesteur et le gazomètre (mesure de la production) ou entre le gazomètre et le point d'utilisation (mesure de la consommation). Elle peut aussi être évaluée par le suivi de la variation du niveau du gazomètre, à l'aide d'une règle graduée, par temps de zéro consommation (cas des digesteurs à cloche mobile) ou généralement par la mesure de la pression à l'intérieur des digesteurs à dôme encastré. La concentration de méthane dans le biogaz est fonction de la nature et de la composition du substrat, du pH et de l'équilibre entre les groupes de micro-organismes acidogènes et méthanogènes. La production de méthane peut être déterminée à partir de l'analyse de la composition du biogaz à l'aide d'un analyseur de gaz, en tenant compte du volume de biogaz produit. Le cas échéant, un essai à la flamme (pratiqué à l'ombre) permet de confirmer une teneur en méthane se situant dans les limites du mélange explosif entre le méthane et l'air, de l'ordre de 4,4%_{CH₄} à 16,5%_{CH₄} (v/v) (Braun, 2007).

II.3.4. Types de digesteurs anaérobies

La teneur en matière sèche (MS) du substrat disponible et, à l'opposé, la teneur en eau déterminent généralement le choix des procédés de méthanisation et le type de digesteur anaérobie. De façon arbitraire, la digestion anaérobie est dite « humide » dans le cas du traitement des déchets ayant entre 5 et 20% de taux de matière sèche (MS). Elle est dite « sèche » pour des déchets dont le pourcentage de MS est compris entre 20 et 50%. En deçà de 5% de MS, c'est la digestion anaérobie des effluents liquides, tandis qu'au-delà de 55% de MS, le substrat est difficilement traitable par digestion anaérobie (Moletta, 2008).

Dans les pays industrialisés, les digesteurs anaérobies sont généralement groupés en 3 grandes catégories, en fonction de leurs modes et fréquences d'alimentation, ainsi que de leurs degrés de sophistication :

- 1) Les digesteurs discontinus ou batch à étape unique ;
- 2) Les systèmes d'alimentation en continu et à étape unique ;
- 3) Les réacteurs en continu et à étapes multiples, dans lesquels la phase d'hydrolyse et acidogénèse est séparée de l'acétogénèse et la méthanogénèse, pour améliorer la stabilité du processus (Bekkering *et al.*, 2010). Ces systèmes s'adaptent généralement à la fois aux voies humides et sèches de la digestion anaérobie.

Les digesteurs anaérobies des PED sont ordinairement exploités par voie humide pour faciliter la manutention de la matière en entrée et en sortie de digesteur. Ils peuvent également être regroupés en 3 grandes catégories, en prenant uniquement en compte leur fréquence d'alimentation (Héduit, 1993) :

- 1) Les digesteurs discontinus (ou batch), chargés une seule fois, jusqu'à épuisement du substrat et fin du processus méthanogène ;

- 2) Les digesteurs continus, dont le contenu est en partie renouvelé régulièrement ;
- 3) Les digesteurs semi-continus, correspondant à des procédés continus plutôt rustiques ou non conventionnels.

II.3.4.1. Digeurs discontinus

Dans cette catégorie de digesteurs type batch, figurent les principaux types de digesteurs parmi les plus connus:

- Le **digester Ducellier-Isman**, disposant d'un système de pré-fermentation aérobie permettant d'éviter l'acidogenèse, lors du démarrage des réactions biologiques. Ses principaux compartiments sont présentés sur la figure 3.

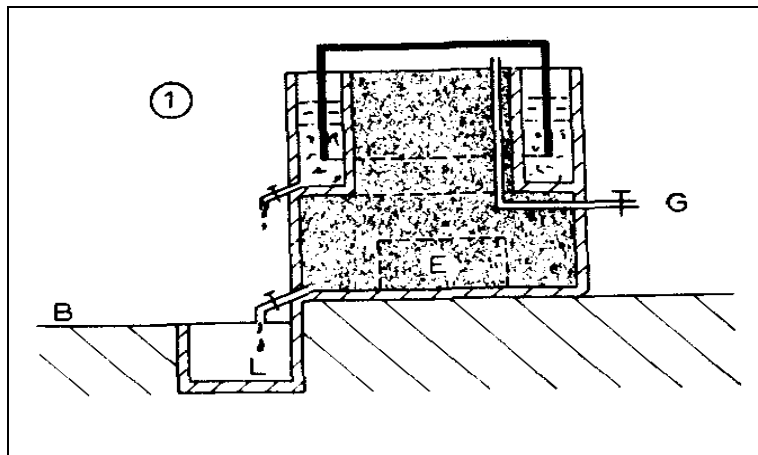


Figure 3: Représentation schématiques du digester type Ducellier-Isman, avec gazomètre amovible, sorties de liquide à faible taux de MS (L), d'effluents (E) et de gaz (G) (Source : Brakel (1980)).

- Le **digester du CIEH** (Comité Interafricain d'Etudes Hydrauliques) ou « puits », généralement disposé en batterie. La figure 4 illustre les principales composantes de ce type de digester.

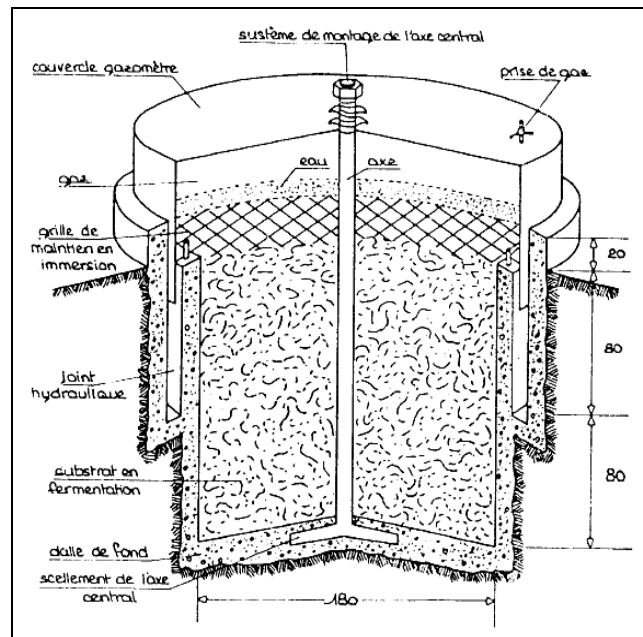


Figure 4: Coupe Schématique d'un digesteur CIEH de petite capacité (Source : Degoulet (1984)).

Ces digesteurs dits « batch », sont caractérisés par une opération de chargement du substrat, souvent accompagné d'un inoculum et, dans certains cas, d'un additif chimique (généralement alcalin) pour maintenir le pH proche de la neutralité. Le digesteur, une fois rempli, est fermé jusqu'à la fin de la fermentation. Le processus est généralement réalisé sur une période allant de 30 à 180 jours pendant laquelle la production journalière de biogaz augmente graduellement, jusqu'à un maximum, puis diminue (FAO, 1992). Ce procédé est souvent improprement assimilé à une « fermentation sèche », puisqu'il supporte des concentrations de MS comprises entre 150 et 300 kg/m³ de digesteur ; le rendement volumique maximal est d'environ 1 m³_{biogaz}.m⁻³_{digesteur}.jour⁻¹ (Héduit, 1993). Il reste toutefois le plus simple, donc le moins cher, mais aussi le moins performant de tous les procédés.

Plusieurs exemples de réussite de programmes de développement de digesteurs discontinus, sont rapportés dans la littérature. A la ferme Maya (Philippines), par exemple, la fermentation a été réalisée à partir d'une dilution 1:1 de lisier de porc (12,5% MS, 10,0% MV), d'un temps de rétention de 30 jours, à environ 30°C, plus de 30 digesteurs en exploitation extensive, avec une recharge et une vidange tous les jours, pour ainsi garantir une fourniture constante de biogaz (Maramba, 1978; FAO, 1992). Cette technologie a également été introduite au Sri Lanka par le Centre NERD (National Engineering Research Development), pour le traitement des déchets de marché, paille et plantes aquatiques.

II.3.4.2. Digesteurs semi-continus conventionnels

D'après Héduit (1993), ces digesteurs sont caractérisés par (i) un chargement aléatoire en qualité et en quantité; (ii) une évacuation en continu ; et une nécessité d'arrêt pour le nettoyage. Ils sont adaptés à des effluents liquides ou solides, à faible teneur en composés ligno-cellulosiques. Ils offrent l'avantage d'être relativement simples de construction et de mise en œuvre, à partir de matériaux disponibles localement. Cependant, l'absence de systèmes mécanisés ou tout autre dispositif d'agitation ou d'évacuation des substrats digérés, occasionne une sédimentation qui réduit le volume utile du

digesteur et diminue le temps de séjour théorique. D'où la nécessité d'un curage assez régulier. Le rendement volumique est de l'ordre de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3$ de digesteur, sur un temps de rétention hydraulique qui peut aller jusqu'à plus de 100 jours.

Deux (2) principaux types de digesteurs sont représentatifs de cette catégorie (FAO, 1992):

- 1) Les **digesteurs à dôme encastré** (fixed dome type), dits « **type chinois** », pour avoir été construit pour la première fois à Jiangsu (Chine), en 1936.
- 2) Les **digesteurs à cloche mobile** (floating dôme type), aussi appelés « **type indien** », conçus en 1950 et diffusés pour la première fois dans le cadre du programme de la KVIC (Khadi and Village Industries Commission) de Bombay (Inde).

II.3.4.2.1. Digesteurs à dôme encastré

Ce type de digesteur, également connu sous les noms de digesteur hydraulique ou à pression hydraulique, est caractérisé par une structure en forme de dôme rigide et non amovible, posé sur le digesteur, jouant le rôle d'un gazomètre et offrant une voie d'accès pour l'entretien du digesteur. Quand démarre la production méthanogène, le mélange liquide-substrat est migré vers une chambre d'expansion. La pression dans le digesteur augmente avec le volume de gaz stocké et la différence de hauteur entre les 2 niveaux du mélange dans le digesteur et dans la chambre d'expansion (ISAT-GTZ, 1998).

En termes de nombres absolus, le type de digesteur à dôme encastré est de loin le plus répandu dans les PED, avec plus de 5 millions d'unités de taille familiale rien qu'en Chine, à la fin du 20^{ème} siècle (FAO, 1992). Le succès de ce type de digesteur est probablement dû à la disponibilité locale des matériaux de construction, aux coûts d'installation relativement faibles, à l'absence de composantes amovibles et d'acier corrodable, à une longue durée de vie dans le cas où il a été bien construit et bien entretenu, une économie de l'espace liée à sa construction souterraine, etc. Cependant, les retours d'expérience font état de certains problèmes fréquemment rencontrés, dont des cas de fuites dans la partie supérieure de la structure en briques et perte de biogaz, fluctuation de pression du gaz en fonction du volume stocké, température généralement relativement faible, en dépit de l'effet tampon de la construction souterraine. La figure 5 fait une représentation schématique des différents compartiments de ce type de digesteur.

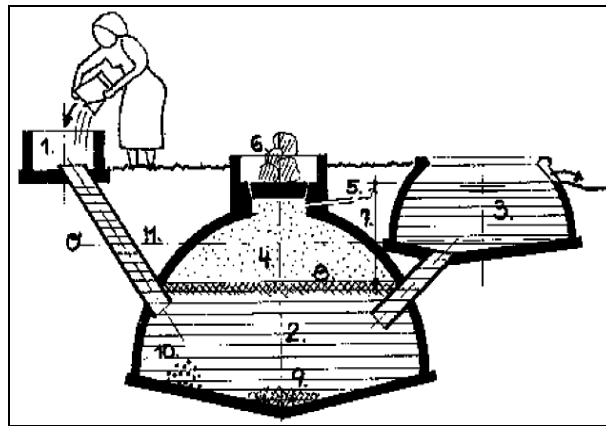


Figure 5: Représentation schématique d'un digesteur à dôme encastré, avec zone de mélange et conduite d'entrée du substrat (1); digesteur proprement dit (2); zone de compensation et de sortie du digestât (3); gazomètre (4); conduite de gaz (5); zone d'accès au digesteur, muni d'un couvercle fixé et scellé au digesteur (6); différence de niveau ou pression de gaz en cm de colonne d'eau (7); mousse flottante (8); accumulation de boue épaisse (9); sédimentation (10); ligne de base zéro ou hauteur de remplissage à de pression de gaz nulle (11) (Source : Sasse (1988)).

Deux modèles de ce type sont présentés par Singh et Sooch (2004). La principale caractéristique du premier modèle, appelé « **modèle Janata** » conçu en Inde, est que le digesteur et le gazomètre sont intégrés dans la structure de maçonnerie en briques. Le second, le « **modèle Dheenbandhu** », développé à New Delhi (Inde), en 1984, est conçu sur la base du principe de minimisation de la surface occupée par le digesteur dans le but de réduire les coûts d'installation, sans compromettre les caractéristiques opérationnelles de celui-ci. Ce modèle est par conséquent l'un des moins chers de ce type. Il est conçu à partir de 2 sphères de diamètres différents, joints à leurs bases, et fonctionnant à la fois comme digesteur et comme gazomètre.

La firme de Shenzhen (Chine), Puxin Science & Technology, impliquée dans la recherche, le développement et la promotion de systèmes d'application à la méthanisation, a développé le **modèle de digesteur Puxin** qui est de type hydraulique. Il est composé du digesteur proprement dit en béton et d'un gazomètre en plastique renforcé par des fibres de verre. La taille d'un digesteur unitaire varie entre 6 et 50 m³. Il comprend une chambre de fermentation, un goulot, une entrée et une sortie. Pour l'unité de taille familiale (6-10 m³), le gazomètre, de 1,6 m de diamètre (1-1,2 m³), est fixé au goulot du digesteur et scellé avec celui-ci par un joint d'eau (figure 6). Le digesteur Puxin est particulièrement adapté aux déjections animales, et autres déchets assimilés. Ce modèle de digesteur, éprouvé par plus de 20 années d'études, offre de nombreux avantages, par rapport aux autres digesteurs conventionnels (à dôme encastré ou à cloche mobile). Les composantes de ce digesteur (moule en acier, gazomètre, appareils utilisant le biogaz, etc.) ont été exportées dans de nombreux pays comme les Etats-Unis, l'Espagne, le Kenya, l'Indonésie, le Népal, le Timor oriental, la Mauritanie, le Ghana, le Panama et Haïti.

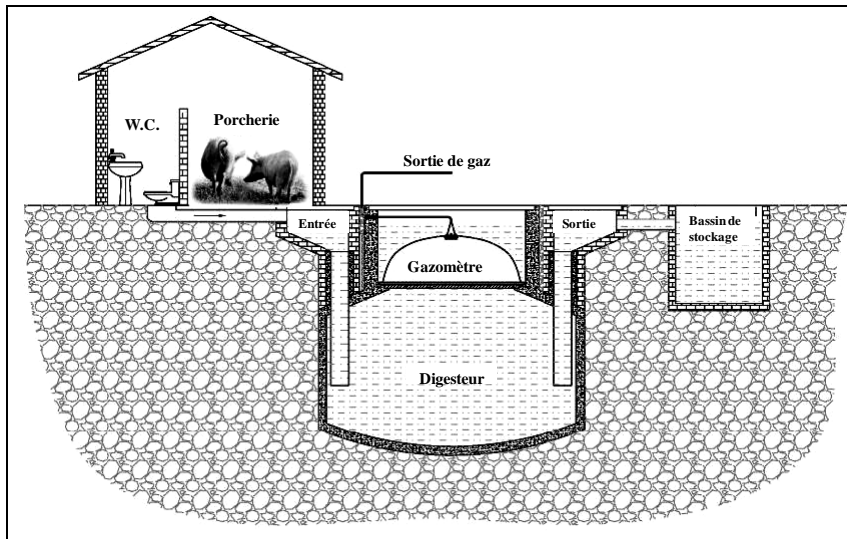


Figure 6: Description schématique d'un digesteur Puxin fonctionnant à partir de déjections animales et excréments humains (source : Puxin (2009)).

II.3.4.2.2. Digesteurs à cloche mobile

Les murs de ce type de digesteur sont généralement construits en briques (rarement en béton) et surmontés d'une cloche mobile en métal ou en plastique comme gazomètre. Le biogaz produit est stocké dans la cloche mobile, laquelle monte et descend sur un axe central (FAO, 1992). Ce digesteur est généralement alimenté à partir de déjections animales et humaines, résidus agricoles ou plantes aquatiques, à travers un tuyau d'entrée, tandis qu'une quantité équivalente de boue digérée est éliminée par le trop-plein (figure 7).

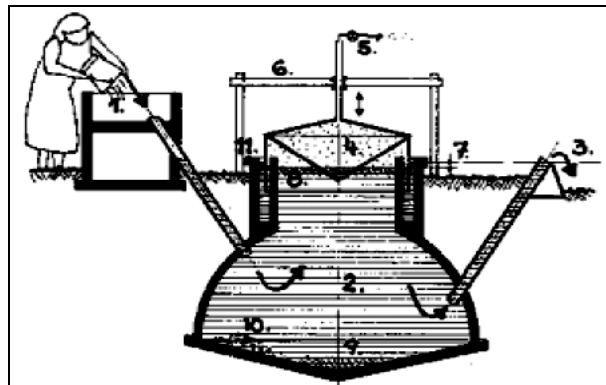


Figure 7: Représentation schématique d'un digesteur à cloche mobile (1), avec zone de mélange et conduite d'admission du substrat (2); trop-plein au niveau de la conduite de sortie (3); gazomètre muni d'un dispositif de blocage de la mousse (4) ; sortie de gaz et robinet principal (5) ; structure de guidage du couvercle du gazomètre (6) ; différence de niveau ou pression de gaz en cm de la colonne d'eau (7) ; mousse flottante (8) ; accumulation de mousse épaisse (9) ; sédimentation (10) ; joint d'eau (11) (Source : Sasse (1988)).

Le digesteur à cloche mobile, sur lequel le modèle KVIC s'est inspiré, est très répandu à travers le monde. Des équipes de chercheurs et d'industriels continuent d'améliorer le concept. A titre d'exemple,

l'ONG ARTI (Appropriate Rural Technology Institute) basée à Maharashtra (Inde), regroupant des chercheurs et des travailleurs du social, a développé une technologie simple et robuste utilisant prioritairement les déchets alimentaires (résidus de salades et de légumes, aliments avariés, pelures de fruits, fruits pourris, etc.) comme substrat destiné à la fermentation méthanogène pour la cuisson. Le **digesteur ARTI** est conçu à partir de 2 citernes découpées en polyéthylène haute densité (PEHD). L'une des citernes, plus petite, constitue le gazomètre et est renversée au-dessus de la plus grande qui contient le mélange de substrat à fermenter et la boue active (Figure 8). Le concept est suffisamment compact pour être utilisé par les ménages urbains de même que par les fermiers du milieu rural (Müller, 2007).

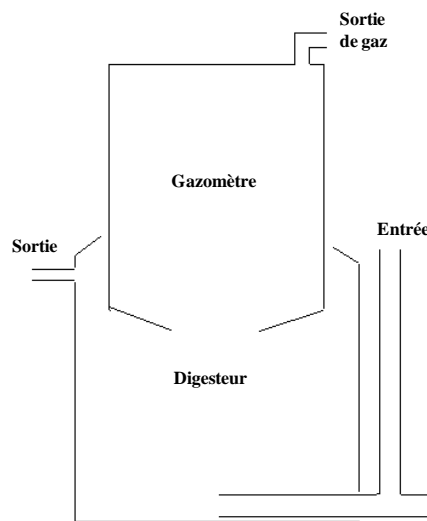


Figure 8: Représentation schématique du digesteur ARTY (Source : (Müller, 2007)).

II.3.4.3. *Digesteurs continus*

Les procédés mis en œuvre par les digesteurs continus visent à surmonter les contraintes habituelles du processus de fermentation anaérobie, tels la sédimentation, les chemins préférentiels, les temps de rétention longs, une activité méthanogène relativement faible, etc. Cependant, le niveau de sophistication de ces procédés et, par ricochet, leurs coûts d'installation les rendent inaccessibles à la plupart des communautés des PED, sinon seulement quelques unités sont généralement importées à des fins expérimentales. Parmi les plus communs dans ces milieux, 2 types fondamentaux de ces digesteurs appelés « réacteurs limites » par Moletta (2008) sont présentés :

- le type procédé infiniment mélangé (completely mixed type),
- le type piston (plug-flow type).

II.3.4.3.1. **Digesteurs infiniment mélangés**

Ces digesteurs sont munis de dispositifs d'agitation (hydraulique, mécanique ou par injection de biogaz) permettant d'éviter des dépôts importants de sédiments. Ils sont adaptés à des effluents liquides et des charges de 3 à 5 kg MS/m³/jour. Leur productivité est de 1 à 1,5 m³ de biogaz/m³ de digesteur/jour. Le temps de rétention est généralement de 10-20 jours, tout en assurant une dégradation totale de

l'effluent (Hédruit, 1993). La figure 9 représente schématiquement 4 modèles de digesteurs mélangés, avec des dispositifs d'agitation d' différents.

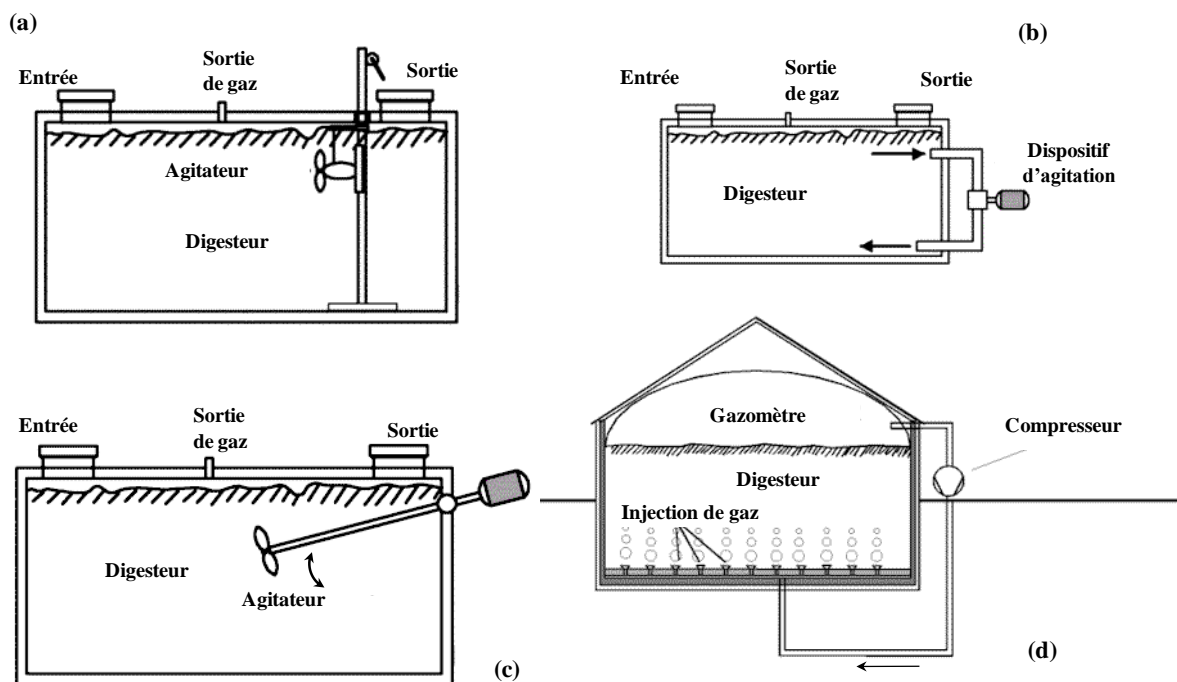


Figure 9: Coupes schématiques de digesteurs infiniment mélangés, à l'aide de: (a) un rotor mécanique immergé dans le digesteur, (b) un dispositif d'agitation hydraulique, (c) une palette d'agitation disposée sur le côté, un dispositif d'agitation par injection de biogaz (Source : (ISAT-GTZ, 1999).

II.3.4.3.2. Digesteurs de type piston

Les digesteurs de ce type peuvent être disposés soit verticalement, soit horizontalement. Ils sont souvent munis d'un système d'agitation qui est assuré optionnellement par (Moletta, 2008) :

- une recirculation du digestât à l'aide d'une pompe extérieure ;
- des hélices sur un axe longitudinal (réacteur à piston horizontal) ;
- des pales sur axes transversaux (réacteur à piston vertical).

Représentatif de ce type, le **modèle Transpaille** mis au point vers la fin des années 1980 par l'Institut de Recherches Agronomiques Tropicales (IRAT), traite les résidus agricoles solides et liquides pour la production de biogaz et la fabrication de compost. Le dispositif piston est constitué d'un bouclier qui est poussé par un vérin hydraulique actionné manuellement ou mécaniquement. L'évacuation de la boue digérée est concomitante au remplissage. Le recyclage du liquide d'immersion permet un ajout minimal d'eau (Hédruit, 1993). Le volume du digesteur varie en fonction des situations, avec des unités de taille familiale de 3 m³, des unités à l'usage des exploitations agricoles de 10-20 m³, voire des unités industrielles de plus de 100 m³. Le rendement volumique de biogaz est de 0,8 m³/m³ de digesteur/jour, avec une charge de 130 kg MS/m³ et un temps de rétention de 30 jours. Le temps de rétention est régi par la course du bouclier rapportée à la longueur du digesteur (Hédruit, 1993). Les tests réussis sur de petites unités Transpaille installées dans des fermes agricoles des zones rurales du Sénégal, ont rassuré

le projet mené par le groupe d'intérêt économique, Agriforce, en 1988. Ce projet consistait en la mise route d'une unité Transpaille de 40 m³ dans l'abattoir de Thiès (Sénégal), permettant théoriquement de produire 15 000 kWh d'énergie et 80 tonnes de compost par an.

Le **digesteur plastic (Plastic Bag Digester)** taïwanais a été conçu dans les années 1960 pour alléger les contraintes d'accessibilité et de coûts liées aux digesteurs en béton, maçonnerie ou acier. Ce type de digesteur est essentiellement constitué d'un long cylindre en PVC, ou PEHD (polyéthylène haute densité) auquel sont intégrés des tubes d'entrée et de sortie de substrats et un tube de sortie de gaz. Il fonctionne comme un digesteur type piston, avec possibilité de stockage du biogaz dans un gazomètre séparé ou non. Le digesteur taïwanais est particulièrement adapté au traitement du lisier de porc, avec un temps de rétention variant de 60 jours, entre 15 et 20°C, à 20 jours entre 30 et 35°C. Le rendement volumique est de 0,25-0,60 m³ de biogaz/m³ de digesteur/jour. En raison de sa simplicité d'installation et la possibilité d'être préfabriqué, le coût de ce digesteur est relativement faible, soit moins de 100 dollars pour une unité de taille familiale. Cet avantage fait de ce modèle de digesteur l'un des plus compétitifs, en dépit de la grande vulnérabilité de sa structure vis-à-vis des impacts physiques et des aléas climatiques.

Le Centre for Sustainable Technologies (CST-ASTRA), Indian Institute of Sciences de Bangalore, Inde a développé le **modèle de digesteur piston à 3 compartiments (3-zones plug flow like digester)**, dont les principales caractéristiques et les avantages comparatifs majeurs se résument par le fait qu'il approche le mode de fonctionnement des réacteurs à étapes multiples des Pays industrialisés, tout en évitant le niveau de sophistication de ces systèmes (Chanakya *et al.*, 2009). Ce modèle est relativement simple dans sa conception et sa mise en opération, donc peu onéreux. Il fonctionne suivant le principe des digesteurs à cloche mobile, mais se comporte comme un digesteur type piston disposé horizontalement. Il est robuste et flexible, s'adaptant à des formes d'exploitation différentes et à des déchets de natures diverses.

Les caractéristiques générales de ce modèle de digesteur anaérobie et les résultats de sa mise en situation sont présentés dans la dernière partie de ce travail, traitant de la mise en place d'une unité pilote de digestion anaérobie en Haïti.

II.4 Voies d'utilisation des produits de la digestion anaérobie

II.4.1. Fraction solide du digestat

S'il ne contient pas de matériaux indésirables (verre, plastiques, ...) ni de substances toxiques, le digestat peut être transformé en compost après maturation aérobie, ou utilisé comme substrat pour la production de lombri-compost et de champignons comestibles (Chanakya *et al.*, 2007; Lacour *et al.*, 2011). Après stabilisation aérobie, le digestat solide peut être utilisé comme amendement organique, sous réserve de son innocuité, pour fertiliser et améliorer les structures des sols agricoles, tout en réduisant les risques de pollution agro-chimique des eaux superficielles et souterraines liés à l'utilisation massive d'engrais chimiques (Schulz et Eder, 2001; Schröder *et al.*, 2008).

II.4.2. Fraction liquide du digesteur

Certaines études rapportent que le liquide sortant du digesteur peut avoir des propriétés pesticides et être utilisé contre les insectes suceurs des cultures annuelles (Chanakya *et al.* (2007). Ce liquide peut également être utilisé comme source de nutriments en aquaculture ou comme inoculum pour la digestion anaérobie, d'après Shih (1993).

II.4.3. Biogaz

Le biogaz produit à partir de déjections animales et résidus végétaux figure parmi les sources d'énergie les plus durables, notamment en raison de son potentiel de production au niveau de petites unités décentralisées et parce qu'il n'exige aucune infrastructure importante pour son transport (Schröder *et al.*, 2008). De même, le biogaz peut être considéré comme une alternative intéressante pour les zones rurales à accès limité ou inexistant aux réseaux urbains d'énergie, où il peut être utilisé principalement pour l'éclairage et la cuisson. Les cuisinières à biogaz offrent une efficacité énergétique de l'ordre 45%, contre près de 25% pour la production d'électricité à partir d'une génératrice ou environ 4% pour l'éclairage par les lampes à manchons, tandis que la cogénération, avec récupération de la chaleur des génératrices électriques sous forme d'eau chaude, peut atteindre jusqu'à 90% de rendement (ISAT-GTZ, 1999).

Par ailleurs, le biogaz offre des avantages écologiques, en se substituant aux sources d'énergie fossile, contribuant ainsi à la mitigation des émissions de gaz à effet de serre et des changements climatiques. En effet, le gaz carbonique généré par combustion du biogaz n'est pas considéré comme un contributeur net au volume de gaz carbonique atmosphérique, puisque le biogaz est originellement produit à partir de végétaux qui absorbent le gaz carbonique dans l'atmosphère. La production et la récupération du biogaz permettent également de réduire les odeurs au niveau des fermes agricoles (Schröder *et al.*, 2008) et des sites de décharge (Igoni *et al.*, 2008), rendant ces installations plus socialement acceptables pour les communautés avoisinantes.

Le biogaz offre également des bénéfices sociaux, dans la mesure où la production et l'utilisation de gaz génèrent des sources de revenu alternatives en particulier au profit des ménages et petites exploitations locales marginalisées et en situation de grande précarité. Le biogaz apporte généralement une valeur ajoutée au revenu faible des exploitations agricoles et facilite le passage à une agriculture durable (Schröder *et al.*, 2008). De plus, en éliminant le travail quotidien de collecte de bois de chauffe, la production de biogaz contribue à réduire la corvée des femmes et des enfants dans la plupart des PED (Mwakaje, 2008; Walekhwa *et al.*, 2009).

CHAPITRE III. GESTION DES DECHETS ORGANIQUES EN HAITI

III.1. Généralités

Des insuffisances d'ordres matériel, institutionnel et légal, créées en partie par une hiérarchisation biaisée des choix politiques, en matière d'investissements sociaux, reléguant les questions de propreté et de salubrité publiques en arrière-plan, imposent des réflexes généralement déficients de gestion des déchets en Haïti. Cependant, l'hétérogénéité et la dichotomie entre les pratiques de production et de consommation, les procédés d'élimination et de valorisation des déchets, ainsi que les structures institutionnelles existantes, sont à l'origine de 2 grandes logiques de gestion déchets au niveau des communautés rurales et urbaines.

L'une des différences fondamentales entre les systèmes ruraux et urbains de gestion des déchets réside dans les proportions, origines et modes de traitement des gisements de déchets organiques en particulier, à l'intérieur de ces systèmes. En effet, le niveau de développement et la localisation des activités économiques (production, consommation, échanges) déterminent généralement la répartition géographique des déchets, leur importance et leur nature. Dans des PED, à l'instar d'Haïti, où l'économie repose généralement pour une large part sur l'agriculture, les déchets d'origine agricole devraient constituer le principal gisement, en termes de masse, en particulier dans les zones rurales où cette activité est prédominante. En effet, l'agriculture haïtienne représentait encore environ 30% du produit intérieur brut (PIB) national en 2003 (estimé à 2,8 milliards de dollars américains) et pourvoyait à près de 2/3 des emplois du milieu rural dans la même période (MARNDR et BM, 2005). Parallèlement, les mouvements d'exode rural, l'accroissement des populations urbaines et l'urbanisation accélérés, dans un contexte d'industrialisation relativement faible (16% du PIB en 2003), multiplient les proportions des fractions organiques issues des DMA dans l'ensemble des gisements de déchets organiques d'origine urbaine.

Des techniques traditionnelles et artisanales de traitement et de valorisation des déchets organiques sont pratiquées depuis des siècles, dans le paysage rural haïtien. Les pratiques d'enfouissement des résidus agricoles, brûlis, jachères pâturées et épandage des déjections animales correspondent à des logiques de gestion de la matière organique et de la fertilité des sols. Le pâturage post-récolte, l'affouragement et la récupération de foin et d'ordures ménagères comme provende, participent à la valorisation de la matière organique via l'alimentation du bétail. L'utilisation des cannes, des tiges végétales, des mottes de bouses de vaches comme combustibles constitue une forme de valorisation des résidus organiques à des fins de production d'énergie. Parallèlement, la mixité de la plupart des systèmes urbains de gestion de déchets où se côtoient les services étatiques et privés, de même que les fonds publics et le financement international, à travers les organismes de développement, diffère du caractère spontané et informel des systèmes ruraux. En outre, les impacts négatifs (pollution, nuisance, prolifération de rongeurs et insectes, risques de maladies, etc.), liés à l'importance, la nature et aux modes de gestion inadaptés des déchets organiques (mise en décharge avec les autres catégories, combustion, etc.), sont généralement plus prononcés dans les zones urbaines.

Toutefois certaines caractéristiques communes aux 2 contextes, sont rapportées ci-dessous, d'après les observations de Bras et Lacour (2009):

- A la source, le comportement général tend à l'évacuation immédiate de déchets non triés. Par conséquent, l'espace public (commun) le plus proche devient l'exutoire privilégié. Ce réflexe est particulièrement prédominant dans les zones rurales, périurbaines et les quartiers précaires des zones urbaines dites de « bas standing ».
- L'existence d'un circuit informel, dit plutôt pragmatique, vient suppléer l'absence d'un service institutionnel de gestion des déchets en milieu rural ou le dysfonctionnement de celui-ci en milieu urbain. Ce circuit est caractérisé par une pré-collecte par apport volontaire, une collecte individuelle (rurale et périurbaine) ou privée (urbaine de « moyen standing » et « haut standing »), une élimination des déchets dans des espaces non dédiés (terrains vagues, ravines, etc.) transformés spontanément en décharges sauvages.
- L'absence totale de site de décharge répondant aux normes environnementales, en matière de catégorisation des déchets, de travaux d'aménagement pour le contrôle des rejets et la récupération de lixiviat et biogaz, la gestion des odeurs, le contrôle des animaux, etc.
- Les pratiques de valorisation de déchets organiques en particulier par l'alimentation d'animaux de compagnie et d'élevage (libre et à la corde) sont assez fréquentes au niveau des points de pré-collecte et de collecte.
- Le déficit d'information relative aux gisements de déchets, en termes de leurs masses, leurs compositions et leurs caractéristiques bio-physico-chimiques, à travers les saisons et les espaces ruraux, périurbains et urbains, constitue un obstacle à la mise en place, au suivi et à l'anticipation des stratégies de gestion.

Ce chapitre propose une méthodologie d'évaluation des gisements de déchets, à partir de leurs origines, leurs logiques de gestion, leurs mécanismes d'interaction et de développement, entre les milieux ruraux et urbains analysés dans leurs contextes respectifs.

III.2. Gestion informelle ou « spontanée » des déchets organiques en milieu rural

Les déchets organiques des milieux ruraux haïtiens intègrent généralement des pratiques locales et individuelles de traitement, d'élimination ou de valorisation, du fait de la dispersion des habitats, de l'organisation sociale et de l'absence totale d'un système centralisé de gestion au niveau de ces espaces. Que ces déchets soient générés par des activités ménagères, agricoles ou agro-industrielles, ils sont souvent majoritairement mis en valeur dans le cadre des activités des exploitations agricoles, à travers des processus de préparation et fertilisation des sols, d'alimentation animale et d'accès à des combustibles traditionnels pour des besoins d'énergie. Toutefois, les origines et les quantités de déchets organiques générés dans les espaces ruraux, ainsi que les proportions valorisées ou non, n'ont pas encore fait l'objet d'une étude systémique. Par conséquent, la compréhension des logiques et pratiques

de gestion des déchets organiques dans ce contexte particulier passe par la présentation des caractéristiques générales et des contraintes spécifiques du milieu rural haïtien, ainsi que par une analyse de l'itinéraire de son secteur agricole comme principale activité économique.

III.2.1. Présentation générale du milieu rural haïtien

La vulnérabilité des communautés rurales des PED s'est considérablement accrue avec les récentes crises planétaires de récession économique et de flambée du cours des produits alimentaires. Les conditions de précarité caractérisées, entre autres, par une dépendance vis-à-vis des ressources naturelles et de l'agriculture, un accès limité aux intrants agricoles, au crédit agricole et aux techniques innovantes en la matière, sont de plus en plus marquées pour ces fractions marginales représentant plus de la moitié des populations des PED. En Haïti, près de 60% de la population, estimée à 8,4 millions habitants, vivait dans les zones dites rurales inégalement réparties à travers les 10 départements du pays en 2003 (IHSI, 2005). Les occupants de ces espaces évoluent généralement en marge de l'économie planifiée, des infrastructures et services de base, et encaissent plus difficilement les chocs des bouleversements fréquents, à caractère politique, économique, social et environnemental.

III.2.1.1. Hypothèses socio-économiques

Dans leurs analyses sur la dégradation du niveau de vie dans le milieu rural haïtien, la Banque Mondiale et la BID (World-Bank et IDB, 2008) ont mis l'accent sur la libéralisation des marchés et l'absence de mesures transitoires et proactives d'accompagnement, survenues au cours des 2 dernières décennies, dans un contexte rural de manque d'infrastructures (eau potable, énergie, assainissement, routes, etc.), d'accès difficile au crédit, de déficit de capital humain et social, de faiblesse institutionnelle. D'autres analyses, rapportées par le Fonds International pour le Développement Agricole (IFAD, 2010), décrivent la même situation en termes d'inégalité d'accès aux facteurs de productions (outils et équipements, eau, connaissances et savoir-faire), de déficit d'équité dans la distribution des revenus, et de l'existence de structures rattachées au pouvoir qui font perdurer ces inégalités. L'IFAD (2010) a également souligné plusieurs obstacles au développement durable du secteur agricole. Ils sont caractérisés par une intrusion des communautés urbaines au niveau des plaines arables et des terres irriguées, une précarité de la tenure foncière (près de 20% des exploitations en mode de faire-valoir indirect, titre de propriété généralement inexistant, moyenne de surface agricole utile inférieure à 1 ha), un cercle vicieux de dégradation de l'environnement (déboisement, érosion de la couche arable des sols, baisse de la fertilité des sols, baisse de la productivité agricole, dépendance sans cesse accrue par rapport aux ressources naturelles restantes), conditions difficiles d'accès au crédit, au marché et aux techniques d'amélioration de la production agricole. Ces faits traduisent un manque de volonté politique d'accompagnement qui pis est s'accompagne trop souvent de choix déstabilisateurs pour ce secteur sur une longue durée.

L'exemple typique de ce que Lundhal (1979), rapporté par Hurbon (1987), a appelé « la combinaison fatale du politique et de l'économique qui tue lentement la paysannerie haïtienne », a été illustré par le Programme pour l'Eradication de la Peste Porcine Africaine et pour le Développement de l'Élevage Porcin (PEPPADEP). Ce « vaste projet » mis en œuvre, à partir de 1981, par l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), l'Institut Interaméricain de Sciences Agricoles (IICA) affilié à l'Organisation des États Américains (OEA) et la Banque Internationale de Développement (BID),

a signé l'extermination totale des porcs haïtiens de race rustique et enclenché le processus de déclin de l'histoire récente de la paysannerie haïtienne. L'abattage de plus de 1,5 millions de têtes de porcs créoles, selon la décision imposée au gouvernement haïtien par les Etats-Unis, le Canada et le Mexique, aux fins d'éviter d'éventuelles pertes économiques estimées à environ 5 milliards de dollars américains dans le secteur agricole de ces pays. Ce fut une démonstration de chocs exogènes répétés et l'effet des « frappes préventives », dont les communautés rurales haïtiennes et leur environnement physique peinent à se remettre. Le déterminisme des revendications sociales va dépasser les frontières du monde rural et gagner les différentes sphères de la vie nationale, à travers le phénomène de l'exode rural, les « boat-people » et les émeutes de la faim des années 1984 et 1985, puis culminer jusqu'à l'éviction du régime autocratique des Duvalier, au printemps de 1986.

Par la suite, le nouveau modèle économique d'intégration d'Haïti dans le marché nord-américain, instauré par les nouvelles figures du pouvoir, sous la houlette des Etats-Unis, pour venir à bout des bouleversements socio-économiques, ne va pas non plus tarder à révéler ses limites. La politique néolibérale prend de plus en plus une allure de contrebande généralisée qui va plonger le pays tout entier dans une nouvelle crise économique. En effet, la contrebande en particulier « du riz Miami », appellation empruntée à son lieu d'importation, va sceller l'anéantissement économique de milliers de producteurs de riz de la Vallée de l'Artibonite. Encore une fois, l'espace rural haïtien et son agriculture payeront le plus lourd tribut.

III.2.1.2. Situation du secteur agricole

En dépit de sa situation de déclin, avec une contribution au PIB passant de plus de 50% à moins de 30% entre 1960 et 2000, le secteur agricole haïtien continue de jouer un rôle majeur dans la vie nationale et dans l'économie rurale en particulier. Les terres utilisables par l'agriculture et l'élevage, au niveau des plaines et des montagnes, représentent environ 40% de la superficie totale du pays. Les terres irriguées sont estimées à environ 70 000 ha, dont près de 40% sont concentrées dans la Vallée de l'Artibonite, le reste se situant dans la Plaine des Cayes, la Plaine de Jacmel et le Plateau Central. La taille moyenne des exploitations agricoles d'environ 1 ha, est généralement répartie entre plusieurs parcelles. Le fonctionnement des exploitations agricoles répond bien souvent à des logiques objectives (subsistance, commerce local et exportation) et des stratégies de mise en valeur (monoculture ou association culturale, variétés culturales, intégration de l'élevage, agroforesterie, fertilisation, lutte antiérosive, etc.) qui sont fonction des contraintes et moyens de production (taille de l'exploitation, tenure foncière, disponibilité d'intrants, d'équipements et de main-d'œuvre) et des conditions environnementales (type de sols, altitude, relief, température, pluviométrie, etc.).

L'agriculture haïtienne est pratiquée sous climat tropical, chaud et humide, avec des variations plus ou moins marquées dans l'espace géographique. La température varie entre 10°C dans les montagnes humides, à plus 1400 m d'altitude, en hiver, et 35°C dans les plaines semi-arides, en été. En fonction des régions, il existe une alternance de 2 saisons pluvieuses (avril-mai et août-octobre) et de deux saisons sèches (juin-juillet et novembre-mars) ; sinon, une saison pluvieuse plus longue (avril-octobre) et une saison sèche (novembre-mars). L'humidité relative moyenne est de 60% (Anglade, 1975). Ces paramètres du milieu ont permis de grouper les différentes régions agricoles du pays en 8 zones agro-écologiques qui sont les côtes arides, les plaines arides, les montagnes arides, les côtes humides, les

plaines humides, les montagnes humides, les plaines irriguées et les montagnes très humides. Ces zones sont présentées dans le tableau 2, avec leurs principales cultures.

Tableau 2 : Zones agro-écologiques et cultures représentatives (source : GRET et FAMV (1991)).

Zones	Altitude (m)	Pluviométrie (mm)	Cultures
Côtes arides	0-400	variable	Sorgho, manioc, pois congo
Plaines arides	0-400	<1000	Sorgho, maïs, manioc, patate douce, pois congo
Montagnes arides	<800	<800	Sorgho, maïs, manioc, patate douce, pois congo
Côtes humides	0-400	variable	Maïs, haricot, igname, sisal, banane plantain
Plaines humides	0-400	>1000	Maïs, haricot, canne à sucre, banane plantain
Montagnes humides	400-800	800-1000	Café, haricot, banane plantain
Plaines irriguées	0-400	variable	Maïs, haricot, riz, canne à sucre, banane plantain
Montagnes très humides	>800	>1000	Café, légumes

En Haïti, l'élevage des animaux évolue dans des conditions agro-écologiques, socio-économiques et politiques assez similaires que celles de la production végétale. Mais il est particulièrement important dans les départements du Sud, de l'Ouest et de l'Artibonite. Cette activité est pratiquée à plus de 80% de façon traditionnelle par environ 800 000 petites exploitations agricoles, les fermes d'élevage de taille moyenne et les exploitations industrielles et semi-industrielles ne représentant qu'un très faible pourcentage du système existant (Bien-Aimé *et al.*, 2004). La conduite animale varie en fonction de la tenure, des espèces animales et des populations spécifiques liées aux moyens de production et caractéristiques du milieu naturel. D'après Bien-Aimé *et al.* (2004), dans certaines régions d'Haïti comme la Savane désolée dans l'Artibonite, la partie sèche de la Plaine du Cul de sac dans l'Ouest, la plantation Dauphin dans le Nord-est, des bovins sont élevés en liberté dans des savanes. Tandis que, dans le reste du pays, ils sont généralement conduits à la corde sur des terrains en jachère ou sur les parcours en indivision, plus rarement à l'étable ou dans des pâturages rationnés. La conduite des porcins, caprins et ovins est similaire à celle des bovins, avec parfois des apports supplémentaires de résidus de récolte, des rejets voire des concentrés alimentaires (pour les porcins). L'élevage des volailles et des poulets en particuliers est le seul qui existe dans un schéma moderne, avec 3 grandes catégories d'éleveurs : grands producteurs (plus de 50 000 têtes/mois), producteurs moyens (20 000 à 50 000 têtes/mois), petits producteurs (500-1 000 têtes/mois). Cependant, l'élevage traditionnel des poulets est toujours prédominant, où les volailles sont élevés en liberté sur des parcours et nourris généralement au maïs et au millet.

L'élevage est généralement considéré comme une activité d'appoint réalisant une épargne au service de la mise en valeur des cultures, ne bénéficiant par conséquent que d'un investissement minimal orienté plutôt au profit des cultures. Dans ce schéma de production, il se crée quand même une interdépendance assez vertueuse comme une sorte de commensalisme entre animaux et végétaux se partageant tour à tour les ressources et capitaux de l'exploitation. Les valeurs ajoutées issues de la production végétale permettent de grossir l'effectif du cheptel, en même temps que les résidus végétaux contribuent à l'affouragement et l'alimentation des animaux. Réciproquement, ces derniers

apportent des éléments fertilisants aux végétaux et constituent un fonds mobilisable, à tout moment, pour l'achat d'intrants pour les cultures et pour le développement général de l'exploitation.

III.2.2. Pratiques traditionnelles de traitement des déchets organiques

Traditionnellement, les résidus végétaux et les déjections d'animaux d'élevage sont valorisés comme moyen de gestion de la matière organique et de la fertilité des sols (GRET-FAMV, 1991). Cette gestion s'inscrit dans une logique d'amélioration de la productivité des exploitations agricoles haïtiennes (Benoît, 1999). En effet, une fraction importante des résidus végétaux post-récoltes et de transformation est généralement utilisée comme provende pour l'alimentation animale où elle subit une réduction et une conversion en déjections animales. Ces déchets animaux, de même qu'une autre fraction de résidus végétaux, ainsi que les fractions organiques des ordures ménagères et assimilées interviennent souvent dans un processus assez complexe de transfert de fertilité entre 3 principales catégories de parcelles culturales fréquemment rencontrées au niveau des exploitations agricoles (jardin « lakou », jardin « pre-kay », jardin « lwen-kay »), tel que décrit par Smolikowski (1993). Ces parcelles sont définies en fonction de leur proximité ou éloignement par rapport à l'habitation de l'agriculteur. Le transfert des matières fertilisantes se fait généralement au profit des parcelles les plus rapprochées, dans la mesure où celles-ci jouissent souvent d'une plus grande sécurité foncière. Il s'agit d'un mode de valorisation directe de la matière organique des déchets qui est alors épandue sur toute la superficie culturale ou concentrée au niveau de buttes, servant de supports aux cultures, où elle sera lentement assimilée par les micro-organismes.

Par ailleurs, une part non négligeable de résidus agricoles et agro-industriels ligno-cellulosiques et relativement secs (paille, canne, bagasse, mottes de bouse de vache), est également éliminée et/ou valorisée comme matières fertilisantes immédiatement disponibles pour les sols par brûlis. Alternativement, ces résidus sont utilisés comme source d'énergie thermique secondaire par les ménages et les unités de transformation agro-alimentaires. C'est le cas, par exemple, de la bagasse de canne à sucre, dont environ 20% des gisements annuels estimés à 140 000 t, sont exploités comme combustibles (BME, 2008). Les voies spécifiques d'élimination et de valorisation de la plupart des résidus agricoles et agro-industriels, ainsi que les mécanismes de transfert en milieu urbain d'une part de résidus dans le cadre de processus de transformation et de mise en valeur de certains produits nobles, sont présentés dans la section IV.2. consacrée à l'évaluation des gisements de déchets agricoles.

III.3. Gestion inexistante ou non ségrégative des déchets organiques d'origine urbaine

La gestion des déchets au niveau des villes haïtiennes est un exercice particulièrement compliqué, comme d'ailleurs pour la plupart des villes d'autres PED, du fait de la diversité des déchets générés, de leur hétérogénéité, de la dynamique des populations et de l'organisation des espaces urbains. Cependant, la gestion des déchets dans les zones urbaines n'est pas sans lien avec le milieu rural. En effet, avec la dégradation de l'espace physique et la faillite des systèmes de production dans les zones rurales, les populations ont de plus en plus tendance à migrer vers les villes. Les mouvements sans cesse croissants d'exode rural intensifient la concentration des activités économiques et l'accroissement des populations urbaines. Ces flux de populations s'installent un peu partout au sein et à la périphérie des

viles et créent des situations de disparité, en termes de condition de vie, de faciliter d'accès aux services urbains de base et de comportement social vis-à-vis des déchets et de la salubrité publique. L'exode rural fragilise encore davantage un système de gestion des déchets qui évoluait déjà dans des conditions limitées.

Les récentes études réalisées sur les 2 plus grandes agglomérations d'Haïti, Port-au-Prince (Bras, 2010) et Cap-Haïtien (Philippe, 2010), ont mis en évidence 3 différentes strates socio-économiques, réparties à travers les espaces urbains et périurbains et bénéficiant plus ou moins difficilement des services d'hygiène et de gestion des déchets. Celles-ci sont caractérisées, entre autres, par le niveau de vie, la taille, la configuration et la distribution des habitats dans l'espace géographique, ainsi que par les conditions d'accès aux voies publiques. Ces spécificités contribuent à la mise en évidence de la nécessité d'une redéfinition des cadres réglementaires de gestion des déchets urbains, prenant en compte :

- Les aspects environnementaux et sanitaires liés à la ségrégation des déchets et leurs modes de traitement appropriés ;
- Les aspects institutionnels définissant la hiérarchisation des rôles entre les acteurs, la coordination et l'efficacité des actions ;
- Les aspects technologiques relatifs à la connaissance des flux sur les plans qualitatif et quantitatif et à l'adéquation des moyens logistiques pour l'amélioration de la collecte, la mise en œuvre des traitements et la sécurité des opérations ;
- Les aspects financiers priorisant les options dans le sens de l'autonomie, la rentabilité et la pérennité des actions, à partir de mécanismes de valorisation des déchets et d'optimisation des allocations de ressources.

III.3.1. Limitations du cadre réglementaire et légal

La gestion des déchets organiques d'origine urbaine peut être perçue comme généralement inexistante en Haïti, puisqu'aucune disposition particulière ne vienne réglementer cette action. En effet, en absence d'un cadre spécifique de gestion, les fractions organiques des déchets urbains intègrent un système unitaire et non ségréatif de gestion, mis en œuvre dans les zones urbaines, avec sa propre logique de fonctionnement, ses limitations et ses contraintes.

Les premières allusions faites aux fractions organiques des déchets urbains dans la législation haïtienne, remontent au décret-loi du 22 juillet 1937 sur l'urbanisme (Le-Moniteur, 1937; Victor, 1995), où celles-ci restent très implicites et assez imprécises. Une tentative de rapprochement des préoccupations environnementales a été observée pour la première fois dans le code d'Hygiène d'Assistance Publique et sociale de 1954, avec en particulier l'interdiction formelle d'évacuation des déchets « *des maisons de résidence dans les cours d'eau naturels, dans les canaux d'irrigation et de drainage* ». Le Décret du 3 mars 1981 (Duvalier, 1981; Victor, 1995), dans son article 2 du Titre II, aura été la première, sinon la seule occasion où les lois haïtiennes ont fait mention d'une catégorisation plus ou moins précise des gisements de déchets urbains, en fonction de leurs origines, « *qualités* » et « *caractéristiques* », ainsi que des procédés de traitements. Cet article a également défini le rôle du Service Métropolitain de

Collecte des Résidus Solides (SMCRS), relatif à « *la collecte et au traitement des ordures ménagères ; déchets encombrants des ménages ; des déchets de collectivités telles que les écoles, restaurants, casernes ; des déchets des commerçants, artisans, industriels qui, par leurs qualités et leurs caractéristiques, sont susceptibles d'être collectés et traités par les mêmes procédés et les mêmes installations que les ordures ménagères prises en charge par le SMCRS, ainsi que le nettoyage des rues, marchés, espaces publics de la zone où il exerce ses activités* ». Il sera repris par celui du 26 octobre 1989 qui réduit la responsabilité du SMCRS au « *ramassage des détritiques* », leur collecte et mise en décharge, tandis que les municipalités sont désignées responsables de la pré-collecte et de la propreté des voies publiques (Le-Moniteur, 1989).

Cependant, cette disposition est encore loin de régler les problèmes de confusion, d'empiètement des limites de responsabilités et des conflits d'intérêts entre les différentes parties prenantes à la gestion des déchets en Haïti. En effet, il est toujours un exercice difficile de définir les limites d'attribution, par exemple, entre les Services de voirie des mairies, lesquelles relèvent du Ministère de l'Intérieur, et le SMCRS, responsable de la collecte et la disposition des déchets solides en décharges, ou le Service d'Entretien des Equipements Urbains et Ruraux (SEEUR), également responsable de l'entretien de la voirie urbaine et en particulier des canaux d'eaux pluviales, ces derniers relevant tous les deux du Ministère des Travaux Publics, Transports et Communications (MTPTC). A cela s'ajoute l'implication des organisations non gouvernementales (ONG) intervenant directement ou en accompagnement à des organismes de l'Etat dans la gestion des déchets.

Par ailleurs, les lois ne prévoient pas de dispositions particulières pour les villes secondaires. Par conséquent, les activités de ces organismes tels le SMCRS et le SEEUR sont essentiellement circonscrites au niveau de la Communauté Urbaine de Port-au-Prince (CUPP) et exceptionnellement dans certaines grandes villes comme le Cap-Haïtien. Les municipalités se retrouvent donc responsables de la totalité de la tâche de gestion des déchets, généralement avec l'aide de certaines ONG qui participent également aux études sur l'évaluation, la caractérisation des gisements de déchets et des propositions innovantes de traitement et valorisation des fractions organiques des déchets.

III.3.2. Prise en compte des déchets organiques dans la gestion

III.3.2.1. Pratiques traditionnelles et tendance majoritaire de mise en décharge

Les sites de décharges sauvages, dédiés ou officiels sont généralement déterminés par accoutumance, par nécessité et souvent par la force de contraintes logistiques ou d'espaces urbains ou périurbains, avant toute déclaration officielle. Les 2 principaux sites de décharges sont celui de Truitier, le seul qui soit déclaré officiel, localisé à environ 10 km au Nord-ouest de Port-au-Prince, et celui de Madeline situé à proximité de la ville du Cap-Haïtien.

Les services publics et privés de traitement ne prévoient aucun mécanisme de ségrégation ou de séparation des déchets générés par les ménages, industries, hôpitaux et les débris de construction (MTPTC-BME-EDH, 2006). Ces déchets, toutes catégories mélangées, sont généralement collectés à l'aide de pelleteuses mécaniques à bras au niveau des bennes de pré-collecte par apport volontaire et des décharges sauvages, puis transportés dans des camions au niveau des sites de décharges. Ils sont

évacués sur des terrains vagues qui deviennent à termes des décharges « sauvages », ou stockés et éliminés sur des sites non aménagés mais déclarés décharges officielles ou non. Ce mode de traitement concerne moins de 30% de la masse des gisements (MTPTC-BME-EDH, 2006).

Dans d'autres cas, les déchets sont généralement déversés dans des ravines, canaux de drainage et cours d'eau. A Port-au-Prince, le déversement des déchets dans les ravines concerne entre 4 et 25% des gisements, en fonction des strates socio-économiques. Ces déchets achèvent une migration gravitaire au niveau des côtes où ils sont éliminés par combustion à l'air libre. Cependant, en dépit de la mise en évidence d'impacts négatifs et sévères de ces pratiques sur les écosystèmes et les populations exposés, les traditions ont la vie dure et tendent à se perpétuer indéfiniment.

A titre d'exemple, l'Agence Française de Développement (AFD) a récemment approuvé l'octroi d'une subvention de 6 millions d'euros à l'Etat haïtien, pour 2 projets de gestion intégrée des déchets (GIDE), respectivement dans les villes de Gonaïves et Cap-Haïtien, dans le cadre d'un programme multisectoriel devant mettre en synergie plusieurs acteurs de la coopération décentralisée. D'après les informations tirées dans le document officiel de ce projet préparé par le Ministère des Travaux Publics et de Télécommunication (MTPTC, 2010), ce programme entend améliorer les conditions de vie des citoyens des 2 villes en question ayant reçu d'importantes populations de déplacés, suite au séisme qui a frappé Port-au-Prince et ses environs, le 12 janvier 2010.

Le projet GIDE du Cap-Haïtien s'inscrit dans la continuité de la mise en œuvre de plans de renforcement institutionnel et de développement communal, initiée depuis 1998, entre la mairie du Cap-Haïtien et la ville de Suresnes (France). Cette dernière accompagne les actions de renforcement des capacités de maîtrise d'ouvrage de la municipalité du Cap-Haïtien, d'amélioration du service de collecte et de traitement des déchets solides et de préservation du patrimoine de la ville du Cap-Haïtien. L'organisation de la pré-collecte s'appuie sur les acquis du projet Eau-Cap qui a été mis en œuvre par l'OXFAM-Grande-Bretagne, le Groupe Technologie Intermédiaire d'Haïti (GTIH) et PROTOS, avec l'appui financier de l'Union Européenne. Ce projet a permis la création de 4 micro-entreprises de collecte des déchets produits par environ 16 000 ménages répartis dans 4 quartiers de la ville du Cap-Haïtien : Fort St-Michel, Cité Lescot, Cité du Peuple et la Violette. Ces entreprises seront chargées d'assurer la pré-collecte, comme à l'habitude, auprès de leurs abonnés, tandis que la mairie assurera la collecte des déchets depuis les « centres de regroupement » vers un nouveau site de décharge prévu dans la Plaine du Nord, à environ 10 km du Cap-Haïtien.

Le GIDE des Gonaïves sera accompagnée par la Région Ile-de-France (RIF), dans le cadre de sa coopération décentralisée depuis 2004 avec la ville des Gonaïves, à la suite du cyclone Jeanne. Le projet bénéficie également de la collaboration et de l'expertise du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), de SUEZ-Environnement et de l'Agence régionale pour l'environnement et les nouvelles énergies (ARENE). Des associations de quartier assureront une pré-collecte en porte-à-porte dans les quartiers difficilement accessibles. Dans les autres cas, des camions sont prévus pour la collecte des déchets depuis les résidences vers le site de décharge du Morne Blanc, situé à 5 km du centre de la ville des Gonaïves.

Ces projets apporteront sans doute leur contribution à la gestion des déchets des villes du Cap-Haïtien et des Gonaïves. Cependant, 2 principaux éléments d'insuffisance, en termes d'actualisation des réflexions et d'innovation, peuvent être mis en évidence à travers leurs grandes lignes d'élaboration : (i) les travaux d'aménagements des sites de décharge ne sont pas assez précis sur la prise en compte des risques pour l'environnement et la santé des collectivités, liés à la percolation et l'infiltration de lixiviat des déchets de toutes catégories dans les sols et les eaux, aux émissions de biogaz dans l'atmosphère et à la prolifération d'animaux et d'insectes vecteurs d'infections ; (ii) les efforts de réflexion dans l'élaboration des plans de gestion déchets ne sont même pas parvenus à la hauteur de l'esprit du Décret du 3 mars 1981, quant à la connaissance et au tri des différentes catégories de gisements, à la nécessité de réduction de la masse entrant dans la décharge et aux options de traitement et de valorisation matière/énergie de ces déchets comme sources éventuelles de revenus additionnels et moyens de réduction de la dépendance vis-à-vis des financements externes et de pérennisation des actions.

III.3.2.2. Tentatives récentes de tri et ségrégation des déchets et valorisation matière

Le projet pilote intitulé «Gestion des déchets solides», initié par le Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD), à partir de janvier 2006, localisé au niveau du quartier de Carrefour Feuilles dans la commune de Port-au-Prince, figure parmi les plus importantes initiatives urbaines en matière de gestion des déchets en Haïti (PNUD, 2008). Ce projet a bénéficié d'un financement relativement important, dans le cadre de la coopération Sud-Sud entre l'Inde, le Brésil et l'Afrique du Sud (IBSA). Il a également permis un partenariat entre les secteurs public et privé, la société civile et le secteur universitaire en Haïti. L'objectif général de ce projet a été la gestion des déchets solides du quartier de Carrefour Feuilles, à travers une stratégie de création d'emploi comme facteur de lutte contre la violence et la pauvreté. Le projet pourvoyait un emploi à 385 autochtones pour le nettoyage des voies publiques et canaux de drainage de 25 rues et artères du quartier. Les déchets collectés ont été triés en 6 grandes catégories : verres, métaux, matières plastiques, papiers-cartons, déchets organiques et refus de tri. Plusieurs voies de valorisation ont été proposées. Les verres, métaux et matières plastiques ont été destinés à la commercialisation. Les papiers-cartons servaient à la fabrication de briquettes commercialisées pour la cuisson des aliments. Les déchets organiques devaient être utilisés pour la production de compost. La fraction réduite des refus était destinée à la décharge. Les résultats de ce projet¹, en termes de commercialisation par rapport aux études socioéconomiques de marché, d'autonomie et de durabilité des actions, ont jusque-là été assez peu concluants. Certaines actions comme la mise en route de l'unité de compostage n'ont jamais été effectives. Cependant, certains acquis, en termes de collecte et tri des déchets, fabrication de briquettes et de cohésion sociale, peuvent être renforcés.

Le « modèle de Carrefour Feuilles » devait être répliqué au niveau de la ville de Jacmel, dans le département du Sud-est, à partir d'août 2009, sous l'initiative du PNUD. Ce nouveau projet a bénéficié de l'appui financier de l'Agence Espagnole de Coopération Internationale pour le Développement

¹ C'est nous qui commentons.

(AECID), s'inscrivant dans le cadre d'une coopération décentralisée initiée depuis 2007, entre la Municipalité de Jacmel, la Communauté Urbaine de Strasbourg en France et l'Institut Régional de Coopération au Développement (IRCOD) de l'Alsace (France). L'objectif du projet est d'implanter un système de gestion pérenne des déchets solides et de renforcer les capacités techniques de gestion de la Mairie de Jacmel, en matière de déchets urbains. Les informations quant aux conditions de mise en œuvre et des premiers résultats obtenus n'ont pas encore été mises à disposition.

III.3.2.3. Initiatives de compostage

De nombreuses initiatives relativement importantes ont été prises en vue de la production de compost, à partir de fractions organiques des déchets urbains en Haïti. Des Installations de production et de commercialisation de compost ont été mises en route à Port-au-Prince, au Cap-Haïtien, aux Gonaïves, Jacmel et à Jérémie, dans le cadre d'actions de partenariat public-privé et de coopération multilatérale. Cependant, la plupart de ces projets ont échoué par manque d'autonomie financière, surévaluation des objectifs, non maîtrise de la technologie et un manque de prise en compte des facteurs socio-économiques locaux.

A titre d'exemple, l'Usine Nationale de Compostage (UNACOM) a été mise en œuvre à Petite Place Cazeau dans la commune de Delmas, avec l'appui financier de la Banque Nationale de Développement Agricole et Industrielle (BNDAI), dans les années 1980. Des insuffisances techniques, en particulier dans la collecte et la séparation des déchets organiques, ont eu un effet négatif sur l'acceptabilité et la commercialisation du compost auprès des agriculteurs. De plus, la distance entre le lieu de production du compost et les exploitations agricoles, en tant qu'utilisateur final, a rendu le produit encore moins attractif. De ce fait, l'usine a eu beaucoup de peine à écouler sa production et n'a jamais pu prendre son autonomie financière, afin de rentabiliser et pérenniser ses activités.

Un constat similaire a été dressé au sujet de l'Unité de Compostage des Ordures Ménagères du Cap-Haïtien (UCOME) initiée par le Groupe d'Appui Technique et d'Action Pédagogique (GATAP) en 1991. Ce projet a bénéficié de financements initiaux relativement importants, dont près de 75 000 dollars américains, de la part de la Fédération Helvétique et l'Institut Universitaire d'études du Développement à Genève (Suisse). Cependant, en raison de la répétition de la plupart des erreurs commises précédemment dans le cas de l'UNACOM et d'un déficit de planification des actions, l'unité n'était déjà plus opérationnelle après cessation de l'aide externe.

Néanmoins, d'autres expériences plus durables en matière de compostage peuvent également être soulignées. C'est le cas, par exemple, de la ferme agricole Double Harvest, filiale de la Charité Chrétienne, établie dans la Plaine du Cul-de-Sac, dans la périphérie de Port-au-Prince (Haïti), depuis 1978. Le compost produit à la ferme est commercialisé sur place ou valorisé de manière extensive pour leur production de fruits et légumes, plantes ornementales, arbres fruitiers et essences forestières en pépinières. La ferme Wynne, située à Kenscoff, commune de la CUPP, a également une longue expérience (plus de 50 ans) dans le compostage et la production de pesticides naturels et de briquettes, à partir des déchets organiques. Le compost produit sur la ferme est utilisé comme fertilisant pour la production organique de fruits et légumes, de bambou, de Jatropha, etc. Les expériences acquises en la matière sont à la disposition du grand public (Narcisse *et al.*, 2009).

De nombreuses autres initiatives plus récentes sont en cours de mise en œuvre un peu partout à travers Haïti. Certaines ont investi dans des stratégies de production à grande échelle, tandis que d'autres ont priorisé une approche décentralisée de petites installations artisanales. C'est le cas par exemple, du projet pilote de tri et compostage initié en janvier 2009 par le CEFREPADE, en collaboration avec l'Athlétique d'Haïti, l'Université Quisqueya (Haïti), la Mairie de Cité-Soleil (Haïti), la coopération française en Haïti, la ville de Nantes (France) et l'association les Anneaux de la Mémoire (France). Ce projet entre dans le cadre d'un programme pilote intitulé « Opération pilote propreté publique à Cité-Soleil et gestion alternative des déchets », dont les stratégies de pérennités des actions reposaient sur 3 principes fondamentaux : (i) la réduction des coûts des opérations (collecte, transport, tri, valorisation, etc.), (ii) l'implication citoyenne et la participation de la population locale, (iii) la valorisation et la commercialisation de fractions triés ou transformées des déchets. Ainsi, le volet compostage devait venir en appui de ce programme et contribuer aux recettes destinées à compenser les dépenses. Une parcelle de démonstration a été installée à proximité du centre de tri et compostage à des fins de recherche et de pédagogie.

III.3.2.4. Initiatives de méthanisation

Plusieurs expériences pilotes de méthanisation ont été réalisées en Haïti principalement pour la production de chaleur, à partir de déchets animaux. Les premières initiatives de ce type ont été recensées dans les années 70, à la Faculté d'Agronomie et de Médecine Vétérinaire de l'Université d'Etat d'Haïti (FAMV-UEH). Le rapport de fin d'études de Delavar (1980) sur les « possibilités de production de biogaz en Haïti » a apporté les premiers éléments d'information quant à la mise en route et le fonctionnement d'un digesteur pilote sur la ferme de la FAMV. Les vestiges des installations permettent d'avancer qu'il s'agissait vraisemblablement d'un procédé chinois, du type des premières générations de digesteurs à dôme encastré. Les tentatives de réplique et de développement de la technologie n'ont pas pu être pérennisées, en raison d'un niveau de fonctionnement non satisfaisant, notamment en raison de complications, liées à des sensibilités culturelles, entravant l'approvisionnement du digesteur en substrat (MTPTC-BME-EDH, 2006).

Après le séisme du 12 janvier 2010, une unité de digestion anaérobie a été installée au niveau du camp de déplacés « Kay Nou » (traduit notre maison), sous l'initiative de l'ONG brésilienne Viva Rio. Le dispositif est constitué d'une cuve souterraine surmontée par un bloc sanitaire (bouches de toilettes et salle de bain). Il est alimenté en semi-continu à partir d'excréments des habitants du camp. Il a une capacité de charge organique correspondante à près de 400-500 individus par jour. Sa production volumique journalière théorique en biogaz est estimée à $50 \text{ m}^3_{\text{biogaz}} \cdot \text{jour}^{-1}$, tandis que la production réelle du système n'a jamais été mesurée. Le biogaz est utilisé pour la cuisson par les ménages au niveau du camp. Le coût de l'installation a été estimé à environ 33 000 dollars américains. Depuis, cette expérience considérée comme une réussite, ne cesse de recevoir des demandes dans le but de répliquer son modèle un peu partout ailleurs en Haïti.

Le projet le plus ambitieux, relatif à la digestion anaérobie des déchets, jamais mis en œuvre en Haïti, est celui initié par l'équipe énergie du gouvernement américain et le Los Angeles County, supporté par le Laboratoire américain travaillant sur les énergies renouvelables (NREL, National Renewable Energy Laboratory). Dans le cadre d'une étude des opportunités et de la faisabilité de la transformation des

déchets d'Haïti en énergie (WTE, waste-to-energy), NREL a considéré de nombreux facteurs, dont les gisements de déchets, la collecte des déchets, les zones de concentration des populations (Booth *et al.*, 2010). Ces informations ont été analysées et discutées comme discriminants et outils d'aide à la décision entre différentes options de technologie. En se basant sur les caractéristiques (quantité/nature) des gisements de déchets en Haïti et sur les caractères extensible et polyvalent des systèmes de digestion anaérobie, NREL a retenu la mise en place de biodigesteurs, en tant qu'option la plus viable pour un projet WTE en Haïti. Différentes approches à la digestion anaérobie ont été présentées et analysés sur la base de leurs avantages comparatifs respectifs, sans préciser laquelle a été retenue. Toutefois, l'étude a souligné que la démarché envisagée devrait s'articuler autour d'un programme cohérent de gestion des déchets, lequel serait intégré aux efforts de planification et de développement du secteur énergie. Dans le cadre d'une première phase de démonstration, le Los Angeles County a sélectionné la société Arrow Ecology and Engineering Company² pour mettre en place une installation de digestion anaérobie de 150 tonnes de déchets solides municipaux.jour⁻¹ de capacité, à partir du début de 2012. Les coûts de construction et de développement de cette phase n'ont pas encore été précisés. Cependant, le scénario élaboré pour environ 15 communes de d'Haïti a prévu un retour sur investissement d'environ 8 ans (Booth *et al.*, 2010).

D'autres initiatives pilotes entreprises par de nombreuses ONG, généralement en partenariat avec des institutions publiques comme la Direction Nationale de l'Eau Potable et Assainissement (DINEPA) rattachée au MTPTC, ont souvent mis l'accent sur les possibilités de valorisation énergétique des fractions organiques des déchets urbains. C'est le cas par exemple du projet de Viva Rio décrit plus haut ou de ceux initiés en 2008, dans le cadre d'un partenariat entre l'université de Minnesota (Etats-Unis) et les ONG américaines : Appropriate Infrastructure Development Group(AIDG) et Sustainable Organic Integrated Livelihoods (SOIL), au Cap-Haïtien (Haïti). Ce projet pilote intitulé « Community Biogas and Upgraded Public Latrines » (Biogaz communautaire et latrines publiques améliorées) se proposait, dans un premier temps, d'installer plusieurs systèmes de digestion anaérobie de tailles communautaire et familiale, dans le but de tester et de promouvoir la technologie en Haïti. Il entendait également contribuer à l'amélioration des infrastructures sanitaires par le réaménagement des latrines publiques et la construction de nouvelles latrines sèches pour le compostage. Il devait ensuite déboucher sur des actions plus importantes visant la collecte de déchets de près de 10 000 habitants de la ville du Cap-Haïtien et la méthanisation des fractions organiques de ces déchets ; une collaboration avec des partenaires locaux pour monter des unités de compostage communautaire utilisant le digestât de méthanisation ; la création d'une entreprise destinée à gérer le digesteur anaérobie et les activités de collecte des déchets urbains.

Parallèlement, une unité pilote de digestion anaérobie a été mise en route à des fins expérimentales, dans le cadre d'un projet de coopération entre l'Université Quisqueya (Haïti), l'Institut National des

² Arrow Ecology and Engineering Company est la firme qui a le plus de succès dans la mise en place de la technologie de digestion anaérobie. Des installations de 300-500 tonnes.jour⁻¹ de ladite firme sont fonctionnelles en Israël, Australie et Mexico City, d'après le *Los Angeles County Conversion Technology Evaluation Report*, 2007 rapporté par Booth *et al.* (2010).

Sciences Appliquées (INSA) de Lyon (France), l'Indian Institute of Science (IISc) de Bangalore (Inde) et la Société du Rhum Barbançourt (Haïti) et le CEFREPADE. Le procédé « 3-zone plug flow », implémenté par le Centre for Sustainable Technology de l'IISc, a été retenu pour ce projet, en raison de ses bonnes performances, sa robustesse, sa simplicité et sa facilité de mise en œuvre. Les travaux de construction ont démarré le 1^{er} décembre 2009. Cependant, suite au tremblement terre qui a endommagé la structure du dispositif, la mise en route effective du digesteur a eu lieu au mois d'août 2010. Les détails relatifs à la construction, aux conditions de démarrage et au fonctionnement de cette installation, sont relatés dans la troisième partie de ce travail.

Ces actions itératives et généralement lentes ne prétendent pas à des conclusions satisfaisantes sur le court terme, puisqu'elles s'inscrivent pour la plupart dans des démarches expérimentales et de recherche. Cependant, elles sont au moins révélatrices d'un potentiel de génération d'activités économiques et de richesse, tout en permettant d'approcher l'épineuse question de la gestion des déchets et de la salubrité publique de façon plus rationnelle. Dans ce contexte, les déchets organiques ruraux et urbains sont à considérer comme des ressources recelant un potentiel de valorisation, appelées à intégrer de nouveaux systèmes de production, dont une quantification des gisements est indissociable de la planification de la gestion.

CHAPITRE IV. GISEMENTS ET POTENTIEL DE VALORISATION DES DÉCHETS ORGANIQUES EN HAÏTI

IV.1. Contexte

La connaissance des gisements de déchets, en termes quantitatif et qualitatif, est d'une importance fondamentale dans la mise en place d'une politique de gestion. Ces informations sur les gisements sont particulièrement déterminantes à 2 niveaux de la planification de la gestion (Tchobanoglous *et al.*, 1993) :

- 1) L'évaluation des potentiels de diversion ou de réduction, de recyclage et valorisation de certaines catégories de déchets ;
- 2) Le choix des matériels et équipements, l'aménagement des sites de stockage et d'élimination, la définition des circuits de collecte, l'allocation et la répartition des moyens.

De nombreux travaux ont été réalisés aux fins d'évaluer les gisements de déchets organiques en particulier, d'une part comme générateurs potentiels de risques pour l'environnement et la santé publique et/ou d'autre part comme ressources potentiellement valorisables, en fonction de leurs propriétés bio-physico-chimiques. En effet, l'utilisation de résidus de cultures³ dans les zones rurales et périurbaines, a été l'objet de recherche et de développement soutenus, dans différents endroits à travers le monde, au milieu des années 1970. Ce nouveau paradigme a débuté à la suite des publications de Lampila (1963) et de Wilson et Pigdon (1964) et le développement de technologies d'amélioration des propriétés digestives de la paille de céréales dans l'alimentation animale, au niveau de l'Europe et de l'Amérique du Nord, avant de s'étendre au niveau des pays tropicaux en développement, en particulier l'Inde, le Bangladesh et d'autres pays de l'Asie et de l'Afrique, dans une mouvance assimilable à une « révolution des résidus » à partir de 1980 (Owen et Jayasuriya, 1989). Parallèlement, dans la même période, les incidences des fractions organiques de déchets urbains sur la définition et les opérations des systèmes de collecte et sur les travaux d'aménagement et de gestion des sites de traitement, ont bénéficié d'une attention accrue, en raison de la décomposition rapide de celles-ci, notamment dans les régions à climat chaud (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Ces processus ont conduit à la généralisation des pratiques d'estimation ou d'inventaire des gisements de déchets organiques, à la fois dans les pays industrialisés et dans les PED, soit à des fins de planification des systèmes de gestion, soit pour en évaluer les potentiels de valorisation.

³ Les résidus de cultures sont les termes génériques utilisés pour désigner les sous-produits ligno-cellulosiques de céréales, canne à sucre, racines et tubercules, semences et plantes oléagineuses, légumes et fruits (Owen et Jayasuriya, 1989).

Dans le cas d'Haïti, aucune étude systémique de quantification et de caractérisation des gisements de fractions organiques des déchets d'origine urbaine ou de résidus de récolte, n'a été recensée à ce jour. Cependant, un travail de recherche de cet ordre s'avère tout à fait pertinent dans les 2 cas de figures alternatifs les plus envisageables :

- 1) Dans les cas où les déchets organiques sont assimilés à des sources de pollution et nuisance, la connaissance de leurs gisements participe d'une évaluation des risques pour l'intégrité des écosystèmes et pour la santé des populations exposées à des conditions d'extrême précarité ;
- 2) Dans l'autre cas où ces déchets et résidus organiques sont considérés pour leur potentiel de valorisation matière et/ou énergie, même sommaire, l'évaluation quantitative et qualitative de leurs gisements peut contribuer à une utilisation efficiente de ceux-ci en tant que ressources, particulièrement dans ces contextes de déficit d'accès aux infrastructures de base et aux moyens de production.

Le présent exercice considère principalement le 2^{ème} cas de figure. Il propose une quantification en termes de masse des gisements de déchets organiques, à partir des estimations des productions spécifiques rapportées aux habitants en zones urbaines et à certaines espèces végétales et animales en zones périurbaines et rurales. Il ne prétend pas à une évaluation précise des diverses catégories de déchets organiques générés, durant leurs périodes et zones de production respectives, par des activités ménagères, agricoles, commerciales, industrielles. Cependant, pour n'avoir tenu compte que de certains gisements bien spécifiques de déchets et résidus organiques, ne fut-ce les fractions les plus importantes en termes de masse, ces résultats ont une valeur d'indication par défaut, c'est-à-dire offrant au moins la certitude que les quantités de déchets organiques disponibles sont supérieures ou égales aux estimations de l'étude. De plus, les ordres de grandeur inférieurs généralement retenus, dans le cas des estimations ouvertes, contribuent à une sous-estimation des résultats, selon une hypothèse pessimiste.

IV.2. Evaluation de gisements de déchets organiques en milieu rural

IV.2.1. Approches méthodologiques

Dans le cadre de l'évaluation de gisements des déchets organiques dans les zones rurales et périurbaines, les résidus de récoltes et les déjections animales ont été retenus comme les catégories de déchets les plus importantes (en termes de masse), puisque l'agriculture *lato sensu* constitue la principale activité économique existante dans ces zones. Les déchets organiques d'origine ménagère n'ont pas été pris en compte par manque d'indicateurs estimatifs et par le fait qu'une part importante de ces gisements est probablement déjà comptabilisée dans l'évaluation des déchets agricoles.

Les données disponibles pour l'application de la méthodologie souffrent généralement d'une extrême variabilité en fonction des situations agro-écologiques et doivent être considérées comme des ordres de grandeur servant d'indicateurs. L'absence d'une méthodologie alternative bénéficiant d'un degré moindre d'incertitude et le déficit d'informations relatives à la production des résidus de récoltes sont symptomatiques du relatif peu d'intérêt dont ont toujours été l'objet ces sous-produits par comparaison aux produits primaires, depuis l'époque d'Owen et Jayasuriya (1989) jusqu'à aujourd'hui.

Les résultats ont été obtenus à partir des statistiques de la FAO considérées pour une année de référence (y)⁴, relatives aux produits primaires végétaux (V_i) et animaux (ai), appelées également produits « nobles » ou économiques, multipliés par des indices résiduels respectifs estimés pour les différentes cultures (ci) ou par des indices de production spécifique de déjections animales (Owen et Jayasuriya, 1989). Ces données de base à l'évaluation des gisements de résidus agricoles sont présentées dans les tableaux 4, 5, 6 et 7.

Le tableau 3 présente 12 groupes de cultures majeures d'Haïti, dont les productions primaires excèdent 10 000 tonnes pour l'année 2008 prise comme référence d'après les données statistiques de la FAO (FAOSTAT, 2008), ainsi que leurs principaux départements géographiques et zones agro-écologiques respectifs de production. Les groupes de cultures retenus sont : la canne à sucre (*Saccharum officinarum*), les banane et plantain (*Musa spp.*), le manioc (*Manihot spp.*), l'igname (*Dioscorea Spp.*), la patate douce (*Impomoea batatas*), le maïs (*Zea mays*), le riz (*Oryza sativa*), le sorgho (*Sorghum Vulgare*), les haricot et pois sec (*Phaseolus vulgaris*), l'arachide (*Arachis hypogaea*), la pomme de terre (*Solanum tuberosum*), et le chou (*Brassica oleracea L. var capitata*).

Tableau 3: Principaux produits agricoles et agro-industriels d'Haïti en 2008 (V_{i2008}), départements géographiques et zones agro-écologiques des superficies exploitées (Source : Lacour *et al.*(2011).

Cultures	V_{i2008} (tonnes)	SAU (ha)	Département géographique	Zones agro-écologiques
Canne à sucre (<i>Saccharum officinarum</i>)	1 110 000	18 500	Centre, Ouest, Nord-Est Artibonite, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud-est, Sud	Montagnes semi-humides, plaines humides
Banane et Plantain (<i>Musa spp.</i>)	495 000	76 000		Plaines irriguées et humides, Montagnes humides et semi-humides
Manioc (<i>Manihot spp.</i>)	435 000	99 000	Nord-Est, Sud-Est, Sud, Artibonite, Centre, Nord Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud- Est	Montagnes semi-humides et arides, Plaines sèches, Cotes arides
Igname (<i>Dioscorea Spp.</i>)	235 000	43 000		Montagnes humides
Patate douce (<i>Impomoea batatas</i>)	230 000	76 600	Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud-Est	Plaines irriguées, humides et sèches

⁴ L'année 2008 a été marquée par les émeutes de la faim qui ont occasionné la chute d'un gouvernement en Haïti et une succession de cyclones qui ont causé des pertes en vie et en biens, y compris dans le secteur agricole. Toutefois, cette année a été retenue comme année de référence, en raison de critères d'actualisation et de disponibilité de données.

Maïs (<i>Zea mays</i>)	210 000	269 000	Centre, Sud, Artibonite, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud-Est, Sud	Plaines irriguées, humides et sèches, Montagnes semi-humides et humides
Riz paddy (<i>Oryza sativa</i>)	110 000	53 000	Artibonite, Centre, Nippes, Nord, Nord-Est, Sud	Plaines irriguées et humides
Sorgho (<i>Sorghum Vulgare</i>)	100 000	115 000	Artibonite, Centres, Nippes, Nord, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud	Cotes arides, Plaines irriguées et sèches, Montagnes semi-humides
Haricot et pois sec (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	95 000	143 000	Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud	Plaine irriguées et humides, Montagnes humides et semi-humides
Arachide (<i>Arachis hypogaea</i>)	26 000	31 000	Centre, Grande-Anse, Nord-Ouest	Montagnes semi-humides, Plaines sèches
Pomme de terre (<i>Solanum tuberosum</i>)	15 000	1 150	Sud, Sud-Est, Ouest	Montagnes humides
Chou (<i>Brassica oleracea L. var capitata</i>)	13 000	2 100	Artibonite, Ouest, Sud-Est	Montagnes humides

Les indices résiduels (c_i) retenus pour les cultures tiennent compte de certaines limitations du contexte agricole haïtien. Le tableau 4 présente les indices de 21 résidus de récolte et de transformation des 12 principaux groupes de cultures, avec leurs références.

Tableau 4: Indices résiduels des principaux groupes de cultures

Résidus	c_i	Références
Bagasse de canne à sucre	0,4	
Feuilles de manioc	0,1	
Pelures de manioc	0,6	
Tiges et feuilles de banane et plantain	2,2	
Pelures de banane et plantain	0,3	
Feuilles d'ignames	0,1	Devendra (1980) ;
Pelures d'ignames	0,6	Khajarern et Khajarern (1985)
Feuilles de patate douce	0,1	
Pelures de patate douce	0,6	
Paille d'arachide	0,5	
Feuilles de pomme de terre	0,1	
Pelures de pomme de terre	0,6	
Résidus de récolte de canne à sucre	1,7	
Tiges de maïs	0,4	FAO (1983) ;
Rafles de maïs	5,0	Lequeux et al. (1990) ;
Paille de riz	0,6	Carré et Schenkel (1994)
Balles de riz	5,0	
Tiges de sorgho	0,5	

Coque d'arachide	2,0	
Tiges et feuilles de haricot et pois	5,0	Chanakya (2009)
Pertes de chou	0,5	IRAM (2001)

Le tableau 5 présente des estimations des effectifs (A_{iy}) des cheptels de bovins, porcins et poulets pour l'année 2008, d'après FAOSTAT (2008), avec leurs principaux départements géographiques de production. En général, 45 à 55% des exploitations agricoles haïtiennes possèdent 1 à 5 bovins, 50 à 60% élèvent 1 à 15 petits ruminants et 20 à 50%, 1 à 3 équidés (Bien-Aimé *et al.*, 2004). D'après les données officielles et les estimations rapportées par la FAO (FAOSTAT, 2008), le cheptel national était composé d'environ 1 455 000 têtes de bovins, 1 001 000 têtes de porcins, 5 600 000 têtes de poulets, entre autres espèces, au cours de l'année 2008.

Tableau 5 : Effectifs des cheptels bovins, porcins et de poulets en 2008 et principaux départements géographiques de production.

Espèce animale	A_{i2008} (têtes)	Départements géographiques
Bovins	1 455 000	Tous les départements
Porcins	1 001 000	Artibonite, Ouest, Sud, Nord-est et autres départements
Poulets	2 800 000	Ouest, Sud, Sud-Est et autres

Le tableau 6 présente les productions spécifiques journalières de déjections (W_{aid}) des principaux animaux d'élevage retenus, avec leurs références. D'après Werner *et al.* (1989), une tête bovine produit entre 9 et 15 kg de bouse par jour, tandis que Chanakya (2009) avance que la moyenne de production journalière de déjection de bovins est de l'ordre de 4,5 kg.jour⁻¹. En prenant en compte, d'une part, les variabilités génotypiques et phénotypiques respectivement liées aux races bovines et leurs stades de développement pouvant influencer sur la taille de l'animal et, par conséquent, sur la quantité de déjection que celui-ci produit, et d'autre part, selon la cohérence de l'hypothèse pessimiste adoptée dès le début de cet exercice, la dernière estimation a été retenue. La production spécifique de déjection porcine varie entre 2 et 3 kg de lisier.tête⁻¹.jour⁻¹ (ISAT-GTZ, 1998). Les productions spécifiques de fiente de 1000 poulets peuvent atteindre 14,8 t.an⁻¹ pour les poulets de sélection, elles varient entre 6,1 et 9,6 t/an pour les poulets de chair et autour de 4,0 t.an⁻¹ pour les jeunes pondeuses (Flora et Riahi-Nezhad, 2006). Pour les mêmes raisons susmentionnées dans le cas des bovins, les valeurs estimatives inférieures ont été retenues pour les porcins et les poulets.

Tableau 6: Productions spécifiques de déjections des bovins, porcins et poulets.

Déjections animales	W_{aid} (t/jour/animal)	Références
Bouse de bovins	0,0045	Werner <i>et al.</i> (1989)
Lisier de porcins	0,0020	
Fientes de 1000 poulets	0,0110	Flora et Riahi-Nezhad (2006)

Les données empiriques relatives aux productions de résidus de récoltes et de déjections animales ont été recueillies à partir des résultats disponibles pour les rares études réalisées sur des exploitations agricoles des pays tropicaux et sub-tropicaux notamment de l'Asie du Sud-Est et de l'Afrique subsaharienne, évoluant dans des contextes agro-climatiques comparables à ceux d'Haïti. L'exploitation de ces données a été réalisée, suivant des approches méthodologiques distinctes pour les filières de productions végétale et animale.

IV.2.1.1. Méthodes d'évaluation des gisements de résidus de récolte

L'évaluation des gisements de résidus végétaux par la méthode relativement simple de recensement des agriculteurs ne semble pas être applicable en Haïti, dans la mesure où les 800 000 petites et moyennes exploitations existantes évoluent dans des contextes agro-écologiques différents, avec des moyens de production très inégaux et généralement méconnus (Lacour *et al.*, 2011). En outre, d'après Lacour *et al.* (2011), les masses de résidus varient selon le type de culture et à chaque récolte pour une même culture et dans les mêmes conditions socio-économiques et agro-écologiques.

La méthode retenue pour l'évaluation des résidus de récoltes a été élaborée à partir de la méthodologie initiée par Owen (1976) et Balch (1977). Cette évaluation sommaire des gisements de résidus de récoltes a retenu les 12 (n) groupes de cultures (i) les plus importantes, en termes de leurs productions primaires respectives (V_i) pour l'année de référence de 2008 (y). Les productions spécifiques de résidus de récolte ($W_{v iy}$) sont obtenus en multipliant les productions économiques spécifiques pour l'année de référence (V_{iy}) par les ratios résiduels moyens respectifs (ci) des différentes cultures. La somme des gisements spécifiques de résidus de végétaux représente une sous-estimation de la production totale des résidus de récolte ($W_{v ty}$) pour l'année de référence. Elle est donnée par les relations 8 et 9 :

$$W_{v ty} \text{ (tonnes/an)} \geq \sum_{i=1}^n W_{v iy} \text{ (tonnes/an)} \quad (8)$$

$$W_{v iy} \text{ (tonnes/an)} = V_{iy} \text{ (tonnes/an)} \times ci \quad (9)$$

IV.2.1.2. Méthodes d'évaluation des gisements de déchets animaux

Le mode d'élevage, la conduite animale et les potentialités du milieu physique conditionnent généralement la taille et la composition du cheptel, de même que la taille des individus du même âge et de la même espèce, et aussi, par conséquent, les quantités de déjections animales produites par une unité d'élevage, au cours d'une période donnée. Les élevages expansifs de caprins, équins et volailles sont généralement conduits en liberté sur des espaces externes aux exploitations en Haïti. De plus, les effectifs souvent réduits des représentants respectifs de ces espèces au niveau des exploitations, rendent difficile et inefficace la récupération de leurs déjections.

La méthodologie proposée prend seulement en compte les productions de déjections des bovins, des porcins, ainsi que des poulets élevés en concentration dans des poulaillers. Pour déterminer la quantité de déjection ($W_{a iy}$) produite par une population animale donnée (ai), au cours de l'année de référence

(y), la production moyenne journalière d'excrétas d'un individu (W_{aid}) est multipliée par **365** jours et par l'effectif de la population (A_{iy}) recensée pour l'année d'étude. La somme des gisements de déjections des n espèces retenues dans le cadre de l'évaluation, est une sous-estimation de la quantité totale de déjections produite par l'ensemble des animaux d'élevage, au cours de l'année y (W_{aty}). Ces expressions sont traduites par les relations 10 et 11 :

$$W_{aty} \text{ (tonnes/an)} \geq \sum_{i=1}^n W_{aiy} \text{ (tonnes/an)} \quad (10)$$

$$W_{aiy} \text{ (tonnes/an)} = W_{aid} \text{ (tonnes/tête/jour)} \times 365 \text{ (jours)} \times A_{iy} \text{ (nombre de têtes/an)} \quad (11)$$

Dans le cas de l'élevage de poulets en Haïti, la production annuelle de fiente de **1 000** poulets ($W_{1000aiy}$) est multipliée par le nombre de milliers de poulets ($N_{1000aiy}$) recensés au cours de l'année de référence (y). Le produit (W_{aty}) obtenu est ensuite affecté d'un coefficient (h_y), correspondant à l'apport de l'élevage « moderne » industriel et semi-industriel dans la production de poulets en Haïti. La masse totale de fiente de poulets disponible (W_{athy}) est estimée à partir des relations 12 et 13 :

$$W_{athy} \text{ (tonnes/an)} = W_{aty} \text{ (tonnes/an)} \times h_y \text{ (\%)} \quad (12)$$

$$W_{aty} \text{ (tonnes/an)} = W_{1000aiy} \text{ (tonnes/1000 têtes/an)} \times N_{1000aiy} \text{ (nombre de milliers de têtes/an)} \quad (13)$$

IV.2.1.3. Méthodes d'évaluation du potentiel biométhanogène des déchets et résidus d'origine rurale

Le tableau 7 présente des valeurs empiriques d'estimation des taux de matière sèche (MS), de matière volatile (MV) et des productions spécifiques ultimes de méthane ($Nm^3_{CH_4} \cdot \text{tonne}^{-1}_{MV}$) pour les différentes catégories de résidus végétaux et animaux. Dans de nombreux cas, des estimations relatives à des résidus assimilés ont été appliqués à certaines catégories des résidus à l'étude. Des ordres de grandeurs par défaut ont généralement été retenus pour servir d'indicateurs à l'évaluation pessimiste des gisements de résidus.

Tableau 7: Taux de matière sèche (MS), matière volatile (MV), productions spécifiques méthane en $Nm^3_{CH_4} \cdot \text{tonne}^{-1}_{MV}$ des résidus de végétaux et animaux (Source : Lacour *et al.* (2011)).

Résidus	MS (%)	Références	MV (% _{MS})	Références	Production spécifique de CH ₄ ($Nm^3_{CH_4} \cdot t^{-1}_{MV}$)	Références
Bagasse de	54	Parra et	94	Joseph et al.	200	Bras et

canne à sucre		Escobar (1985)		(2009).		Lacour (2009).
Résidus de récolte de canne à sucre	20		65	Parra et Escobar (1985)	123	Ward et al. (2008)
Feuilles de manioc	30		40		123	
Pelures de manioc	20	Braun (2007).	75	Braun (2007).	267	Gunaseelan (2007).
Tiges et feuilles de banane et plantain	5		60	Parra et Escobar (1985)	123	Ward et al. (2008)
Pelures de banane et plantain	20	Parra et Escobar (1985)	89	Gunaseelan (2007)	322	Gunaseelan (2007).
Feuilles d'ignames	30		40	Parra et Escobar (1985)	123	Ward et al. (2008)
Pelures d'ignames	20	Braun (2007).	75	Braun (2007)	267	Gunaseelan (2007).
Feuilles de patate douce	30	Parra et Escobar (1985)	40	Parra et Escobar (1985)	123	Ward et al. (2008)
Pelures de patate douce	20	Braun (2007).	75	Braun (2007)	26	Gunaseelan (2007).
Tiges de maïs	70		90		189	Ward et al. (2008)
Raffles de maïs	85	Parra et Escobar (1985)	80	Parra et Escobar (1985)	189	
Paille de riz	40		65		242	Gunaseelan (2007).
Balles de riz	50	Braun (2007).	90	Braun (2007)	189	
Tiges de sorgho	55		65		134	Ward et al. (2008)
Tiges et feuilles de haricot et pois	30	Parra et Escobar (1985)	65	Parra et Escobar (1985)	123	
Paille d'arachide	70		40		242	Gunaseelan (2007).
Coque d'arachide	50	Braun (2007).	90	Braun (2007)	189	
Feuilles de pomme de terre	30	Parra et Escobar (1985)	40	Parra et Escobar (1985)	123	Ward et al. (2008)

Pelures de pomme de terre	20	Braun (2007).	90	Gunaseelan (2007)	267	Gunaseelan (2007).
Pertes de chou	20		91		309	
Bouse de bovins	15	Parra <i>et al.</i> (1977) ; Parra <i>et Escobar</i> (1985)	55	Parra <i>et al.</i> (1977) ; Parra <i>et Escobar</i> (1985)	75	Braun (2007)
Lisier de porcins	15		35		275	Ward <i>et al.</i> (2008)
Fientes de poulets	30		60	Braun (2007)	175	Braun (2007)

IV.2.2. Résultats de l'évaluation des gisements de déchets en milieu rural

IV.2.2.1. Gisements de résidus de récoltes

Les gisements de résidus des 12 groupes de cultures considérées pour l'année 2008 ont atteint plus de 6 500 000 tonnes en masse humide. La figure 10 présente la répartition des principaux groupes de culture, selon leurs zones agro-écologiques et départements géographiques de production. Toutefois, elle ne prend pas en compte la distribution de ces sous-produits à travers les différents circuits ou filières de transformation, commercialisation et consommation.

Le tableau 8 présente les gisements résiduels relatifs à ces différentes cultures, selon leurs départements géographiques et zones agro-écologiques. Ces estimations sont données en tonnes de matière humide pour l'année 2008.

Les résidus de manioc représentaient le gisement de déchets d'origine agricole le plus important en 2008, soit environ 1 740 000 tonnes. Le manioc est une culture annuelle généralement associée avec le haricot et le sorgho, principalement dans les zones (côtes, plaines, montagnes) arides et semi-arides situées dans les départements du Nord, du Nord-Est, du Nord-Ouest, du Centre, du Sud-Est et la Grande-Anse (FAO-PAM, 2005). Le manioc est transformé par de nombreuses unités artisanales pour la production de farine, de cassave ou pour l'extraction de l'amidon. Les résidus de récoltes et de transformations sont principalement utilisés dans la fertilisation des sols et l'alimentation animale.

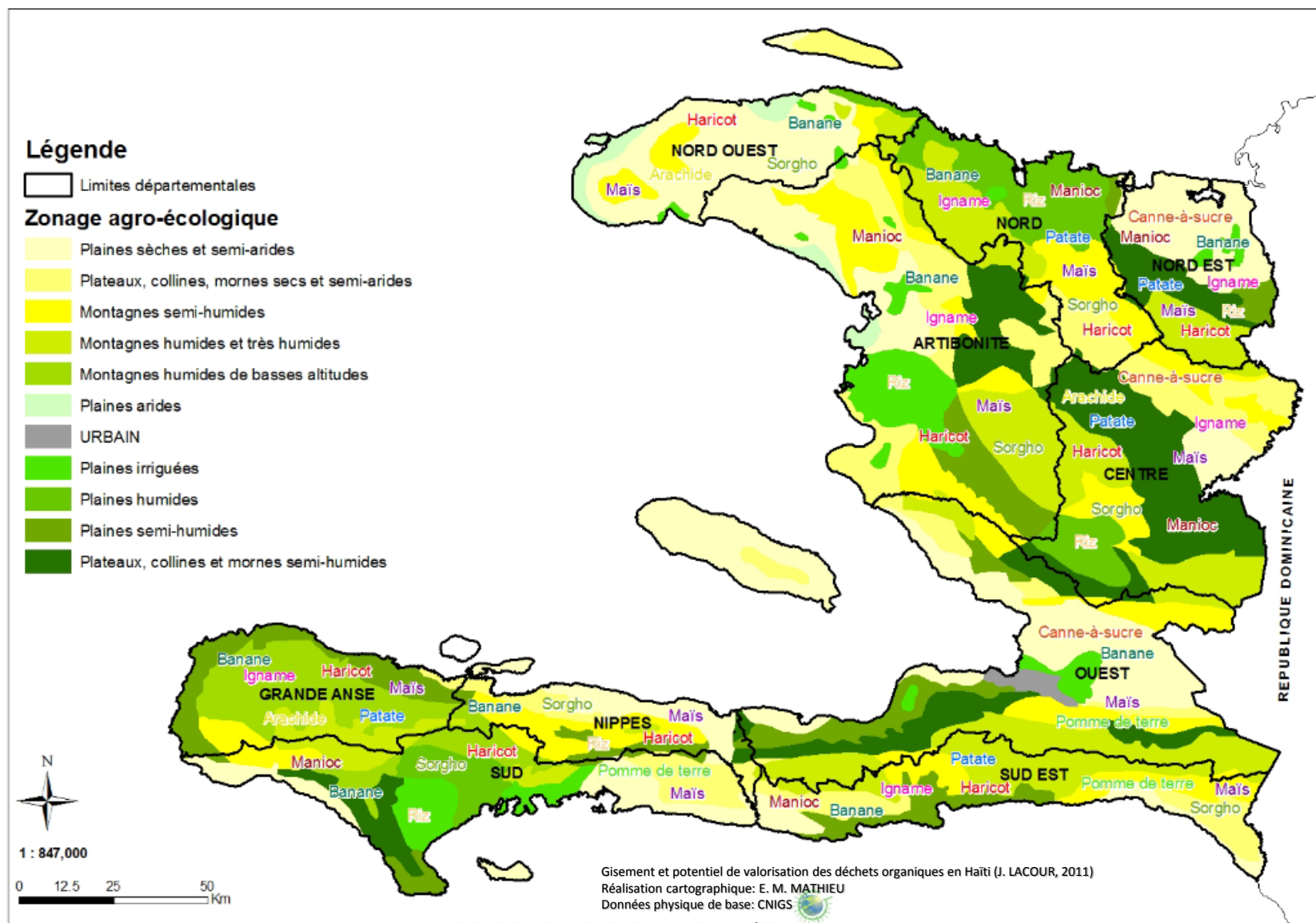


Figure 10: Distribution géographique des principaux gisements de résidus végétaux d'Haïti en 2008.

Tableau 8: Gisements des résidus végétaux en Distribution géographique des principaux gisements de résidus végétaux d’Haïti en 2008.

Résidus	Production résiduelle (tonnes)	Départements géographiques	Zones agro-écologiques
Bagasse de canne sucre	444 000	Centre, Ouest, Nord-Est	Montagnes semi-humides, plaines humides,
Résidus de canne à sucre	1 850 000		
Feuilles de manioc	43 500	Nord-Est, Sud-Est, Sud, Artibonite, Centre, Nord	Montagnes semi-humides et arides, Plaines sèches, Cotes arides
Pelure de manioc	261 000		
Tiges et feuilles de banane	1 089 000	Artibonite, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud-est, Sud	Plaines irriguées et humides, Montagnes humides et semi-humides
Pelures de banane	148 500		
Feuilles d’ignames	23 500	Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud-Est	Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud-Est
Pelures d’ignames	141 000		
Feuilles de patate douce	23 000	Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud-Est	Centre, Grande-Anse, Nord, Nord-Est, Sud-Est
Pelures de patate douce	138 000		
Tiges de maïs	84 000	Centre, Sud, Artibonite, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud-Est, Sud	Centre, Sud, Artibonite, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Ouest, Sud-Est, Sud
Rafles de maïs	1 050 000		
Paille de riz	66 000	Artibonite, Centre, Nippes, Nord, Nord-Est, Sud	Artibonite, Centre, Nippes, Nord, Nord-Est, Sud
Balles de riz	550 000		
Tiges de sorgho	50 000	Artibonite, Centres, Nippes, Nord, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud	Artibonite, Centres, Nippes, Nord, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud
Tiges et feuilles haricot	475 000	Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud	Artibonite, Centre, Grande-Anse, Nippes, Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Sud-Est, Sud
Paille d’arachide	13 000	Centre, Grande-Anse, Nord-Ouest	Centre, Grande-Anse, Nord-Ouest
Coque d’arachide	52 000		
Feuilles de pomme de terre	1 500		Sud, Sud-Est, Ouest
Pelures	9 000		
Feuilles	6 500	Artibonite, Ouest, Sud-Est	Artibonite, Ouest, Sud-Est

La canne à sucre est cultivée principalement dans les plaines irriguées, les plaines et montagnes humides et semi-humides, au niveau des départements du Centre, Nord-Est et l’Ouest (FAO-PAM,

2005). C'est une culture destinée *a priori* à la production industrielle ou artisanale de sucre et de rhum, mais qui tend à régresser, en raison de la libéralisation des marchés à partir de 1986 qui a conduit à la faillite des principales usines sucrières nationales et à la substitution de la canne par des productions vivrières (maïs, haricots, etc.). La canne à sucre est généralement produite en monoculture et récoltée une fois par an. En 2008, sa production a atteint plus de 1 million de tonnes, contre un gisement résiduel estimé à environ 444 000 tonnes. La canne à sucre est transformée par plus 5500 unités majoritairement artisanales et industrielles, « rapadou » ou sucre artisanal, « kleren » ou rhum artisanal, mais également en sucre et rhum de fabrication industrielle. La bagasse de canne à sucre, résidu solide et ligno-cellulosique de transformation de la canne à sucre, contribue à la couverture de près de 4% des besoins énergétiques au niveau national, servant à la production de chaleur notamment au niveau des distilleries, usines sucrières, etc. (BME, 2008).

La banane et le plantain sont généralement cultivés en monoculture, dans les plaines irriguées, les zones (côtes, plaines, montagnes) humides et semi-humides, situées principalement dans les départements de l'Ouest (Plaine de l'Arcahaie), du Nord-Ouest (Vallée des Trois rivières), du Sud-Est (Marigot), du Sud (Plaines des Cayes), des Nippes, du Nord, et du Nord-Est (FAO-PAM, 2005). La banane et le plantain sont cultivés toute l'année. Ils sont souvent victimes des passages cycloniques réguliers. Ils subissent également de façon chronique la maladie de la Sigatoka noire qui se manifeste par des taches noirâtres sur les feuilles des plantes, causées par le champignon ascomycète *Mycosphaerella fijiensis*, pouvant entraîner une diminution de plus de 50% de la production, contribuant ainsi régulièrement à une augmentation substantielle des gisements résiduels. Les gisements de résidus pour la période de 2008 ont été estimés à environ 1 million de tonnes. Des pertes post-récoltes additionnelles ont été estimées à 20%. Les produits récoltés sont généralement consommés localement directement comme des fruits mûrs ou dans des plats cuits. Sinon, ils sont transformés artisanalement en « papita » ou chips, en farine, etc. Le chaume, principal résidu post-récolte, est utilisé dans l'alimentation du bétail.

Les racines et tubercules, à l'instar de l'igname, la patate douce et la pomme de terre, sont cultivés dans des zones agro-écologiques assez variées, en association avec d'autres cultures comme le maïs et le haricot. L'igname pousse principalement dans des zones de montagnes humides des départements de l'Artibonite, du Nord, du Sud-Est et du Nord-Est, dans les zones de montagnes très humides du département de la Grande-Anse et des communes de Maissade, Thomonde et Baptiste du département du Centre, et dans les zones de plaines irriguées du département de l'Artibonite. Les productions d'igname, de patate douce et de pomme de terre ont été respectivement d'environ 235 000 tonnes, 230 000 tonnes et 15 000 tonnes en 2008. Les résidus générés au cours de la même année ont atteint respectivement 470 000 tonnes, 460 000 tonnes et 30 000 tonnes. Ces résidus participent généralement à la fertilisation des sols et l'alimentation animale.

Le maïs représente le principal produit céréalier de base consommé en Haïti, suivi par le sorgho et le riz. Il est par conséquent cultivé à travers les dix départements du pays, dans des zones de plaines, plateaux et montagnes irriguées ou sous régime pluvial, avec une concentration de plus de la moitié de la production au niveau des départements du Centre et du Sud. Il couvre près de 60% des superficies agricoles totales, généralement en association avec le sorgho, le haricot ou les petits pois. Il est semé au cours d'une campagne principale allant de mars/avril à juin/juillet. Mais, dans certaines plaines humides

ou irriguées, une campagne supplémentaire est généralement réalisée à partir de novembre/décembre. Le maïs constitue l'un des principaux produits d'exportation vers la République Dominicaine et les Etats-Unis, aux côtés du café, du haricot (secs), de la mangue, du tamarin, de l'avocat, du riz et des animaux sur pieds. Cependant, plus de 60% de la production est destinée à l'autoconsommation par les exploitations agricoles, le reste étant commercialisé sur le marché national. Les grains sont alors transformés en semoule de maïs, farine et autres variantes (« AK100 », « AK1000 », « Doukounou »). Dans le cas contraire, ils intègrent des modes de valorisation typiquement locaux (« Chanmchanm » ou « Ayiti », « Mayi Pètpèt », « Mayi Bouyi », « Mayi Boukannen », « Bougonnen », etc.). La production de grains a atteint près de 210 000 tonnes en 2008, contre des gisements résiduels d'environ 525 000 tonnes. Les résidus de transformation et de stockage sont essentiellement utilisés dans l'alimentation animale, tandis que les déchets post-récoltes interviennent dans la gestion de la fertilité des sols et l'alimentation du bétail.

Le riz est cultivé dans les plaines irriguées, notamment dans les départements de l'Artibonite et du Sud (Plaine des Cayes), avec plus de 80% de la production nationale concentrée dans la Vallée de l'Artibonite. Une part de la production est aussi réalisée en culture pluviale de montagne, principalement au haut du Plateau Central et dans les Montagnes du Nord et du Nord-Est. Le riz est généralement produit au cours de 2 saisons culturales : l'une allant d'avril/mai à juin/juillet et l'autre allant d'août à novembre, avec une tendance pernicieuse vers des semis successifs sans période de jachère pour les sols, dans la Vallée de l'Artibonite. La production de riz non décortiqué a été estimée à plus 100 000 tonnes en 2008. La production de résidus pour la même année a été de 198 000 tonnes. Les résidus du décorticage sont très prisés dans l'alimentation animale. Les résidus de récoltes sont généralement enfouis dans le sol de culture en vue de la fertilisation des sols.

Le sorgho est cultivé principalement dans les zones sèches, en particulier les côtes, plaines et piémonts du Sud, du Sud-Est et de l'Ouest ; les côtes arides et les plaines irriguées de l'Artibonite ; les montagnes semi-humides et les montagnes sèches dans la localité de Matelgate du Plateau Central ; les montagnes et plaines sèches de Anse-à-Veau et de Miragôane dans les Nippes ; les plaines arides de Jean Rabel et les montagnes arides de la Baie de Henne et de Bombardopolis dans le Nord-Ouest ; les montagnes sèches du Nord. Le sorgho est le plus souvent associé aux haricots et petits pois. Les variétés photopériodiques, les plus cultivées, sont généralement plantées dans la période de juin/août et récoltées en janvier/février. La production de sorgho a été de 100 000 tonnes en 2008. Les gisements de résidus représentaient le double de cette production. Une petite fraction des grains est utilisée dans l'alimentation animale. Les résidus servent également d'aliments pour le bétail et de fertilisants pour les sols.

Les haricots constituent l'une des principales sources de protéines en Haïti et sont cultivés au niveau des plaines irriguées et humides, des montagnes humides et semi-humides, à travers les 10 départements du pays. Ils sont semés au cours de 2 saisons, à partir de mars-mai et août-novembre, généralement en association avec le sorgho. De même, le pois « congo » est cultivé annuellement, en association avec le sorgho, mais principalement dans les régions sèches comme les plaines arides de l'Artibonite, du Centre et du Sud-Est ; les montagnes semi-humides et sèches du plateau central, du Sud-Est et des régions de Anse-à-Veau et Miragôane dans les Nippes. La production totale a atteint 95 000 tonnes en 2008. Les

résidus générés ont été estimés à environ 475 000 tonnes. Ils participent à l'alimentation animale et à la fertilisation des sols.

L'arachide est cultivé dans les zones semi-humides et sèches, notamment au niveau des montagnes semi-arides des régions de Cabral et Marmont dans le Centre ; la plaine sèche de Gomiers et une partie de la plaine des Irois dans la Grande-Anse ; les montagnes arides des régions de Baie de Henne et de Bombardopolis dans le Nord-Ouest ; les cotes arides du Sud. La production de l'année 2008 a été estimée à environ 26 000 tonnes. Des unités artisanales et des particuliers transforment et commercialisent l'arachide sous forme de « Mamba » ou beurre d'arachide ; « Ayiti » ou « Chanmanm » (mélange d'arachide et de maïs grillés, broyés et sucrés) ; « Pistache grillée » (grains d'arachide grillés ou torréfiés, assaisonnés de sel avec ou sans sucre). Les gisements de résidus pour l'année de référence ont été estimés à 59 800 tonnes. Ces résidus sont généralement utilisés dans la fertilisation des sols.

La production de chou pommé a été d'environ 13 000 tonnes en 2008. Plus de 75% de cette production a été générée dans les zones périurbaines de montagnes humides de Kenscoff, situées entre 800 et 1600 mètres d'altitude, à l'Est de la communauté urbaine de Port-au-Prince (CUPP). Les gisements de résidus sont estimés comme équivalents à la masse de produits économiques. Des pertes post-récoltes sur le circuit de commercialisation sont estimées à près de 50%, en raison notamment des déficits d'infrastructures routières et de moyens de conservation. La CUPP représente près de 70% de la consommation de ce qui reste de la production nationale (IRAM, 2001). Le chou est généralement consommé en sauce avec du riz, en soupe de potiron ou comme un condiment appelé « pikliz » (mélange de chou, carotte, piment déchiquetés en fines lamelles, arrosés de vinaigre et assaisonnés de sel).

IV.2.2.2. Evaluation quantitative des gisements de déjections animales

Les productions totales de déjections de bovins, porcins et poulets pour l'année 2008, ont été estimées à plus de 3 000 000 tonnes de matière humide. La figure 11 représente ces gisements répartis par espèce et au niveau des 10 départements géographiques d'Haïti. La comparaison des masses fraîches de déjection animales aux résidus d'origine végétale tend à mettre en évidence le caractère secondaire ou d'activité d'appoint que représente la production animale dans le secteur agricole en Haïti.

La production de déjection bovine a atteint près de 2 390 000 tonnes en 2008. Ce gisement de déchets animaux est réparti à travers tout le pays d'Haïti et principalement au niveau de la Savane Désolée dans l'Artibonite, la partie sèche de la plaine du Cul de sac dans l'Ouest, la plaine des Cayes dans le Sud, et les plantations Dauphin et Madras dans le Nord-est où les bovins sont élevés en liberté (Bien-Aimé *et al.*, 2004).

Les gisements de lisier de porcins ont été estimés à plus de 730 000 tonnes en 2008. Ces déchets sont répartis un peu partout au niveau des sections communales et à la périphérie des grandes villes d'Haïti. L'absence de foyers importants de production (de déjection) porcine est la résultante des nombreux essais et échecs de la modernisation de l'élevage porcin par le repeuplement à partir de croisements de races améliorées, suite à l'éradication des races indigènes pour cause non avérée de peste porcine africaine en 1983, et le retour à l'élevage traditionnel. En effet, aujourd'hui 50 à 70 % des exploitations

agricoles disposent de 1 à 3 porcs conduits à la corde dans la cour d'habitation ou sur des parcelles en jachère et nourris de résidus de récolte, de déchets de cuisine et rarement des concentrés alimentaires (Bien-Aimé *et al.*, 2004).

Les gisements de fientes de poulets ont été estimés à plus de 17 000 tonnes de matière fraîche en 2008, sans prise en compte de la contribution difficilement quantifiable et récupérable par l'élevage traditionnel. Cette production de déjection de poulets est alors principalement concentrée au niveau des fermes d'exploitation industrielle et semi-industrielle, dans les départements de l'Ouest, du Sud et du Sud-Est.

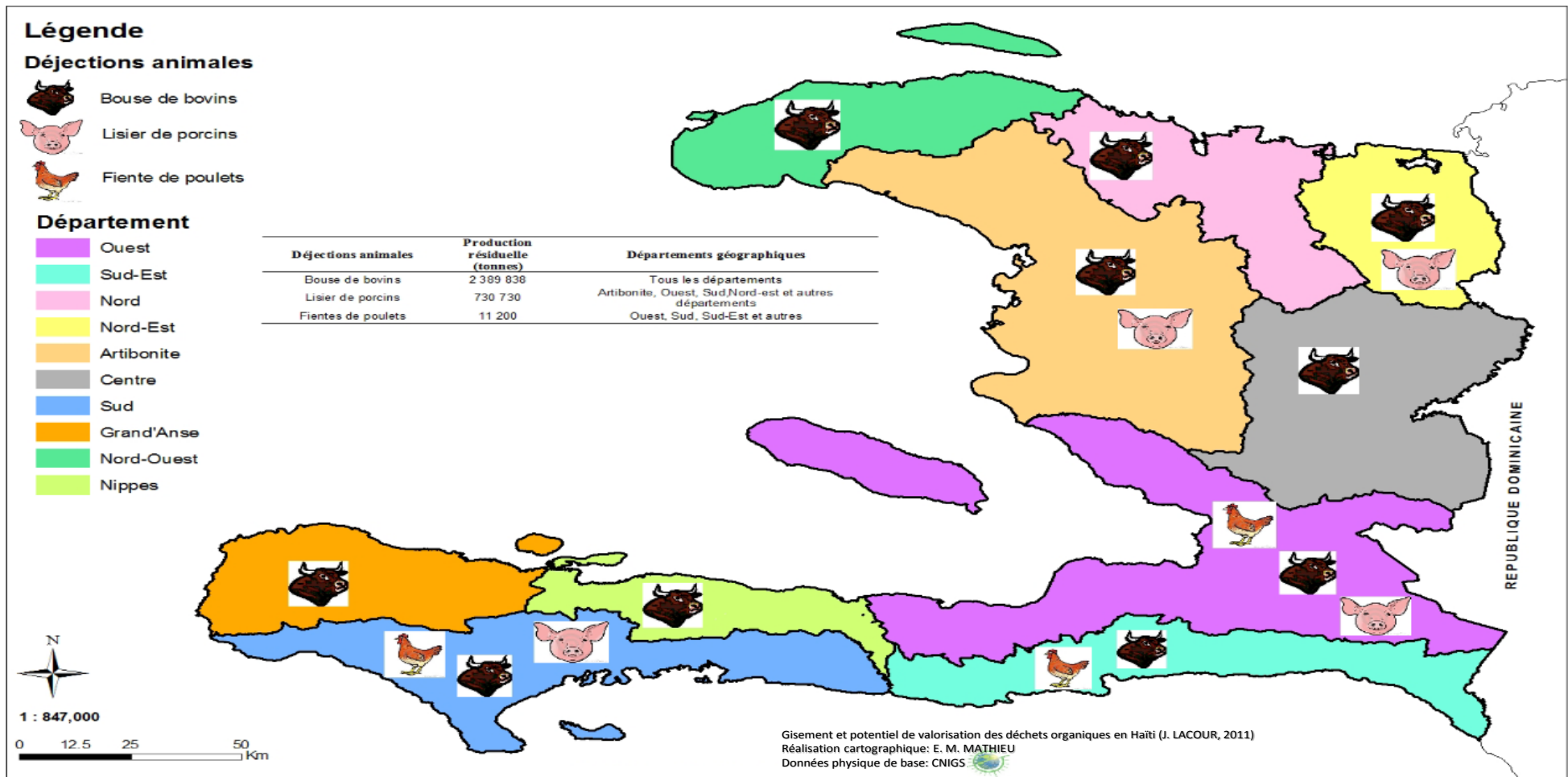


Figure 11: Distribution géographique des gisements de déjections de bovins, porcins et poulets d'Haïti en 2008.

IV.2.3. *Potentiel biométhanogène des résidus végétaux et animaux*

Le potentiel biométhanogène ultime des résidus végétaux et animaux a été estimé à plus de 350 000 000 Nm³, à partir des gisements de matière organique de l'ordre de 2 000 000 tonnes de matière volatile, pour l'année 2008. Le tableau 9 présente les gisements (en termes de matière sèche MS et matière volatile MV) et leur PBM (en Nm³) des différents résidus végétaux et animaux, sur la base des estimations du tableau 7 relatives aux PBM spécifiques des différents résidus de cultures obtenus de façon empiriques. Cependant, ces résultats sont également relatifs aux saisons culturales, aux zones de production des cultures, aux circuits de gisements des résidus, aux moyens et procédés mis en œuvre dans la digestion anaérobie et aux cinétiques de conversion des divers types de résidus par la digestion anaérobie. En effet, en fonction de la combinaison de ces paramètres, même dans le cas où ils sont nominalement équivalents, les potentiels énergétiques disponibles par type de résidus sont inégalement répartis dans la durée et à travers le territoire national d'Haïti.

Tableau 9 : Potentiels biométhanogènes (PBM) spécifiques des résidus végétaux et animaux exprimés en tonnes de MS et MV.

Résidus	MS (t)	MV (t)	PBM (Nm³)
Bagasse de canne à sucre	239 760	225 374	45 074 880
Résidus de canne à sucre	370 000	240 500	29 581 500
Feuilles de manioc	13 050	5 220	642 060
Pelures de manioc	52 200	39 150	10 453 050
Pseudo-tronc et feuilles de banane	54 450	32 670	4 018 410
Pelures de banane et plantain	29 700	26 433	8 511 426
Feuilles d'ignames	7 050	2 820	346 860
Pelures d'ignames	28 200	21 150	5 647 050
Feuilles de patate douce	6 900	2 760	339 480
Pelures de patate douce	27 600	20 700	5 526 900
Tiges de maïs	58 800	52 920	10 001 880
Raffles de maïs	892 500	714 000	134 946 000
Paille de riz	26 400	17 160	4 152 720
Balles de riz	275 000	247 500	46 777 500
Tiges de sorgho	27 500	17 875	2 395 250
Tiges et feuilles de haricot et pois	142 500	92 625	11 392 875
Paille d'arachide	9 100	3 640	880 880
Coque d'arachide	26 000	23 400	4 422 600
Feuilles de pomme de terre	450	180	22 140
Pelures de pomme de terre	1 800	1 620	432 540
Pertes de chou	1 300	1 183	365 547
Bouse de bovins	358 476	197 162	14 787 120

Lisier de porcins	109 610	38 363	10 549 914
Fientes de poulets	3 360	2 016	352 800
Total	2 762 000	2 026 000	351 620 000

IV.3. Déchets organiques en milieu urbain

IV.3.1. Approches méthodologiques

IV.3.1.1. Méthodes d'évaluation des gisements

Cette méthodologie d'évaluation des gisements de déchets organiques d'origine urbaine est élaborée à partir d'une approche de croisements de données démographiques et de résultats d'études récentes réalisées sur les déchets urbains produits en Haïti et dans d'autres PED. L'année 2008 est prise comme référence. Les populations urbaines réparties à travers les différents départements géographiques ont été calculées par actualisation des données du dernier recensement général de la population et de l'habitat (RGPH) réalisé en 2003 par l'Institut Haïtien de Statistique et d'Informatique (IHSI, 2005).

L'actualisation de l'effectif de la population haïtienne a été réalisée à partir d'un taux moyen d'accroissement de la population urbaine de l'ordre de 5,8% pour l'ensemble du pays, d'après IHSI (2005). Ce taux d'accroissement assume par défaut une uniformité des flux migratoires, à travers les différents espaces urbains du pays, au cours de la période allant de l'année de réalisation du dernier recensement de la population (2003) à l'année de référence retenue dans le cadre de cette étude.

Cette étude d'évaluation des gisements de déchets urbains prend en compte 45 villes d'Haïti, dont les populations vont de plus de 900 000 habitants (Port-au-Prince) à près de 9 000 habitants (Las Cahobas). Une moyenne de production spécifique de déchets par habitant et par jour, estimée à 0,6 kg_{MH} par Bras (2010), a été retenue pour les communes de Port-au-Prince, Delmas et Pétion-Ville qui figurent parmi les plus riches du pays, pour traduire une différence de niveau des activités économiques et des modes de vie au niveau de celles-ci par rapport aux autres communes. Une production spécifique de 0,21 kg/habitant/jour a été retenue pour toutes les autres communes du pays. Cette estimation est basée sur les résultats obtenus pour la commune du Cap-Haïtien (Philippe, 2010). Les fractions organiques contenues dans les déchets de la zone métropolitaine de Port-au-Prince (ZMPP⁵) et la ville du Cap-Haïtien ont été estimées respectivement à 75,0% (MTPTC (2006) et 65,5% (Philippe, 2010). Parallèlement, Thonart *et al.* (2005) a avancé un pourcentage moyen de matière organique de l'ordre de 45% pour les déchets générés par les villes des pays du Sud, y compris Haïti. Cette dernière estimation a été retenue pour assumer la cohérence des hypothèses pessimistes préalablement adoptées.

La production de déchets au niveau d'une ville ($W_{u,y}$), au cours de l'année de référence (y), est estimée à partir de la moyenne de production spécifique par habitant et par jour estimée pour l'espace urbain

⁵ La ZMPP regroupe les communes de Port-au-Prince, Delmas, Pétion-Ville, Carrefour, Kenscoff, Croix-des-Bouquets, selon l'arrêté du 21 avril 1983. Tabarre et Cité-Soleil, issues de la commune de Delmas, ont été élevées au rang de commune par arrêté présidentiel en date du 19 juin 2002.

en question (W_{ud}), multipliée par **365** (jours) et multipliée par l'effectif de la population de cette ville N_{uy} , d'après les estimations faites pour l'année de référence (équation 14).

$$W_{uy} \text{ (tonnes/ville/an)} = W_{ud} \text{ (tonnes/habitant/jour)} \times 365 \text{ (jours)} \times N_{uy} \text{ (habitants/ville)} \quad (14)$$

La masse de déchets organiques produite au niveau de la ville à l'étude, au cours de l'année de référence est estimée par la multiplication entre la production de déchets de la ville (W_{uy}) et le pourcentage moyen de matière organique fermentescible (**OM**) contenu dans ces déchets. La production totale de déchets organiques d'origine urbaine (W_{tomuy}) est donnée par la somme des productions de déchets organiques d'origine urbaine (W_{omuy}). Ces démarches sont résumées par les équations 15 et 16.

$$W_{omuy} \text{ (tonnes/ville/an)} = W_{ui} \text{ (tonnes/ville/an)} \times OM \text{ (\%)} \quad (15)$$

$$W_{tomuy} \text{ (tonnes/an)} = \sum_i^n W_{omuy} \text{ (tonnes/ville/an)} \quad (16)$$

IV.3.1.2. Méthodes d'évaluation du potentiel biométhanogène des déchets organiques urbains

Le taux de matière sèche (MS) des déchets municipaux a été estimé à 40-50%, d'après Braun (2007). Les déchets organiques générés au niveau des villes d'Haïti sont principalement composés de déchets de cuisine et de déchets verts, dont les taux de matière volatile ont été estimés à 80-90%_{MS} (Braun, 2007). La production spécifique ultime de méthane relative aux déchets urbains triés à la main a été évaluée à 0,205 m³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV} (Owens et Chynoweth, 1993; Ward *et al.*, 2008). Les valeurs estimatives par défaut ont été retenues, selon la cohérence pessimiste du présent exercice d'évaluation.

IV.3.2. Résultats de l'évaluation

La masse totale de déchets organiques produite au niveau des 45 villes d'Haïti retenues dans le cadre de cette évaluation a été estimée à plus de 240 000 tonnes de matière fraîche pour l'année 2008. La figure 12 présente les gisements de déchets organiques localisées dans 45 villes d'Haïti, soit plus de 95% de la production totale.

Le département de l'Ouest, avec ses 13 communes représentées, représente plus de 80% de ces gisements. En outre, la ZMPP, accueillant, d'après l'IHSI (2007), environ 55% de la population urbaine nationale, contribue à hauteur de plus de 70% de la production totale de déchets organiques d'origine urbaine. Ces résultats s'accordent aux estimations, selon lesquelles les gisements de déchets de la ZMPP correspondent à environ 80% de la production totale de déchets du pays (MTPTC-BME-EDH, 2006). Ce fait est en partie dû à une concentration de la plus grande part des activités économiques

non-agricoles, des emplois et des infrastructures physiques et sociales notamment au niveau des communes de Port-au-Prince, Delmas et Pétion-Ville.

Le département de l'Artibonite vient au second rang des producteurs de déchets organiques du pays d'Haïti, avec une contribution de près de 8% des gisements de déchets organiques à l'échelle nationale. Les déchets organiques de ce département sont principalement générés par les communes de Gonaïves et de Saint-Marc qui comptent, à elles seules, pour environ 60% de la masse de déchets urbains du département. L'essentiel de la production restante de déchets de ce département est assuré par les communes de Petite Rivière de l'Artibonite (environ 6% de la production du département), Saint Michel de l'Attalaye (5%), Gros Morne (5%), Desdunes (5%), Dessalines (4%), l'Estère (3%).

Les déchets organiques d'origine urbaine générés dans le département du Nord représentent près de 6% des gisements du pays. La commune du Cap-Haïtien génère l'essentiel de cette production à hauteur de 9 330 t/an, soit environ 63% de la production du département. La commune de Limbé contribue à environ 8% de la production de déchets du département, Plaisance en assure 3% environ, la Grande Rivière du Nord représente 2%, Saint-Raphaël également 2%.

Le Département du Nord-Ouest couvre environ 2% de la production de déchets organiques d'origine urbaine d'Haïti. Ses gisements sont principalement localisés au niveau des communes de Port-de-Paix (3235 tonnes.an⁻¹) et Saint-Louis du Nord (1055 tonnes.an⁻¹), dont les productions représentent au total plus de 79% des gisements à l'échelle du département.

Les gisements de déchets organiques urbains du département du Nord-Est représentent également près de 2%, en contribution à l'échelle nationale. Les communes de Fort-Liberté, Ouanaminthe et Terrier Rouge, avec des productions annuelles respectives de l'ordre de 2000 tonnes, 760 tonnes et 690 tonnes, assurent environ 64% de la production de déchets de ce département.

L'ensemble des 5 autres départements représentent moins de 7% de la production de déchets organiques urbains du pays d'Haïti. Près de 58% de la production du département du Sud (environ 2% de la production de déchets au niveau nationale) est localisée au niveau des communes des Cayes (environ 2530 tonnes.an⁻¹) et Aquin (400 tonnes.an⁻¹). Les gisements des départements de la Grande-Anse et des Nippes représentent près de 2% de la production nationale, en termes de déchets organiques urbains. Ils sont principalement localisés au niveau des communes de Jérémie (1550 tonnes.an⁻¹), de Miragôane (740 tonnes.an⁻¹) d'Anse d'Hainault (460 tonnes.an⁻¹) et de Dame Marie (380 tonnes.an⁻¹) qui représentent au total environ 65,3% de la production de déchets organiques urbains générés par les 2 départements. Le département du Centre contribue à près de 2% du gisement total de déchets organiques d'origine urbaine d'Haïti. Les communes de Hinche (1110 tonnes.an⁻¹), de Mirebalais (565 tonnes.an⁻¹) de Maïssade (410 tonnes.an⁻¹) de Belladère (390 tonnes.an⁻¹), de Thomonde (335 tonnes.an⁻¹) et de Las Cahobas (310 tonnes.an⁻¹) assurent environ 72,1% de cette contribution. Le Département du Sud-Est génère la production de déchets organique d'origine urbaine la plus faible, soit environ 1% de la production nationale de déchets. Cette production est assurée à plus de 50% par la commune de Jacmel.

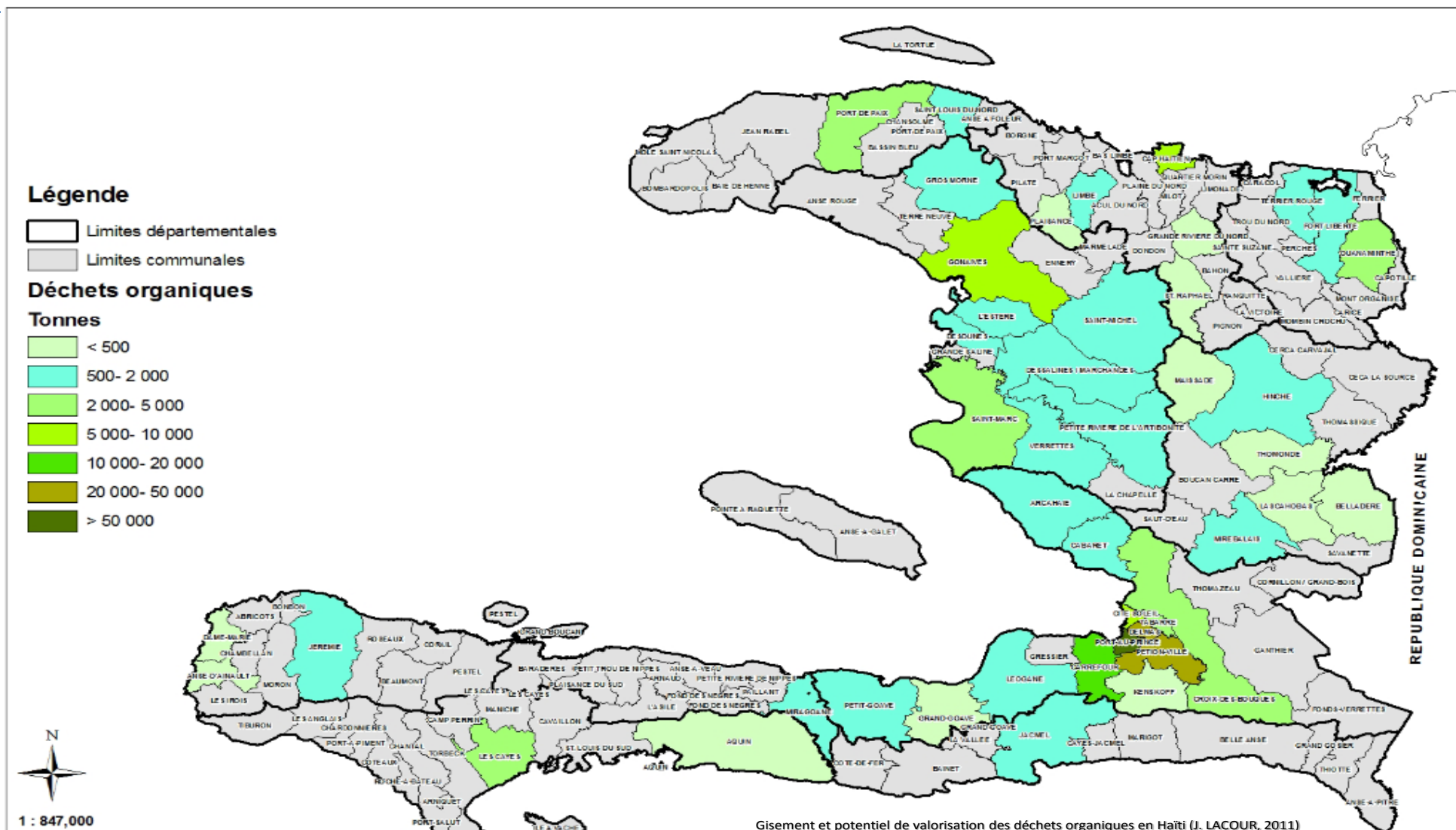


Figure 12: Distribution géographique des principaux gisements déchets urbains d'Haïti en 2008.

IV.3.3. Potentiel biométhanogène des déchets organiques urbains

Le tableau 10 résume les potentiels biométhanogènes spécifiques des 45 villes à l'étude, sur la base de leurs gisements de déchets organiques exprimés en tonnes de MS et MV. Le potentiel de production de méthane a été estimé à près de 16 000 000 m³ pour tout le pays d'Haïti, dont environ 13 000 000 m³ pour le département de l'Ouest.

Tableau 10: Potentiels biométhanogènes et gisements des déchets organiques urbains en termes de MS et MV.

<i>Département</i>	<i>Commune</i>	<i>MS</i>	<i>MV</i>	<i>PBM</i>
		<i>(t)</i>	<i>(t)</i>	<i>(Nm³)</i>
Ouest	Port-au-Prince	36368	29094	5964371
	Carrefour	6251	5001	1025321
	Delmas	14923	11938	2447437
	Pétion-Ville	11972	9577	1963460
	Cité-Soleil	3502	2802	574452
	Tabarre	1721	1377	282342
	Croix-des-Bouquets	1232	985	202113
	Petit-Goâve	550	440	90252
	Léogane	451	361	74023
	Arcahaie	285	228	46740
	Cabaret	206	165	33908
	Kenscoff	194	155	31966
	Grand-Goâve	119	95	19581
	Total	77780	62220	12755970
Nord	Cap-Haïtien	3732	2985	612080
	Limbé	478	383	78516
	Plaisance	164	131	26955
	Gde Riv. du Nord	145	116	23819
	Saint-Raphaël	144	115	23655
Total	4660	3730	765030	
Artibonite	Gonaïves	2935	2348	481431
	Saint-Marc	1653	1322	271105
	Pte Riv. de l'Artibonite	494	395	81022
	Verrettes	492	393	80766
	St Michel de l'Attalaye	392	313	64366
	Gros Morne	387	310	63612
	Desdunes	346	277	56901
	Dessalines	333	266,656	54664
	L'Estère	238	190	39130
	Total	7270	5820	1193000
	Nord-Ouest	Port-de-Paix	1293	1035

	Saint-Louis du Nord	422	337	69227
	Total	1720	1370	281420
	Hinche	444	355	72907
	Mirebalais	226	180	37083
	Maïssade	163	130	26771
	Belladère	155	124	25544
Centre	Thomonde	134	107	21995
	Las Cahobas	124	99	20362
	Total	1250	1000	204660
Sud	Cayes	1011	808	165804
	Aquin	159	127	26076
	Total	1170	940	191880
	Terrier Rouge	276	220	45290
Nord-Est	Ouanaminthe	800	640	131304
	Fort-Liberté	304	243	49869
	Total	1380	1100	226460
Sud-Est	Jacmel	552	441	90534
	Jérémie	618	494	101470
Grande-Anse	Anse d'Hainault	185	148	30418
	Dame Marie	152	122	25065
	Total	960	765	156955
Nippes	Miragoane	294	235	48373
	Total	96920	77535	15894720

IV.4. Conclusion

Les déchets organiques au sens strict sont produits, dans les zones urbaines, périurbaines et rurales d'Haïti, par les ménages, les centres commerciaux et artisanaux, le secteur agricole et agro-industriel. La nature biodégradable de ces déchets, ainsi que l'inadéquation de la plupart des « pratiques » de traitement auxquelles ces déchets sont généralement soumis (mise en décharge non contrôlées, combustion avec excès d'oxygène, utilisation de « déchets souillés » comme provende, etc.), génèrent des risques non négligeables pour l'environnement et la santé publique.

Une connaissance des différentes catégories de déchets, en termes quantitatifs, constitue une étape majeure dans l'atténuation des impacts environnementaux et sanitaires, dans la contribution à l'évaluation des unités de réduction d'émission certifiées (UREC) de gaz à effet de serre (GES) par rapport aux conditions actuelles de traitement des déchets organiques, considérées comme scénario de base ou « business as usual » (BAU), et dans la planification de la logistique et de l'économie de la gestion. L'évaluation des gisements des fractions valorisables participe également des stratégies d'autofinancement et de pérennisation des actions de traitement. La méthodologie d'évaluation des

déchets organiques, proposée dans le cadre de ce travail pour le cas d'Haïti, se veut une approximation par défaut qui permet de conclure à des gisements autrement plus importants que les valeurs estimatives obtenues. En effet, l'évaluation des déchets organiques d'origine rurale ne prend en compte que 21 catégories de résidus générés par 12 groupes de cultures saisonnières et annuelles, ainsi que les déjections produites par 3 espèces animales, faisant abstraction en particulier des résidus des arbres fruitiers (pérennes) et des fractions organiques des déchets produits par les ménages et les centres artisanaux. De même, l'évaluation gisements de déchets organiques au niveau des villes a été effectuée à partir d'une approche de production de déchets *per capita*, sans prendre en considération les gisements de déchets des activités économiques majeures (commerces, industries, etc.).

Les gisements de résidus végétaux et animaux dans les espaces ruraux d'Haïti ont été estimés à plus de 10 700 000 tonnes pour l'année 2008, tandis que la masse totale de déchets organiques frais d'origine urbaine a été évaluée à près de 260 000 tonnes réparties à travers 45 villes des 10 départements géographiques d'Haïti pour la même année.

Ces gisements de déchets organiques sont souvent perçus en termes de charge pour un système de gestion déjà déficitaire. Cependant, à partir de certains procédés de traitement écologiquement plus durables, technologiquement et économiquement accessibles aux contextes d'Haïti, ces gisements peuvent être quantifiés préférentiellement en termes de ressources. En effet, la méthanisation en particulier permet non seulement de traiter et de stabiliser les déchets organiques, mais ils offrent également l'opportunité de valoriser ces déchets et résidus comme source d'énergie secondaire pour des usages domestiques (cuisson, éclairage, électricité) et/ou comme sources de matières fertilisantes pour l'agriculture, notamment au profit de l'amélioration des conditions d'existence des communautés marginalisées.

Le potentiel de production méthane, à partir des gisements de déchets organiques de l'ensemble du pays d'Haïti, est estimé à plus de 367 500 000 Nm³ pour l'année 2008. Ce potentiel énergétique correspond à plus de 310 000 tep ou environ 350 000 m³ de gaz naturel ou l'équivalent en Haïti de plus de 450 000 tonnes de charbon de bois ou près de 800 000 tonnes de bois de chauffe, d'après les paramètres de conversion proposés par Angelier (2005). C'est également l'équivalent d'environ 15% de la couverture de la demande énergétique annuelle des villes d'Haïti ou à plus de 140% de la satisfaction des besoins en énergie des zones rurales haïtiennes. En effet, la consommation énergétique per capita en milieu rural haïtien⁶ (0,04 tep/habitant/an) est plus de 10 fois inférieure à celle au niveau des villes (0,51 tep/habitant/an), d'après MTPTC-BME-EDH (2006). Les ménages représentent environ 65% de l'ensemble de cette consommation, dont plus 75% des besoins sont couverts déjà par le bois et les résidus agricoles, tandis que les industries y comptent pour près de 19% et le secteur des services représente environ 4% (MTPTC-BME-EDH, 2006).

Ces chiffres ont mis en perspective des opportunités d'accès à l'énergie, principalement au profit des communautés marginalisées d'Haïti, par la méthanisation comme voie de valorisation autrement plus

⁶ La population rurale d'Haïti comptait environ 5 189 467 habitants en 2008, soit plus de 55% de la population totale, d'après les calculs effectués à partir des paramètres d'estimation de l'IHSI (2007)

durable des résidus agricoles et des déchets organiques urbains disponibles localement en quantité importante. En effet, la valorisation des déchets et résidus sur leur lieu de production et la mise à disposition des produits de la valorisation au niveau local pourraient contribuer à réduire les coûts de transport et d'investissement associés.

Par ailleurs, le potentiel de valorisation matière/énergie de ces gisements de déchets ont été sous-estimés, selon une approche pessimiste, dans le cadre de ce travail, pour rendre compte *a minima*, entre autres, des pertes de ressources encourues annuellement par un pays se retrouvant dans des conditions de grande précarité. Toutefois, ces estimations n'ont pas pris en compte les cinétiques de décomposition des substrats, les procédés de digestion anaérobie, les paramètres du milieu physique et les considérations socio-économiques et politiques de distribution, collecte et valorisation des déchets en général. En outre, ce travail ne prétend pas à une exhaustivité ni à une extrême précision dans l'évaluation quantitative des gisements résiduels. Des études complémentaires corroborées par des enquêtes de terrain, devront affiner cette évaluation pour des intervalles de temps plus réduits et en considérant un maillage géographique plus fin.

DEUXIÈME PARTIE- APPROCHE EXPÉRIMENTALE DE LABORATOIRE

*« Comme tu as peur de te salir les mains...
Moi, j'ai les mains sales. Jusqu'aux coudes.
Je les ai plongées dans la merde ».*
(Les mains sales _ J. P. Sartre)

CHAPITRE V. POTENTIELS BIOMETHANOGENES SPECIFIQUES DES GISEMENTS DE DECHETS ORGANIQUES

V.1. Cadre méthodologique de la caractérisation bio-physico-chimique

Les déchets organiques sont principalement générés par les ménages et les activités agricoles et agroindustrielles. Leurs modes de gestion varient généralement fonction du contexte. Dans les zones rurales, ces fractions de déchets sont souvent utilisées dans des processus de fertilisation des sols agricoles, d'alimentation animale et de production d'énergie. Dans les milieux urbains, ces déchets intègrent généralement des systèmes de gestions unitaires, sans aucune forme de ségrégation. Par conséquent, les pratiques de traitements, de valorisation et/ou d'élimination impliquent souvent des risques pour l'environnement et la santé publique. En outre, des situations de précarité communes à beaucoup de communautés des PED et pays émergents imposent une nécessité de quantifier et de caractériser ces gisements de déchets dans une double logique : (i) d'évaluer le potentiel de charge polluante que représentent ces catégories de déchets, en raison de leurs implications dans la qualité de vie des communautés ; (ii) et ou, de préférence, d'étudier les conditions et le potentiel de valorisation énergie/matière de ces ressources, en vertu de la pertinence d'une telle approche dans les choix économiques et techniques.

Ce travail propose une méthodologie de caractérisation déchets/ressources organiques générés dans les zones rurales et urbaines d'Haïti et d'évaluation du potentiel de valorisation énergétique de ceux-ci par digestion anaérobie. La figure 13 fait un parallèle entre 2 scénarii :

1. A gauche (en rouge) est représenté le scénario BAU correspondant à la situation actuelle de la gestion des déchets, caractérisée par un manque d'efficacité et d'imagination créative ; un gaspillage de ressources et une dépendance vis-à-vis de l'aide externe ; une absence de ségrégation des catégories de gisements et une méconnaissance des points de vue qualitatif et quantitatif des déchets ; un déficit d'options de valorisation ; des risques environnementaux et sanitaires.
2. A droite (en bleu) est illustré le scénario de caractérisation et de valorisation énergie/matière des déchets/ressources, proposé par le présent travail. Dans cette perspective, des échantillons représentatifs des différentes catégories de gisements, déterminées en fonction de leur biodégradabilité et leur cinétique de , ont été retenus. La plupart de leurs principaux paramètres physico-chimiques, relatifs à leurs teneurs en eau, leurs concentrations en matière organique, leurs principaux éléments constitutifs, leur solubilité, leurs fractions pariétales, etc., ont été déterminés. Leurs potentiels biométhanogènes (PBM) spécifiques ont été évalués, adaptés et optimisés, à partir d'essais batch en mono-digestion et en co-digestion binaire, en tenant compte de certaines conditions de contraintes d'Haïti. La connaissance des caractéristiques bio-physico-chimiques des gisements et la recherche d'optimisation des conditions de valorisation des déchets/ressources devront contribuer à un modèle de gestion pérenne et viable sur les

plans socioéconomique et environnemental. En effet, en proposant des méthodologies de caractérisation et d'évaluation des PBM des fractions organiques des déchets ménagers et assimilés (DMA), des déchets industriels banals (DIB) et des déchets de l'agro-alimentaire (DAA), ce scénario contribue à définir les voies de valorisation et de diversion relatives à plus 50% des gisements des déchets, dans le cas d'Haïti.

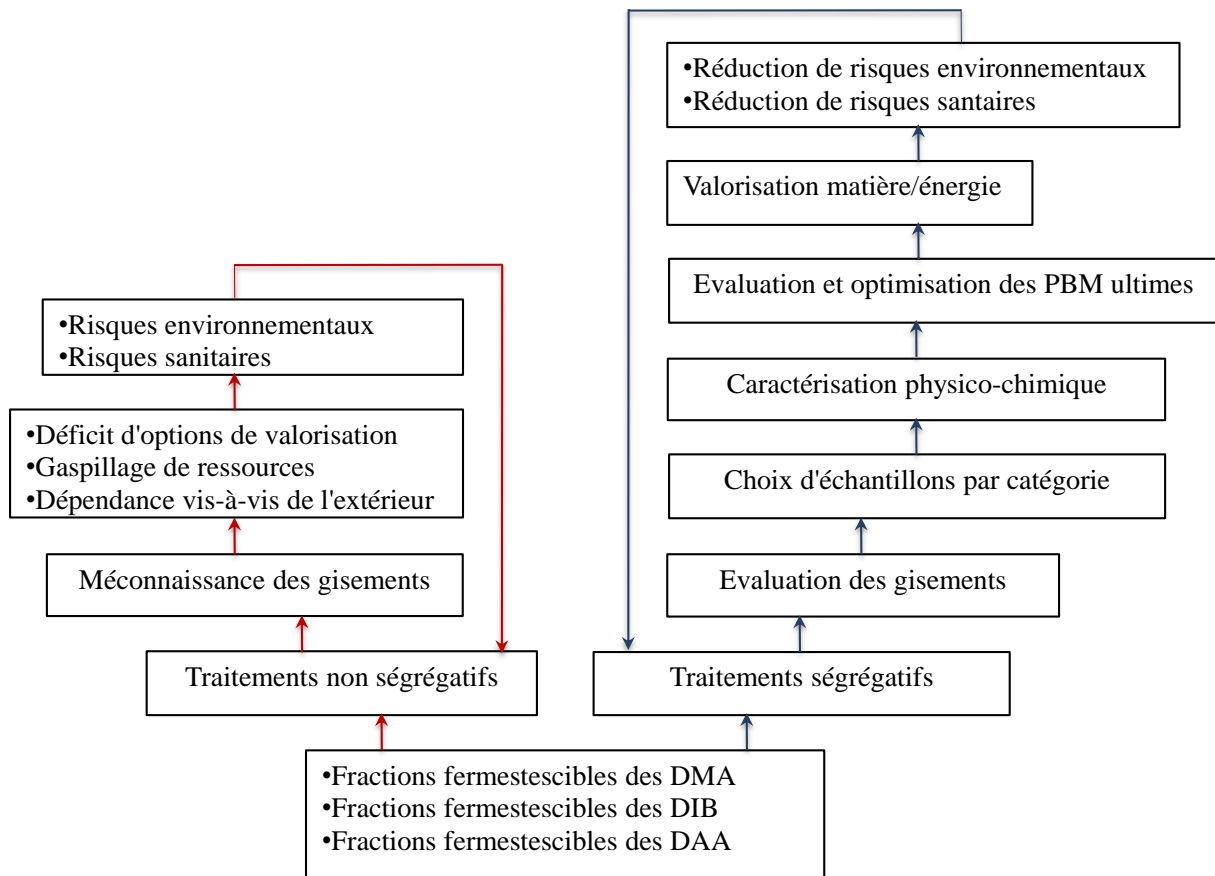


Figure 13: Démarche méthodologique alternative à la valorisation matière/énergie des déchets/ressources organiques (à droite) par rapport au scénario BAU (à gauche).

V.2. Echantillonnage des gisements de déchets

Les sous-produits et résidus d'origine agricole représentent l'essentiel des déchets organiques dans le milieu rural haïtien. En outre, du fait de la transformation, de la commercialisation, des échanges et de la circulation des produits, ces déchets se retrouvent aussi généralement majoritaires dans les milieux urbains. Ils sont principalement groupés en 3 catégories selon l'origine des gisements, d'après la classification de l'ADEME (1999): (i) les résidus de cultures (cannes, pailles, feuilles, etc.), (ii) les résidus des fruits et légumes (déchets de récoltes, résidus de transformation, produits non commercialisables), les résidus de la sucrerie et la distillerie (bagasse, etc.) et (iii) les résidus d'élevage (fumiers, lisiers). Cependant, du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques et de leurs niveau variable de biodégradabilité, les résidus végétaux en particulier peuvent être classés en 2 grands groupes ; (i) les résidus ligno-cellulosiques ou faiblement biodégradables ; (ii) les résidus herbacés et assimilés, facilement biodégradables.

V.2.1. Choix et collecte d'échantillons de bagasse de canne à sucre entre autres résidus ligno-cellulosiques

Les résidus ligno-cellulosiques regroupent principalement les pailles, les chaumes et les panicules de céréales (riz, maïs, sorgho, blé, etc.) d'origine agricole, de même que la bagasse de canne à sucre d'origine agro-industrielle, les papiers et cartons, les feuilles sèches et les déchets d'élagage des paysages urbains. Ces résidus contribuent largement à l'affouragement et l'alimentation des ruminants et assurent également une part importante de la couverture énergétique primaire notamment dans les PED (Février et Willequet, 2009). Ils sont caractérisés par une fraction pariétale importante, riche en lignine et en minéraux, mais pauvres en protéines et lipides. Ils sont également considérés comme des substrats faiblement biodégradables (Braun et Wellinger, 2002), avec une biodégradabilité particulièrement limitée en digestion anaérobie (Angelidaki, et al., 2000 ; Møller et al., 2004). Leur vitesse de biodégradation est d'autant plus lente que leur concentration en lignine est importante, d'après Chanakya et al (2009). En effet, de nombreux auteurs considèrent que la lignine n'est pas biodégradable, en raison de son comportement récalcitrant, en condition d'anaérobiose (Young et Frazer 1987 ; Wang et al, 1997. En conséquence, la cellulose associée à la lignine sous la forme du complexe-lignocellulosique est supposée non accessible aux micro-organismes impliqués dans les quatre étapes de la méthanogenèse. En condition d'aérobiose, la biodégradation de la ligno-cellulose est lente mais possible. Cette assimilation est principalement assurée par certains genres et espèces de champignons et de bactéries filamenteuses (actinomycètes) qui ont la capacité de produire des exoenzymes ligninolytiques (Tuomela et al., 2000 ; Smidt et al., 2008). Les champignons moisissures de couleur brune attaquent la cellulose et l'hémicellulose, laissant de la lignine déméthylée et un complexe plus facilement dégradable ; tandis que les moisissures blanches dégradent préférentiellement la lignine, libérant de la cellulose et de l'hémicellulose (Eriksson et al., 1990 ; Smidt et al., 2008). Ces champignons et actinomycètes interviennent également dans la digestion anaérobie des substrats ligno-cellulosiques, lors des premières étapes d'hydrolyses et d'acidogenèse en anaérobiose facultative (Mata-Alvarez, 2002).

La bagasse de canne à sucre (BAG) a été retenue, dans le cas de ce travail, comme représentative de cette catégorie de résidus d'origine agricole et agroindustrielle. En outre, il s'agit de l'un des résidus agricoles dont près de 80%_{MH} des gisements, soit plus de 100 000 tonnes/an sont rejetés dans la nature, tandis que les 20%_{MH} restant sont valorisés dans des chaudières ou par combustion à l'air libre (BME, 2008).

La bagasse est le résidu fibreux et ligno-cellulosique obtenu après pressage et extraction du jus de la canne à sucre (Soccol et al., 2000). Elle contient environ 45-50% de cellulose, 25-35% d'hémicellulose et 10-25% de lignine (Soccol et al., 2000 ; Février et Willequet, 2009). Ce résidu est surtout utilisé pour la production domestiques de vapeur et d'électricité pour les distilleries et les usines de production de sucre (Junginger et al., 2001 ; Kiatkittipong et al., 2009). En outre, la canne à sucre est considérée comme un important puits de carbone et un vaste réservoir d'énergie solaire, en fonction de son rendement relativement élevé par comparaison aux autres cultures, graminées et arbres, et par sa forte capacité de régénération annuelle (Pandey et al., 2000).

Environ 5-10 kg de bagasse de canne à sucre (BAG) ont été prélevés sur des sites de transformations artisanales de la canne à sucre, à la périphérie du Port-au-Prince (Haïti), entre 2007 et 2008. Ces échantillons ont été séchés à l'air libre avant d'être stockés à la température ambiante. Une part de ces échantillons a été transportée au LGCIE pour des analyses de caractérisation.

V.2.2. Choix et collecte d'échantillons de chou entre autres résidus herbacés et assimilés

Les pelures et écart de triage de fruits (agrumes, mangues, etc.) ; les résidus et parages de légumes (choux, laitue, carottes, etc.) ; les résidus de récoltes et déchets des racines et tubercules (manioc, ignames, pomme de terre, patate douce, etc.) ; les masses foliaires et résidus de haricots et pois ; les écart de triage, les pelures, les pseudo-troncs et les gaines des bananiers ; certaines fractions ségréguées des DMA, en particulier les déchets de cuisines peuvent être classés dans la catégorie des résidus et déchets herbacés, non rigides et pauvres en lignine. Leurs teneurs généralement élevées en sucres et en eau leur confère une grande aptitude aux fermentations alcooliques et à la digestion anaérobie (Février et Willequet, 2009). En outre, les résidus de fruits et légumes sont riches en pectines au niveau de leurs parois cellulaires et en acides organiques facilement biodégradables, leur conférant une cinétique de dégradation anaérobie relativement rapide (Chanakya et al., 2009). La plupart de ces gisements de résidus, en particulier ceux des fruits et légumes, possèdent également un caractère saisonnier souvent marqué par une surabondance sur des périodes relativement courtes, les rendant difficilement gérables et irrégulièrement disponibles dans le temps. Les pelures de bananes sont principalement composées de pectine, de cellulose et d'hémicellulose solubles dans l'eau chaude, constituant plus de 80% de la masse. La dégradation de ses différents composants est très rapide, avec une dégradation quasi complète entre 4 jours et 2 semaines (Sharma et al., 1988 ; Chanakya et al., 2009).

Le chou pommé (*Brassica oleracea* L, var. capitata) a été retenu et caractérisé dans le cadre de ce travail. La composition du chou est assez proche de celle de la banane, avec principalement de la pectine, de l'hémicellulose, de la pectine oxalate solubles dans l'eau chaude et très peu de lignine. Le chou figure parmi les substrats d'origine agricole les plus facilement dégradables biologiquement. La dégradation de ses différentes composantes solubles, de même que celles d'autres substrats feuillus assimilés, est très rapide, avec une dégradation de plus de 90% sur 4 jours et près de 100% complète au bout de 10 jours de digestion anaérobie, si tant est que la masse de digestât obtenue est minimale (Chanakya et al., 2009).

Des échantillons de CHU ont été collectés au niveau des supermarchés de la France, en ayant soin de choisir parmi les variétés cultivées en Haïti. Ils ont été conservés à environ 4 °C au LGCIE.

V.2.3. Choix et collecte d'échantillons de lisier de porc, bouse de vache et fiente de poulet entre autres déjections animales

Les déjections animales sont utilisées en digestion anaérobie, d'une part pour réduire les risques environnementaux majeurs de pollution et de contamination des eaux de surface et souterraines, les émissions d'odeurs et d'ammoniac et, d'autre part, pour convertir ces déchets en méthane comme

source d'énergie renouvelable (Karim et al., 2005). Les déjections des ruminants, des bovins en particulier, sont nécessaires au démarrage du processus méthanogène puisque celles-ci contiennent déjà les diverses populations de micro-organismes impliquées dans les 4 étapes de la méthanogenèse. Cependant, la production de biogaz à partir de déchets de bovins peut être jusqu'à 2 fois moindre par rapport celles obtenues à partir des déchets porcins et de poulets, en raison du fait que les bovins se nourrissent principalement de fibres et fourrage riches en lignine qui résistent à la digestion anaérobie. Des échantillons de bouse de vache (VAC), de lisier de porc (POC) et de fiente de poulet (AVI) ont été retenus pour une caractérisation des déchets animaux. Leur composition physico-chimique, leur potentiel biométhanogène, leur aptitude à l'inoculation des processus de digestion anaérobie, ainsi que leurs effets respectifs en mono et en co-digestion, ont été évalués.

Des échantillons de POC, VAC et AVI ont été collectés sur une petite ferme agricole au bourg de Thizy (France). Ils ont été transportés dans des seaux de 20 L, puis conservés à 4 °C au LGCIE. Les bovins ont été essentiellement nourris à partir de foin et de compléments alimentaires constitués de céréales. Les porcs ont été nourris de déchets agricoles, de concentrés alimentaires et de lactosérum. Les poulets ont été élevés et nourris à partir des granulés collectés sur la ferme.

V.3. Caractérisation physico-chimique des substrats

V.3.1. Analyses gravimétriques des échantillons

La détermination du **taux de matière sèche (MS)** est effectuée, selon la norme NF ISO 11465 AFNOR X 90-029 (1994). Entre 10 et 20 g de masse brute (MB) de chacun des échantillons ont été prélevés et mis à l'étuve, à 105 °C pendant 24 heures. Les taux de matières sèches (MS) respectifs sont obtenus par pesées successives des échantillons, avant et après séchage à l'étuve.

Les **taux de matière volatile (MV)** des échantillons sont mesurés en se référant à la procédure NF U 44 160 (1985) Les échantillons préalablement séchés sont calcinés dans un four à moufle à 550 °C, pendant 4 heures. La perte de masse, rapportée à la quantité de matière sèche, correspond au taux de matière volatile (MV).

V.3.2. Analyses de lixiviat

Des échantillons de lixiviat sont préparés par extraction liquide/solide, à un ratio de 10, sur échantillons de déchets bruts (POC, VAC et AVI) ou broyés à moins de 4 mm (BAG et CHU). Les échantillons de substrats sont mis en suspension dans de l'eau permutée et placés sous agitation à 10 rpm pendant 24 heures. Après élution, une séparation des phases liquide et solide est effectuée par centrifugation à 900 rpm. Les échantillons de lixiviat sont recueillis, après filtration à 45 µm sous vide, puis conditionnés pour des besoins d'analyses. Cette procédure faisait référence à la norme française (NF-X-30-402-2, 2006).

Le **pH** du lixiviat a été mesuré (en France et en Haïti) par la méthode de potentiométrie décrite dans la norme T 90 008 (1953).

La **Demande Chimique en Oxygène (DCO)** des échantillons de lixiviat a été mise en évidence par la méthode Hach N° 8000 (1994).

La filtration des échantillons de lixiviat à 45 µm a permis le dosage du **carbone dissous (CD)**, à partir d'une procédure en vigueur au LGCIE faisant référence à la norme AFNOR NF EN 1484 (1997). Le dosage a été effectué par oxydation catalytique dans un four à 680°C. La combustion de la totalité des composés carbonés dissous a conduit à la formation de l'anhydride carbonique, lequel a été dosé par un analyseur infrarouge non dispersif. Le **carbone organique dissous (COD)** a été obtenu par déduction ($COD = CD - CID$), à partir de la mesure du **carbone inorganique dissous (CID)**. Celui-ci a été déterminé après injection dans un réacteur contenant de l'acide ortho-phosphorique à 15%, le gaz carbonique produit étant à nouveau analysé par le détecteur infra rouge.

L'**azote Kjeldhal (NTK)** en solution dans le lixiviat a été dosé, selon la procédure LGCIE inspirée de la norme AFNOR NF EN 25663 (1994). Cette procédure consiste en une analyse en 3 étapes successives : (i) la minéralisation de l'azote organique par de l'acide sulfurique porté à ébullition à 400 °C, en présence d'un catalyseur à base de sélénium et du sulfate de potassium, produisant de l'ammonium ; (ii) l'ammonium est ensuite distillé en présence d'un excès de soude pour donner de l'ammoniac récupéré par condensation ; (iii) l'ammoniac condensé est ensuite mis en solution avec de l'acide borique. La solution obtenue a été titrée avec de l'acide chlorhydrique. Parallèlement, la **teneur en NH_4^+ libre** dans les échantillons a été mesurée par distillation, dans les mêmes conditions précédemment décrites mais sans passer par l'étape préliminaire de minéralisation.

V.3.3. Analyses élémentaires des échantillons solides

Les concentrations massiques de **carbone (C)**, **hydrogène (H)**, **azote total (N)**, **soufre (S)** et **phosphore (P)** ont été mesurées, sur des échantillons solides, séchés et broyés à moins de 1 mm de diamètre. Ces paramètres ont été déterminés analysés par combustion éclairée dans une atmosphère partiellement oxygénée, dont l'hélium constitue le gaz porteur, à 1200°C, à l'aide d'un analyseur élémentaire, au Service Central d'Analyses du Centre National de Recherche Scientifique (SCA-CNRS) à Solaize (France). La concentration d'**oxygène (O)** est déduite à partir de ces analyses et des concentrations moyennes de ce paramètre rapportées dans la littérature.

V.3.4. Analyses de fibres

Les fractions pariétales de moins en moins solubles des échantillons de substrats séchés et broyés à 1 mm ont été déterminées, à partir de la norme XP U 44 162 (2005), relative aux amendements organiques et supports de culture. Cette norme propose un fractionnement biochimique et une estimation de la stabilité biologique par la méthode de caractérisation de la matière organique par solubilisations successives inspirée de la méthode de Van Soest et Wine (1967). Cette méthode est plutôt adaptée à des matériaux relativement homogènes comme les échantillons de substrats étudiés dans le cadre de ce travail. Cependant, dans le cas de matrices complexes et hétérogènes, la signification biochimique des fractions pariétales est différente. Par exemple, les matières plastiques peuvent être assimilées à la lignine (Buffière, 2006).

Les principaux constituants de la paroi cellulaire sont mis en évidence par solubilisations successives, extractions séquentielles et analyses gravimétriques. La figure 14 présente ces différentes composantes sur la première ligne. Les fractions résiduelles des solubilisations successives interceptent leurs composantes respectives par projections verticale de bas en haut et horizontale de gauche à droite. Les composés organiques, solubilisés par le traitement à l'eau bouillante et au détergent neutre, représentent la fraction soluble désignée par SOL. Les résidus fibreux obtenus après l'extraction des graisses et des carbonates et par l'action du détergent neutre sont appelés NDF (neutral detergent fiber). Ils désignent principalement les fractions d'hémicellulose, de cellulose et de lignine. Les résidus insolubles dans le détergent acide sont appelés ADF (acid detergent fiber) ou ligno-cellulose. La différence entre NDF et ADF est une estimation de la fraction d'hémicellulose désignée par HEM. La lignine sulfurique encore appelée ADL (acid detergent lignin) représente les résidus obtenus après traitement par l'acide sulfurique 72% sur le résidu ADF. La différence entre ADF et ADL est une approximation de la cellulose désignée par CEL. ADL est une estimation de la lignine (LIG) et des minéraux déduite par perte au feu à 550°C pendant 2 heures.

SOL	HEM	CEL	LIG	Cendres
	Résidu NDF			
		Résidu ADF		
			Résidu ADL	
				Résidus 550° C

Figure 14: Fractions pariétales et résidus de solubilisation des substrats mis en évidence par la méthode Van Soest (Van Soest et Wine, 1967; Achour, 2008).

La fraction biodégradable (*FB*) de ces échantillons a par ailleurs été évaluée à partir de la relation empirique proposée par Chandler et *al.* (1980) où *L* représente la teneur en lignine (en % de MS) :

$$FB = 0,83 - 0,028 \times L$$

Le tableau 11 présente mes principaux paramètres physico-chimiques déterminés dans le cadre de ce travail, avec leurs références normatives ou bibliographiques.

Tableau 11: Récapitulatif des principales analyses physico-chimiques

Type	Paramètre	Référence
Analyse gravimétrique	MS	NF ISO 11465 AFNOR X 90-029
	MV	LGCIE
Analyse de lixiviat	Lixiviation	NF X 31210
	pH	AFNOR T 90-008
	DCO	Hach N° 8000
	CD, COD, CID	AFNOR NF EN 1484
	NTK, NH ₄ ⁺	AFNOR NF EN 25663

Analyse élémentaire	C, H, O, N, S, P	SCA-CNRS
Analyse des fibres	Lignine, Cellulose, Hémicellulose, soluble	(XP-U-44-162, 2005)

V.4. Etudes du potentiel biométhanogène (PBM)

V.4.1. Généralités

Il existe de nombreux facteurs physiques, chimiques et physiologiques dans l'environnement qui affectent la dégradation biologique des substrats organiques, tels que la disponibilité de donneurs et d'accepteurs d'électrons, la concentration en oxygène, la température, le pH, l'humidité, la salinité, la sorption des substances chimiques sur les particules de substrats, la concentration des substances chimiques, etc. (Angelidaki, 2002). Ces facteurs se combinent et agissent différemment, en fonction des propriétés spécifiques différentes des substrats. Cependant, plusieurs caractéristiques liées aux facteurs d'influences sont communes aux processus de biodégradation de différents substrats. Les tests PBM sont réalisés dans le but d'évaluer la biodégradabilité anaérobie d'un substrat, par la détermination de son potentiel méthanogène ultime ou par la mesure de son taux de biodégradation. Ces tests permettent généralement d'évaluer la biodégradation anaérobie d'un substrat (mono-digestion) ou de plusieurs substrats (co-digestion) dans le temps, en fixant ou en faisant varier un certain nombre de facteurs.

La procédure suivie dans le cadre de ce travail repose sur l'évaluation de la production de biogaz par un suivi quantitatif du volume et un suivi qualitatif de la composition. La plupart des méthodes et procédures développées pour l'évaluation de la biodégradabilité anaérobie des déchets, ainsi que les principaux facteurs susceptibles d'influencer le processus de dégradation, ont été présentées et discutés par Angelidaki (2002).

V.4.2. Composantes standardisées des milieux de digestion

V.4.2.1. *Inoculum d'ensemencement*

L'ajout d'un inoculum d'ensemencement, lors du démarrage des tests PBM, met à disposition une biomasse microbienne active qui permet d'éviter des cas d'inhibition liés en particulier à une accumulation d'AGV et une baisse de pH, et favorise un état d'équilibre de l'ensemble du processus de digestion anaérobie.

L'inoculum utilisé au LGCIE pour les tests PBM est constitué de boues de digestion anaérobie prélevées à la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Chambéry (France). Ces boues sont transportées dans des bidons de 20 litres munis d'une soupape à clapet pour empêcher l'intrusion d'air, et placées sous agitation dans un réacteur Biolafitte de 12 l, à 35 °C. De la cellulose est apporté régulièrement à l'inoculum pour alimenter et entretenir la biomasse microbienne et aussi pour stimuler la croissance et l'activité de celle-ci.

Dans le cas des tests PBM réalisées en Haïti, l'inoculum d'ensemencement est préparé à partir de la bouse de vache prélevée à la ferme de la Faculté d'Agronomie et de Médecine Vétérinaire située à

Damien. Les échantillons de bouse sont dilués à l'eau distillée, puis placés dans des flacons de verre de 2 L, à la température ambiante. Ils sont alimentés avec la cellulose pure et agités manuellement une fois par jour.

Dans les 2 cas, la production méthanogène de l'inoculum est suivie par la méthode manométrique. Celui-ci a été soumis à une période de jeûne de 8 à 15 jours avant le démarrage des expériences, dans le but de faciliter l'évaluation de la biodégradation du substrat à l'étude. Les taux de MS, MV et le pH des échantillons d'inoculum prélevés pour les tests sont généralement déterminés au lancement de chaque série d'expériences.

V.4.2.2. Milieu nutritif

Un milieu nutritif est ajouté dans le but d'apporter un supplément de minéraux essentiels au développement des micro-organismes, en plus de la source de carbone assurée par le substrat. Le milieu nutritif contient généralement des ions phosphate ou carbonate qui lui confèrent un pouvoir tampon pour réduire les variations de pH (Gartiser et al., 1998). Il est également composé d'éléments nutritifs, vitamines, facteurs de croissance (Angelidaki, 2002), ainsi que d'éléments trace métalliques essentiels à la croissance microbienne (Hansen et al., 2004).

La composition standard du milieu nutritif a été respectée, lors des premiers tests PBM, conformément à la norme ISO 11734 (1995). Elle a ensuite été adaptée aux conditions limitantes d'Haïti et réduite aux tampons phosphates diluées dans de l'eau distillée. Sa composition spécifique sera précisée pour chaque série d'expériences.

V.4.3. Conditions opératoires générales

Les tests PBM sont effectués, selon la procédure LGCIÉ décrite par Rouez (2008), en référence à la norme ISO 11 734 . A l'exception de ceux mis en œuvre en Haïti, ils ont été réalisés en conditions mésophiles, dans une chambre d'incubation réglée, à l'aide de thermostats, à 35 °C. Les échantillons de substrat sont introduits dans un mélange inoculum-milieu nutritif, à l'intérieur de flacons en verre borosilicaté de 500, 1000 ou 2000 ml. L'air du ciel gazeux, occupant généralement près de la moitié du volume des flacons, est chassé par un flux d'azote pendant 2 à 3 minutes. Les flacons sont ensuite fermés hermétiquement à l'aide d'un septum en caoutchouc et d'une bague plastique.

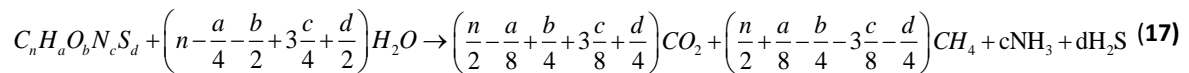
Les tests sont réalisés en triplicata. Des essais témoins sans substrat sont également réalisés, dans les mêmes conditions des expériences afin d'évaluer l'activité de l'inoculum. Leur production spécifique est retranchée de celles des substrats à l'étude, dans le but de rendre compte plus précisément de la dégradation de celui-ci. La cellulose (CEL) a été étudiée comme témoin positif, en vue d'évaluer l'activité générale de l'inoculum. La dégradation anaérobie de l'acétate de sodium a été suivie pour pouvoir évaluer la vitesse cinétique et l'activité méthanogène spécifique relatives à l'inoculum.

Le suivi de la production de biogaz est assuré par relevé manométrique, à l'aide d'un manomètre Digitron 2085P. Des aiguilles BD Microlance (0,3×13 mm), introduites dans les flacons, permettent la mesure de la pression interne des flacons sans rompre leur étanchéité. Les mêmes types d'aiguilles sont également utilisés lors des prélèvements d'échantillons de biogaz et de l'analyse de leur

composition. Un dégazage est pratiqué toutes les fois qu'il est nécessaire, afin de maintenir la pression à l'intérieur des flacons en dessous de 2000 mbar.

V.4.4. Production théorique de biogaz

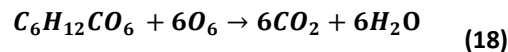
L'équation stœchiométrique (17) de Buswell permet d'estimer le volume théorique de biogaz produit, à partir de la connaissance de la composition chimique du substrat :



Dans cette équation, $C_nH_aO_bN_cS_d$ représente la formule chimique du substrat soumis à la digestion anaérobie, la production de méthane étant considérée stœchiométriquement maximale.

L'équation de Buswell est généralement simplifiée en assimilant la matière organique du substrat à du glucose. Dans ce cas, l'évaluation de la production théorique de biogaz peut être effectuée, soit en raisonnant sur une base de demande chimique en oxygène (DCO) du substrat, soit en considérant la masse molaire de glucose comme MV.

En admettant que la DCO d'une molécule de glucose peut être calculée à partir de l'équation (18), 180 g de glucose sont alors oxydés par 192 g de DCO :



De même, une molécule de 180 g MV de glucose est théoriquement convertie en 3 molécules de méthane et 3 molécules de gaz carbonique, soit au total 6 molécules de biogaz, en supposant négligeable la biomasse microbienne formée, d'après l'équation stœchiométrique suivante :



La production théorique est estimée à partir de la loi des gaz parfaits, avec p : pression de gaz en atm ; V : volume du gaz à cette pression ; n : nombre de mole de gaz ; R : constante des gaz parfaits ; T : température en °K :

$$P \times V_{th} = n \times R \times T \quad (20)$$

Ainsi, dans les CNTP, 1 kg de DCO est consommé par environ 938 g MV de glucose et correspond théoriquement à une production (V_{th}) de 700 l de Biogaz équitablement répartie entre le méthane et le gaz carbonique. Toutefois, cette valeur théorique diffère de la production réelle de biogaz, en termes de volume et de stœchiométrie, notamment en raison de la dissolution du gaz carbonique dans le milieu liquide, de la dégradation généralement incomplète du substrat et de l'assimilation de celui-ci pour la croissance microbienne.

V.4.5. Analyses de la composition du biogaz

La composition du biogaz a été analysée par la méthode de CPG-DCT (Chromatographie en Phase Gazeuse couplée à un Détecteur à Conductivité Thermique) qui permet la séparation des différents constituants d'un échantillon gazeux par le jeu de leur configuration stérique et de leur polarité, à l'aide d'un appareil de micro-chromatographie en phase gazeuse, le micro-GC Agilent G 2890A-P200H.

Les échantillons gazeux sont introduits par aspiration, à l'aide d'une pompe, à une pression inférieure 1500 mbar. Ils sont ensuite injectés par une phase mobile (ou de gaz vecteur) représentée par l'hélium, à travers 2 colonnes de détection. La colonne A (PoraPlot U) assurait l'analyse de qualitative et quantitative du CO₂ et de l'H₂S à une pression de 25,9 Psi ou 1785,7 mbar. La colonne B (Molsieve 5A) faisait l'analyse de l'O₂, de l'N₂ et du CH₄, à 2054.6 mbar. Les signaux et données relatifs à la composition du biogaz sont traités par ordinateur, à l'aide du logiciel SOPRANE. La figure 15 représente schématiquement le suivi de la production et de la composition du biogaz, dans le cadre des tests PBM, réalisés au LGCIE.

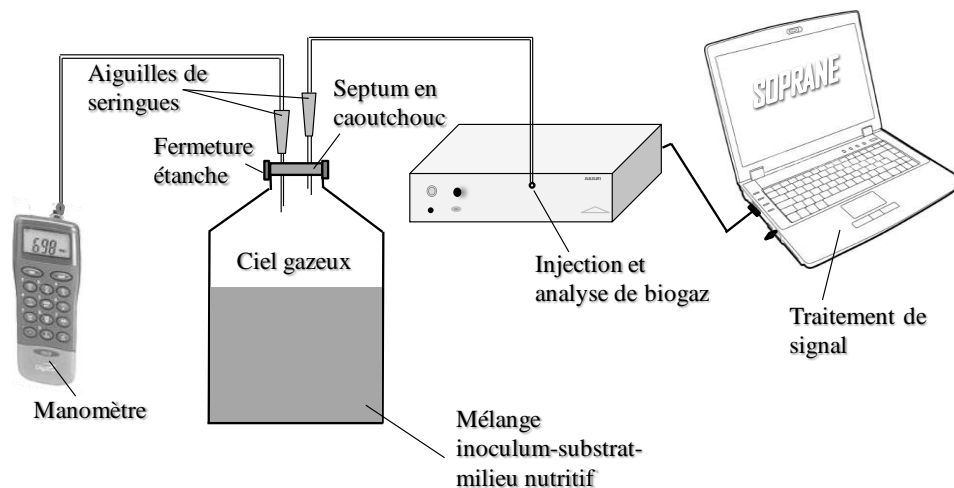


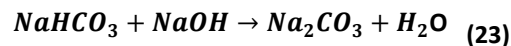
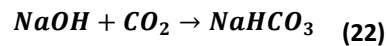
Figure 15: Représentation schématique du suivi de la production spécifique (méthode manométrique) et de la composition du biogaz (méthode CPG-TCD) lors d'un test PBM au LGCIE.

Une première analyse de la composition du biogaz est effectuée au 3^e jour après la mise en route des tests PBM. D'autres séries d'analyses ont été réalisées tous les 8 à 15 jours. Les résultats du suivi de la composition du biogaz effectué à des intervalles de temps moins fréquents par rapport à celui de

la production du biogaz, sont complétés par interpolations linéaires (Le Hyaric, 2009). Les courbes de production cumulée de CH₄ et/ou de CO₂ ont été décrites par la relation suivante, dans laquelle $y(x)$ est la projection en ordonnées de la production de CH₄ ou de CO₂ au temps x projeté en abscisses ; y_1 et y_2 représentant respectivement les productions cumulées spécifiques de CH₄ ou de CO₂ aux temps x_1 et x_2 .

$$y(x) = y_1 + (x - x_1) \cdot \left(\frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1} \right) \quad (21)$$

Dans le cas des essais PBM réalisés au LAQUE, un suivi de la production spécifique de méthane est réalisé par méthode manométrique. Les échantillons de substrats sont testés en 2 groupes de triplicata. Dans le premier groupe, les échantillons sont placés dans les conditions ordinaires. Dans le second cas, un dispositif de piégeage du gaz carbonique est placé à l'ouverture du flacon. Il est constitué d'une nacelle perforée au niveau supérieur dans laquelle sont placées des pastilles de soude permettant de piéger le CO₂ du biogaz pour former un précipité de bicarbonate de sodium, lequel est transformé en cristaux de carbonate de sodium, dans des conditions de saturation en soude ou d'équilibre stœchiométrique entre le soude et le bicarbonate, selon les réactions 22 et 23 :



A défaut d'une analyse plus complète de la composition du biogaz, cette méthode a permis, entre autres, d'évaluer les productions spécifiques instantanées du méthane dans le même temps que celui du biogaz. Elle est schématiquement représentée par la figure 16.

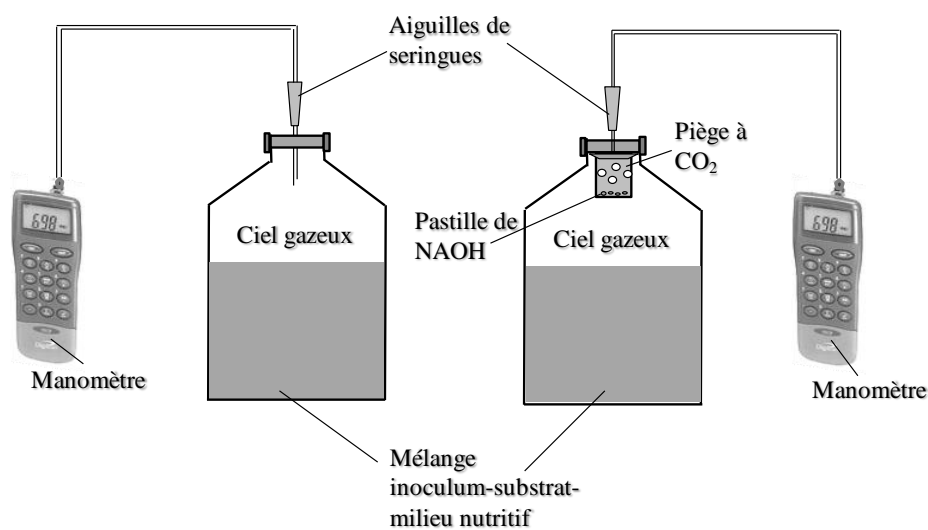


Figure 16: Représentation schématique du suivi respectif des productions spécifiques de biogaz et de méthane (méthode manométrique) lors d'un test PBM au LAQUE.

V.4.6. Courbes de régression des productions cumulées spécifiques

Deux modèles mathématiques ont été utilisés pour caler les paramètres cinétiques des productions cumulées spécifiques de biogaz ou de méthane. Cet exercice s'est avéré utile particulièrement dans les cas où les résultats obtenus présentaient des valeurs aberrantes, des productions négatives, etc. Les paramètres cinétiques de ces 2 modèles sont calés à l'aide de l'application Solveur de Microsoft Excel. Cet outil a permis de réduire les écarts ponctuels entre les données expérimentales et les valeurs proposées par le modèle, en minimisant la somme des carrés des différences entre celles-ci.

V.4.6.1. Régression exponentielle de premier ordre

Dans la plupart des cas où les conditions expérimentales étaient optimales, les courbes de production cumulée de biogaz présentaient une allure exponentielle. Celle-ci a été décrite par l'équation suivante, où $V(t)$ représente la production cumulée de biogaz ($\text{NI.kg}^{-1}_{\text{MV}}$), en fonction du temps t en jour ; V_{max} est le potentiel maximal de production de biogaz ($\text{NI.kg}^{-1}_{\text{MV}}$) ; k est une constante de vitesse.

$$V(t) = V_{\text{max}} \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (24)$$

V.4.6.2. Modèle de Gompertz

L'équation modifiée de Gompertz, servant à décrire les cinétiques de production de CH_4 dans des systèmes « batch » (Lay et al., 1996; Rouez, 2008), a été utilisée à des fins presque similaires. Dans l'équation rapportée ci-dessous, $V(t)$ représente la production cumulée spécifique de CH_4 (ou de CO_2) en $\text{NI.kg}^{-1}_{\text{MV}}$, en fonction du temps t en jour ; V_{max} correspond à la production maximale de CH_4 (ou de CO_2) en $\text{NI.kg}^{-1}_{\text{MV}}$; R_{max} est la vitesse maximale de production de CH_4 (ou de CO_2) en $\text{NI.kg}^{-1}_{\text{MV.jour}^{-1}}$; λ est le temps de latence en jour, e représente l'exponentiel de 1.

$$V(t) = V_{\text{max}} \cdot e \left[-e \left(\left(\frac{R_{\text{max}} \cdot e}{V_{\text{max}}} \right) \cdot (\lambda - t) + 1 \right) \right] \quad (25)$$

V.4.7. Conditions opératoires optimisées

Plusieurs séries expérimentales ont été réalisées entre janvier 2008 et septembre 2009. L'objectif est l'étude des conditions d'optimisation du processus de digestion anaérobie, à travers des procédures allégées. L'illustration des résultats au niveau des courbes de production cumulées spécifiques de méthane en particulier, est traduite par une cinétique exponentielle de croissance présentant une phase de latence réduite et un plateau correspondant à la phase finale de la dégradation, en des temps de rétention plus courts. L'analyse et l'évaluation de la cinétique de dégradation entre plusieurs séries d'expériences sont ramenées à des durées équivalentes fixées à 30 jours, période correspondant généralement à une phase de production optimale pour la plupart des substrats, dans les conditions expérimentales préalablement définies.

La bagasse, résidu ligno-cellulosique difficilement biodégradable, a été retenue comme principal substrat soumis à l'étude. La démarche expérimentale a été plutôt itérative, dans la mesure où les résultats d'une expérience ont permis d'améliorer les conditions de mise en œuvre et les performances de la suivante. La recherche d'optimisation et l'amélioration des conditions expérimentales consistaient à faire varier certains facteurs d'influence de digestion anaérobie tels que : la taille des particules de substrat, la composition du milieu nutritif, le ratio C/N, le ratio inoculum/substrat (I/S) en termes de charge organique, l'agitation mécanique ou manuelle, etc. Le tableau 12 fait un résumé de ces conditions.

Tableau 12: Récapitulatif des conditions de mises en œuvre et d'optimisation des principales séries PBM.

PBM	N°	Mono-digestion Substrat					Co-digestion Co-substrat de BAG			
Substrats	1	BAG _A	BAG _B							
	2	BAG								
	3	BAG	CHU	POC	VAC	AVI				
	4							POC	VAC	AVI
	5						CHU	POC	VAC	AVI
OLR (g _{MV} /L)	1	5	5							
	2	5								
	3	4	4	4	4	4				
	4						8	8	8	8
	5						12	12	12	12
Inoculum	1	STEP	STEP							
	2	VAC								
	3	STEP	STEP	STEP	STEP	STEP				
	4							POC	VAC	AVI
	5						STEP	STEP	STEP	STEP
Ratio I/S	1	1	1							
	2	1								
	3	2	2	2	2	2				
	4						2	2	2	2
	5						2	2	2	2
Milieu nutritif standard	1	+	+							
	2	+								
	3	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻				
	4							PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻
	5						PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻
rpm	3	45	45	45	45	45				
	4						45	45	45	45
	5						45	45	45	45
Recharge	3	2	2	2	2	2				
	5						2	2	2	2

V.4.7.1. Taille des particules de substrats

L'influence de la taille des particules de substrat a été étudiée, au cours des premières séries expérimentales, à partir de la mono-digestion anaérobie de la BAG, en raison de la concentration relativement élevée en lignine de celle-ci. Des échantillons de BAG sont broyés, puis tamisés en 2 classes de diamètres particuliers respectifs de 1 mm et 10 mm, désignés BAG_A et BAG_B. Une évaluation comparative des résultats d'essais PBM réalisés sur les 2 échantillons aura permis de retenir la classe de diamètres de 1 mm pour les prochaines séries d'expériences.

V.4.7.2. *Ratio carbone/azote (C/N)*

Un déficit d'éléments nutritifs et d'azote en particulier a été mis en évidence, lors des premiers essais de digestion anaérobie de la BAG, du fait de la composition physico-chimique de celle-ci. L'un des procédés généralement 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 étaient susceptibles d'améliorer la concentration en éléments nutritifs du milieu de digestion anaérobie (Zayed et Abdel-Motaal, 2005). BAG a donc été étudiée en co-digestion binaire avec POC, VAC AVI ou CHU, présentant une charge organique équivalente sinon, 2 fois supérieures à celle de BAG. Dans une moindre mesure, l'inoculum contribue également à l'apport en azote.

V.4.7.3. *Ratio inoculum/substrat (I/S)*

La charge organique de référence en BAG a été fixée à environ 4 g/L_{MV}. Un ratio I/S = 2 a été retenu, de manière à optimiser l'activité microbienne, particulièrement en présence du substrat riche lignine. La boue de STEP a été utilisée comme inoculum dans les essaisensemencés au niveau du LGCIE, tandis que la bouse de vache a été retenue dans le cas des essais réalisés au LAQUE. En outre, l'aptitude des déjections animales (POC, VAC, et AVI) à ensemenecer le milieu de digestion anaérobie comme inoculum a également été étudiée de façon comparative.

V.4.7.4. *Agitation manuelle ou mécanique*

La plupart des expériences réalisées au LAQUE et au LGCIE sont agitées manuellement, une fois par jour. Certaines séries de tests de PBM, réalisées au LGCIE, sont soumises à une agitation en continu, à 45 rpm.

V.4.7.5. *Recharge des digesteurs batch*

L'effet des répétitions de recharge des digesteurs sur l'optimisation du processus de digestion anaérobie a également été étudié. Les digesteurs sont rechargés à 1 ou 2 reprises, avec le substrat ou l'un des co-substrats de la série initiale. Chaque série expérimentale est suivi jusqu'à la fin de la dégradation du substrat. La recharge n'a eue lieu qu'après observation d'une période de production méthanogène sensiblement nulle, correspondant à une nouvelle phase de jeûne de l'inoculum. Les variations de volumes du mélange ou de l'air gazeux, liées aux recharge sont estimées négligeables, tenant compte de la charge organique correspondant à généralement à un volume relativement faible et du taux de dégradation assez élevé du substrat.

V.4.7.6. *Co-digestion à 2 composantes de la bagasse avec d'autres substrats*

La co-digestion implique un mélange de plusieurs substrats dans des proportions variées. Elle contribue généralement à diluer les éléments toxiques, à apporter un supplément de nutriments et un taux d'humidité adéquat (Mata-Alvarez *et al.*, 2000; Salminen et Rintala, 2002). Les modèles d'évaluation des PBM en co-digestion, ont été inspirés de techniques statistiques et mathématiques, dont les travaux sur la chimie et la pharmacie publiés par Cornell (1981; 1990), rapportés par Misi et Forester (2001). Quand tous les autres facteurs sont maintenus constants la production méthanogène spécifique et le taux de dégradation de MV sont fonction uniquement des proportions

relatives des co-substrats (Misi et Forester, 2001). Ces proportions relatives (x_i) des co-substrats sont non-négatives et leurs sommes égalent l'unité ($0 \leq x_i \leq 1$). La mono-digestion s'assimile à un cas où les proportions relatives des autres co-substrats sont nulles, tandis que celle d'un co-substrat unique égale l'unité ($x_1 = 0 ; x_2 = 0 ; \dots ; x_n = 0$).

Les effets de l'optimisation liés à la co-digestion à 2 composantes peuvent être évalués à partir d'une équation polynomiale de second ordre (f_1) de la forme suivante (Cornell, 1981; Misi et Forester, 2001):

$$f_1 = x_1\beta_1 + x_2\beta_2 + x_1x_2\beta_{12} \quad (26)$$

où x_i désigne la proportion relative des co-substrats en co-digestion ; β_i représente la production méthanogène spécifique des co-substrats en mono-digestion ; β_{ij} est le coefficient de synergie ou d'antagonisme de la co-digestion.

Quand il n'y a pas d'évidence de synergie ou d'antagonisme entre les co-substrats, la résultante de production méthanogène de la co-digestion est représentée par une ligne droite joignant y_1 (production spécifique du premier co-substrat) et y_2 (production spécifique du 2^{ème} co-substrat). Dans ce cas, la courbe polynomiale (f_1) représentative est linéaire et de la forme suivante (Cornell, 1981; Misi et Forester, 2001):

$$f_1 = x_1\beta_1 + x_2\beta_2 \quad (27)$$

x_1 et x_2 représentent les proportions relatives respectives des substrats 1 et 2 en co-digestion ; β_1 et β_2 désignent les productions méthanogènes spécifiques respectives de ceux-ci en mono-digestion ; β_{12} est le coefficient de synergie ou d'antagonisme de la co-digestion.

CHAPITRE VI. CARACTÉRISATION BIO-PHYSICO-CHIMIQUE DES SUBSTRATS

VI.1. Cadre général de l'étude de caractérisation des substrats

Ce chapitre a pour objet principal de proposer une caractérisation physico-chimique et une évaluation des conditions d'adaptation et d'optimisation des mesures de potentiels biométhanogènes (PBM) spécifiques des échantillons des substrats retenus, en situation de contraintes matérielles. L'étude de caractérisation est réalisée sur 5 substrats, représentant 3 grandes catégories de résidus agricoles, assimilables à ceux potentiellement disponibles en Haïti et aux comportements cinétiques différents, au regard de la digestion anaérobie :

1. La bagasse de canne à sucre (BAG) est sélectionnée pour la catégorie « résidus lignocellulosiques difficilement biodégradables » ;
2. Le chou (CHU) pour représenter la catégorie « déchets végétaux herbacés à dégradation rapide » ;
3. La bouse de bovins (VAC), le lisier de porcins (POC) et la fiente de poulets (AVI) sont également retenus pour la catégorie « déjections d'animaux d'élevage ».

L'analyse des matrices solides permet de déterminer certaines caractéristiques physico-chimique des échantillons de substrats, la définition de conditions expérimentales des processus anaérobies, leur adaptation à des contextes de contraintes matérielles, leur optimisation et leur interprétation. Environ 70 essais ont été réalisés à travers 5 séries de tests PBM réalisées dans 2 laboratoires aux contextes physiques et logistiques différents, sur 2 ans environ. Des paramètres physico-chimiques ont été retenus comme facteurs d'influence internes (taille des particules, ratios C/N et I/S) et externes (température du milieu, ajustement du pH, agitation, ajout d'un co-substrat, etc.) aux substrats. Ils participent de l'interprétation des résultats d'évaluation des productions spécifiques de méthane par rapport aux potentiels méthanogènes théoriques des substrats. Les paramètres cinétiques du processus méthanogène sont estimés à partir de l'équation modifiée de Gompertz. Ce modèle est retenu pour sa représentativité et parce qu'il permet, entre autres, de prendre en considération le temps de latence à la production de CH₄ observé sur certaines séries expérimentales.

VI.2. Analyses de paramètres bio-physico-chimiques

Les résultats des analyses de paramètres physico-chimiques déterminés dans le cadre de cette étude sont rapportés dans le tableau 13. Des paramètres globaux relatifs aux taux de matière sèche (MS), de matière organique (MV) et de cendre contenus dans les substrats sont déterminés par méthode gravimétrique. Les principaux éléments chimiques constitutifs de la masse cellulaire des substrats (C, H, N, P, S) sont présentés, en termes de pourcentage massique par rapport à la matière organique. La teneurs massiques en oxygène (O) sont déduites à partir des concentrations moyennes rapportées dans la littérature (Valencia *et al.*, 2009; Sosa-Arno et Nebra, 2011). Ces concentrations massiques

permettent de déterminer les pourcentages atomiques et les formules globales respectives des substrats, à partir de l'équation de Buswell. Les principales fractions pariétales des cellules telles la lignine (LIG), la cellulose (CEL), l'hémicellulose (HEM), ainsi que la part solubles (SOL) sont mises en évidence par analyse biochimique. La fraction biodégradable (FB) des substrats est estimée à partir de l'équation empirique de Chandler et *al.* (1980). L'azote Kjeldahl (NTK), l'azote ammoniacal (NH_4^+), le carbone organique dissous (COD), demande chimique en oxygène (DCO) et le pH sont dosés, en termes de masse solubilisée par litre de lixiviat, lors des tests de comportement à la lixiviation des substrats.

Tableau 13: Principaux paramètres bio-physico-chimiques des substrats

Paramètres	BAG	CHU	POC	VAC	AVI
Analyse globale					
MS (% _{MB})	93,5 ± 0,3	9,3 ± 0,0	19,6 ± 0,1	12,7 ± 0,8	25,7 ± 1,6
MV (% _{MS})	98,1 ± 0,5	91,0 ± 0,3	82,2 ± 1,9	83,1 ± 0,8	55,9 ± 4,1
Cendre (% _{MS})	1,9	9,0	17,8	16,9	44,1
Analyse élémentaire					
COT (% _{MS})	45,9	43,2	36,1	42,3	27,5
C (% _{MV})	46,8	47,5	43,9	50,9	49,2
H (% _{MV})	5,9	6,15	6,33	6,38	6,62
N (% _{MV})	0,41	3,57	3,23	1,99	4,44
S (% _{MV})	0,61	0,91	0,24	0,24	0,36
P (% _{MV})	0,057	0,29	2,76	0,64	1,94
O (% _{MV}) ⁷	46,2	41,6	43,5	40,1	37,4
C/N	114,8	13,3	13,6	25,6	11,1
C/P	820,2	167,0	15,9	80,1	25,4
Analyse biochimique					
SOL (% _{MV})	30,8 ± 0,80	36,7 ± 0,10	51,6 ± 0,3	31,0 ± 1,4	52,0 ± 1,33
HEM (% _{MV})	19,2 ± 0,32	32,8	22,0	25,6 ± 8,97	24,3 ± 0,68
CEL (% _{MV})	41,9 ± 0,64	21,6	17,8	30,8 ± 4,71	11,0 ± 2,41
LIG (% _{MV})	8,1 ± 1,76	4,5 ± 3,18	8,2 ± 0,7	12,6 ± 5,64	12,6 ± 3,06
FB (% _{MV})	60,2	70,5	60,2	47,8	47,6
Comportement à la lixiviation					
pH	3,5	4,2	6,9	8,5	8,1
DCO (gO ₂ .l ⁻¹)	68,4 ± 0,1	86,0 ± 0,5	94,2 ± 0,5	11,5 ± 0,1	65,7 ± 0,0
NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	1,5 ± 0,0	0,3 ± 0,0	5,4 ± 0,5
NTK (mg.l ⁻¹)	0,3 ± 0,1	1,2 ± 0,2	2,5 ± 0,1	0,4 ± 0,0	6,3 ± 0,8
COD (mg.l ⁻¹)	29,6	21,4	14,0	2,7	6,9
COD/NTK	101,8	17,2	5,6	6,4	1,1

⁷ La concentration relative de l'oxygène a été estimée par déduction, à partir de la mesure des concentrations relatives respectives des autres éléments majeurs de la matière organiques.

VI.2.1. Taux de MS, MV et éléments chimiques majeurs constitutifs des substrats

Le taux de matière sèche (MS) de l'échantillon de la bagasse est estimé à 93,5%. Ce taux relativement élevé, comparé à ceux des autres échantillons de substrats, a été en partie dû à un prétraitement par séchage à l'air libre dont la bagasse a été l'objet. Les taux de matière sèche respectifs des autres substrats sont comparables aux résultats rapportés pour le chou par Braun (2007), pour la bagasse par Parra et Escobar (1985), pour la bouse de bovins, le lisier de porcins et la fiente de poulets par Parra *et al.* (1977) ; Parra et Escobar (1985).

Le taux de matière volatile (MV) est retenu pour évaluer les productions biométhanogènes spécifiques des substrats, comme plus adapté aux matrices solides (Angelidaki et Sanders, 2004). Les taux de MV de la bagasse (98,1%_{MS}), du chou (91,0%_{MS}) et de la fiente de poulet (55,9%_{MS}) sont assez proches des résultats obtenus respectivement par Parra et Escobar (1985), 94,0%_{MS} pour la bagasse ; par Braun (2007), 91,0%_{MS} et 60,0%_{MS} pour la bagasse et le chou, respectivement, tandis que les résultats des taux de MV pour le lisier de porcins (82,2%_{MS}) et la bouse de bovins (83,1%_{MS}) sont relativement élevés par rapport aux données rapportées par Parra *et al.* (1977), soit 35,0%_{MS} et 55,0%_{MS}, respectivement. La concentration et la nature de la matière organique déterminent le potentiel méthanogène ultime des substrats (Møller *et al.*, 2004).

Les teneurs en carbone, azote, phosphore, hydrogène et soufre des substrats retenus ont été déterminées en pourcentage de matière organique. Les résultats sont présentés dans le Tableau 13. Les concentrations obtenues pour les éléments constitutifs majeurs de la bagasse d'Haïti sont comparables à celles de la bagasse du Brésil, soit 47,2%_{MV} de C; 6,3%_{MV} de H; 0,3%_{MV} de N ; 44,5%_{MV} de O ; 0,1%_{MV} de S (Sosa-Arnao et Nebra, 2011). A l'exception de la bagasse, les autres substrats sélectionnés présentent des ratios massiques C/N et C/P favorables à leur biodégradabilité. Les ratios C/N sont de l'ordre de 13, 14, 26 et 11 pour le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets, respectivement et de 170, 16, 80 et 25 pour les ratios massiques C/P. Un ratio C/N de 25-30 est considéré comme optimal pour la digestion anaérobie par Ward *et al.* (2008), tandis que Sanders et Bloodgood (1965), Hills et Roberts (1981) rapportés par Gunaseelan (2007), avaient préalablement estimé que des ratios C/N compris entre 20 et 30 représentaient des valeurs critiques pour la stabilité des processus de conversion biologique. De même, un ratio C/P 5 fois supérieur à C/N est généralement admis pour la méthanisation (Böhne *et al.*, 1993; Braun, 2007). Dans le cas de la bagasse, un déficit d'azote et de phosphore est clairement observé, avec un ratio C/N/P d'environ 820/7/1.

Le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, l'azote, le phosphore et le soufre sont généralement considérés comme les principaux éléments de la biomasse cellulaire, selon la formule empirique $C_5H_7O_2N_{0,06}P_{0,01}S_{0,1}$, et sont, par conséquent, susceptibles d'influer sur la croissance microbienne et sur la biométhanisation (Angelidaki *et al.*, 2003; Braun, 2007). L'azote, le phosphore et le soufre se combinent avec le carbone, l'oxygène et l'hydrogène pour former un grand nombre de molécules et organites des micro-organismes et aussi pour assurer la plupart des fonctions vitales de ceux-ci (Angelidaki et Sanders, 2004). Le phosphore participe à la formation des acides nucléiques et des phospholipides ; tandis que le soufre intervient principalement dans la composition de certains

acides aminés (cystéine et méthionine), vitamines (thiamine, biotine, acide lipoïque) et coenzymes-A (Angelidaki et Sanders, 2004). Les demandes de phosphore et de soufre sont généralement couvertes par la plupart des substrats bien que, dans le cas du soufre en particulier, des mécanismes de chélation de cet élément avec certains éléments traces métalliques et de précipitation sous forme de sulfures métalliques en milieu réducteur, comme c'est le cas en digestion anaérobie, peuvent rendre non biodisponibles des concentrations relativement importantes de celui-ci dans certains substrats (Braun, 2007). L'azote représente l'élément majeur dans la constitution des acides nucléiques et des acides aminés (Angelidaki et Sanders, 2004). Dans le cas de la bagasse, le déficit d'azote implique des risques d'inhibition de la croissance microbienne (Zayed et Abdel-Motaal, 2005). Des résultats comparables, relatifs à la faible teneur en azote de la bagasse sont rapportés par Li-Xin *et al.* (2002) et Erlich *et al.* (2005). Ceux-ci ont par ailleurs avancé que d'autres facteurs, comme une teneur relativement élevée en lignine, peuvent se combiner au manque de nutriments et influencer négativement sur la biodégradabilité des substrats. Parallèlement, dans le cas des substrats riches en azote comme le chou, le lisier de porc ou la fiente de poulet, il existe un également risque d'inhibition de l'activité des bactéries méthanogènes. Une forte teneur en azote peut en effet conduire à l'accumulation d'ammoniac qui constitue le produit final de la digestion anaérobie des protéines et susceptibles d'inhiber les populations méthanogènes (Alvarez, 2008).

Ces résultats d'analyses relatives à la composition chimique des substrats mettent en évidence certaines caractéristiques spécifiques de ceux-ci susceptibles de favoriser ou inhiber les processus biométhanogènes. Ils soulignent également des possibilités voire des nécessités de mise en commun de ces caractéristiques physico-chimique par co-digestion entre les substrats. Les effets de la mise en œuvre de la co-digestion comme facteur d'optimisation du PBM seront évalués plus loin.

VI.2.2. Fractions pariétales et biodégradabilité des substrats

La lignine, la cellulose, les teneurs en azote et phosphore sont considérés collectivement comme les principaux facteurs déterminants de la biodégradabilité anaérobie de substrats organiques d'origine naturelle (Bjorndal et Moore, 1985; Gunaseelan, 2007). Li-Xin *et al.* (2002) ont observé que le processus de digestion anaérobie de la bagasse était particulièrement affecté par une combinaison de facteurs liés à un manque d'azote et de phosphore, ainsi qu'à une concentration relativement élevée de lignine. Par conséquent, les résultats des analyses des fibres mettent en évidence un déficit quant à l'aptitude à la méthanisation, particulièrement marqué dans le cas de la bagasse, avec une concentration totale du complexe ligno-cellulosique (ou fraction ADF) de plus de 50%_{MV} (dont 8,1%_{MV} de lignine), ajouté aux déficits en nutriments. Toutefois, la teneur en lignine obtenue pour la bagasse d'Haïti est largement inférieure à celle de la bagasse du Mexique de l'ordre de 18,6%_{MV}, soit une concentration totale de 77,3%_{MV} de lignine et de cellulose (Abdullah *et al.*, 2006). Les taux de lignine du lisier de porcins (8,6%_{MV}) et de la bouse de bovins (16,2%_{MV}) sont assez proches des résultats de Møller et al. (Møller *et al.*, 2004). La figure 17 présente les fractions pariétales déterminées pour les différents substrats. Le taux de lignine pour le chou est évalué à 8,3%_{MV}, celui du lisier de porcins et de la fiente de poulet sont de l'ordre de 7,6%_{MV} et 10,8%_{MV} respectivement.

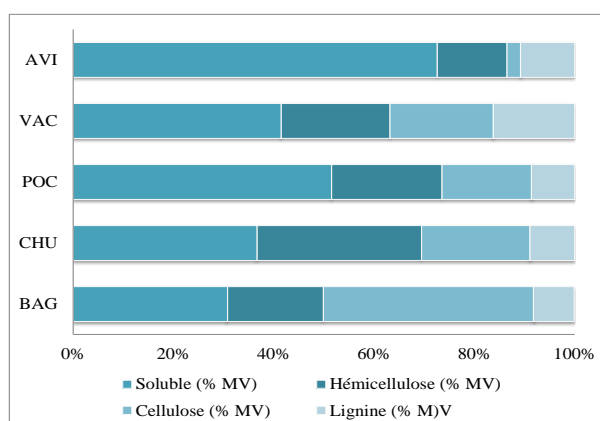


Figure 17 : Principales fractions pariétales des substrats.

Les implications directes et indirectes de l'augmentation de la concentration de la lignine sur la biodégradabilité des substrats ont été mis en évidence par de nombreux travaux (Chandler *et al.*, 1979; Robbins *et al.*, 1979; Hashimoto, 1986; Gunaseelan, 2007). Les estimations des fractions biodégradables respectives des substrats, déterminées à partir de la relation empirique de Chandler *et al.* (1980), prenant seulement en compte la concentration de lignine, sont moindres pour la fiente de poulet et la bouse de bovin, respectivement de 47,6%_{MV} et 47,8%_{MV}. Ceci pourrait s'expliquer en partie par les modes d'alimentation des poulets et bovins, d'après Hashimoto *et al.* (1981) ; Møller *et al.* (2004), respectivement à base de grains et de foin riches en lignine. La bagasse et le lisier de porcins accusent le même taux de biodégradabilité, soit 60,2%_{MV}. La fraction biodégradable obtenue pour le chou est la plus importante (70,5%_{MV}), laissant prévoir théoriquement des potentiels méthanogènes spécifiques plus élevés de la part de celui-ci par rapport aux autres substrats. Par ailleurs, d'autres paramètres sont déterminés dans les analyses des comportements des substrats à la lixiviation.

VI.2.3. Fractions solubles des substrats

Les concentrations en DCO, COD, NTK et NH_4^+ et le pH sont mesurées lors des tests de comportement à la lixiviation des substrats. Les résultats d'analyses de ces paramètres sont présentés en $\text{g}_{\text{substance dissoute}} \cdot \text{l}^{-1}_{\text{lixiviat}}$. Ils mettent en évidence des niveaux différents de solubilité des substrats dans l'eau et déterminent la quantité de matière organique dissoute, le ratio COD/NTK et le pH du milieu de digestion anaérobie.

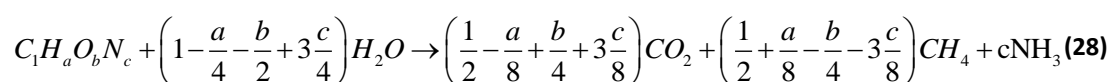
La plus faible concentration de matière organique dissoute, exprimée en DCO ($\text{gO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) de lixiviat, a été obtenue pour la bouse de vache ($11,5 \text{ gO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$). Les pH d'équilibre de la bagasse et du chou dans le lixiviat, atteignent respectivement 3,5 et 4,2. Ces résultats mettent en évidence la nature acide et le pouvoir acidifiant de ces substrats végétaux. Ils révèlent aussi et surtout un début d'acidification lié à la présence de sucres simples facilement assimilables. Des résultats comparables ont été obtenus par Joseph *et al.* (2009) sur une bagasse d'origine haïtienne. En conséquence de ces résultats, il devenait nécessaire d'assurer un contrôle du pH, lors de la réalisation des essais de biodégradation anaérobie.

Les ratios COD/NTK mettent en évidence un déficit d'azote au niveau de la matière organique dissoute, dans le cas de la bagasse, soit environ (100) par rapport aux autres substrats. Par ailleurs, les concentrations relativement élevées en ion ammonium en particulier pour le lisier de porcs ($1,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) et la fiente de poulets ($5,4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) mettent en relief des risques d'inhibition de la méthanogenèse, liés principalement à la forme ammoniacale de l'azote (Salminen et Rintala, 2002), particulièrement dans certains cas où le milieu de suspension serait considéré comme alcalin. En effet, l'ammoniac est considéré comme toxique à partir de concentrations initiales comprises entre $0,1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ et $1,1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, d'après Salminen et Rintala (2002), puisque, contrairement à l'ammonium (ionisé), il a la capacité de traverser la membrane cellulaire par diffusion (Kadam et Boone, 1996; Salminen et Rintala, 2002). Les différentes séries d'essais PBM présentées dans les paragraphes suivants se proposent d'évaluer et de contourner certains effets liés aux caractéristiques physico-chimiques déficitaires des substrats, à des fins d'optimisation des processus biométhanogènes.

VI.2.4. Conditions d'adaptation et d'optimisation des essais de potentiels biométhanogènes spécifiques des substrats en mono-digestion

VI.2.4.1. Stœchiométrie et potentiels biométhanogènes théoriques

L'analyse élémentaire des substrats permet la détermination de la formule stœchiométrique globale de leur matière organique et l'estimation de leurs potentiels méthanogènes théorique, à partir de l'équation de Buswell :



Ces valeurs théoriques permettent de déterminer, par la suite, les taux de conversion des substrats, respectivement au cours des différentes séries d'essais PBM présentées plus loin, à l'aide de la formule ci-dessous :

$$OM (g) = \frac{(12 + a + 16b + 14c)}{\left(\frac{1}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - 3\frac{c}{8}\right)} \times \frac{1}{22.4} \times CH_4(Nl) \quad (29)$$

Le tableau 14 présente les formules stœchiométriques des substrats, leurs productions spécifiques de biogaz et CH₄ en Nm³.kg_{MV}⁻¹, ainsi que leurs ratios spécifiques CH₄/CO₂.

Tableau 14: Formules chimiques et potentiels biométhanogènes théoriques des substrats.

Substrat	Formule chimique	Potentiel de biogaz (Nm ³ .kg _{MV} ⁻¹)	Potentiel CH ₄ (Nm ³ .kg _{MV} ⁻¹)	Ratio CH ₄ /CO ₂
Bagasse	C ₁₃₃ H ₂₀₀ O ₉₉ N ₁ S _{0,65}	0,872	0,434	0,99
Chou	C ₁₆ H ₂₄ O ₁₀ N ₁ S _{0,11}	0,910	0,461	1,02
Lisier de porc	C ₁₆ H ₂₇ O ₁₂ N ₁ S _{0,03}	0,841	0,420	1,00
Bouse de bovin	C ₃₀ H ₄₅ O ₂₆ N ₁ S _{0,05}	0,948	0,451	1,10
Fientes de poulet	C ₁₃ H ₂₁ O ₂₃ N ₁ S _{0,04}	0,957	0,514	1,16

La bagasse collectée en Haïti a pour formule stœchiométrique C₁₃₃H₂₀₀O₉₉N₁S_{0,65}. Cette formule est proche de celle estimée pour la bagasse de Thaïlande (C₁₈₈H₃₅₃O₁₇₁N) (Kuprianov *et al.*, 2005; Kiatkittipong *et al.*, 2009). Le potentiel théorique de production de biogaz pour la bagasse est estimé à 0,872 Nm³.kg_{MV}⁻¹, avec une production de méthane de l'ordre de 0,434 Nm³.kg_{MV}⁻¹. La fiente de poulet accuse le plus important potentiel méthanogène, soit 0,514 Nm³.kg_{MV}⁻¹ et un ratio volumique CH₄/CO₂ de 1,16. Les potentiels méthanogènes théoriques sont une surestimation des productions méthanogènes spécifiques réelles et comporte éventuellement des biais, par le fait qu'ils ne prennent pas en considération la fraction de substrat consommé pour la synthèse de la biomasse microbienne ni la combinaison des éléments constitutifs des substrats, impliquant la formation de molécules comme les complexes ligno-cellulosiques partiellement dégradés (Angelidaki *et al.*, 2000 ; Møller *et al.*, 2004), de même que certains facteurs d'inhibition comme les concentration de NH₃ ou d'AGV (Hansen *et al.*, 1998 ; Møller *et al.*, 2004).

VI.2.4.2. Réduction de la taille particulière de la bagasse

De nombreuses études ont fait état des effets positifs de la réduction de la taille des particules de substrats solides à teneur relativement élevée en lignine sur l'amélioration de la cinétique biométhanogène générale (Hills et Nakamo, 1984; Sharma *et al.*, 1988; Kivaisi et Eliapenda, 1994; Angelidaki et Ahring, 2000; Palmowski et Müller, 2003; Mshandete *et al.*, 2006). Ce mode de prétraitement agit principalement par la destruction des barrières physiques que constitue la combinaison entre la lignine, l'hémicellulose et la cellulose (Noike *et al.*, 1985; Mshandete *et al.*, 2006) et par l'augmentation de la surface spécifique des particules, favorisant leur attaque initiale au cours de la phase d'hydrolyse (Eriksson *et al.*, 2002; Hu *et al.*, 2005).

VI.2.4.2.1. Objectif et mode opératoire spécifiques

Cette série d'essais permet d'évaluer les potentiels biométhanogènes en fonction de la taille des particules de substrats, en considérant 2 échantillons de bagasse de diamètres particuliers différents : BAG_A (< 1 mm) et BAG_B (< 10 mm). Les conditions opératoires sont celles décrites dans le paragraphe V.4.3., avec ensemencement par une boue de digesteur collectée sur la STEP de Chambéry (France), une charge organique de substrat de $5 \text{ g}_{\text{MV}} \cdot \text{l}^{-1}$ et un ratio $\text{Inoculum}_{\text{MV}}/\text{Substrat}_{\text{MV}}$ fixé à 1. Environ 250 ml de boue de STEP à 1,4% $_{\text{MV}}$ et 450 ml de milieu nutritif sont ajoutés dans des flacons de 1000 ml. La composition du milieu nutritif est conforme à la norme ISO 11734 (1995). Le pH d'équilibre du milieu de digestion est ramené à la neutralité. Les essais réalisés en triplicatas sont incubés pendant 70 jours à 35°C, avec agitation manuelle quotidienne.

VI.2.4.2.2. Synthèse des résultats

La figure 18 représente les moyennes et écart-types de productions cumulées spécifiques de biogaz (a) et les moyennes de productions spécifiques de CH_4 , ainsi que les courbes représentatives de ces productions spécifiques calées à partir du modèle Gompertz pour BAG_A et BAG_B (b), après 70 jours d'incubation.

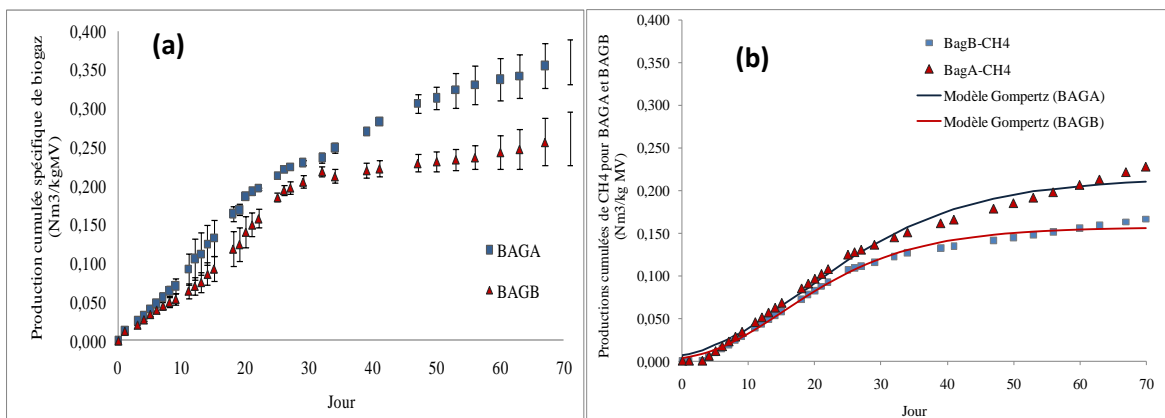


Figure 18 : Moyennes des productions spécifiques de biogaz (a) et des productions spécifiques de CH_4 avec représentation de leurs paramètres cinétiques (b) pour des échantillons de bagasse de diamètres particuliers de 1 mm (BAG_A) et 10 mm (BAG_B).

Les paramètres cinétiques d'évaluation des activités biométhanogènes de BAG_A et BAG_B , à partir du modèle Gompertz, les conditions particulières de mise en œuvre des tests PBM, ainsi que les taux de dégradation respectifs des deux échantillons par rapport aux productions théoriques spécifiques de CH_4 , sont résumés dans le tableau 15.

Tableau 15: Principaux paramètres cinétiques des essais PBM réalisés sur les 2 échantillons de bagasse.

Echantillon	Charge organique (g _{MV})	Ratio I _{MV} /S _M v	Temps de cuvaision (j)	Taux de dégradation (%)	V _{max} (Nm ³ _{CH₄} ·kg _{MV} ⁻¹)	R _{max} (Nm ³ _{CH₄} ·kg _{MV} ⁻¹ ·j ⁻¹)	λ (j)
BAG _A	5	1	70	53	0,214	0,006	4
BAG _B	5	1	70	38	0,156	0,005	4

VI.2.4.2.3. Discussion des résultats

Les écart-types entre les triplicatas mettent en évidence un relatif déficit de stabilité dans les processus biométhanogènes, moins prononcé dans le cas de BAG₁. Les moyennes de productions cumulées spécifiques de biogaz pour BAG_A et BAG_B atteignent respectivement 0,360 Nm³_{biogaz}·kg_{MV}⁻¹ et 0,261 Nm³_{biogaz}·kg_{MV}⁻¹ pour la période considérée. La concentration maximale de CH₄ atteint environ 63% dans les deux cas, soit 0,228 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹ (BAG_A) et 0,166 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹ (BAG_B).

Le temps de latence de la production méthanogène (λ) est estimé à près de 4 jours pour les deux échantillons. Les productions ultimes de CH₄ (V_{max}) pour BAG_A et BAG_B sont respectivement estimées à 0,216 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹ et 0,156 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹. Les vitesses maximales de dégradation (R_{max}) des deux échantillons sont sensiblement équivalents, soit environ 0,006 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹·j⁻¹ pour BAG_A et 0,005 Nm³_{CH₄}·kg_{MV}⁻¹·j⁻¹ pour BAG_B. L'accroissement du potentiel méthanogène ultime de BAG_A évalué à plus de 35% par rapport à BAG_B, à partir du modèle de Gompertz, est en accord avec les résultats obtenus par Kivaisi et Eliapenda (1994), selon lesquels la production de méthane a accru de 30% environ, après une réduction de la taille des particules de bagasse de 5 mm à 0,85 mm. Des observations comparables sont également rapportées par Mshandete et al. (2006), faisant valoir que la production de méthane augmente de 23% pour des fibres de sisal réduites à 2 mm de diamètre comparées à d'autres fibres non traitées. Une augmentation de 16% du potentiel de production méthanogène a également été enregistrée pour des biofibres de fumier de diamètre particulaire compris entre 1 et 2 mm, comparées à des particules de fibres de 5 mm de diamètre (Angelidaki et Ahring, 2000). De même, Hills et Nakamo (1984) ont observé, dans leurs études sur plusieurs échantillons de déchets de tomate de particules de diamètre compris entre 1,3 et 20 mm, que la production de biogaz était inversement proportionnelle à la moyenne des diamètres des particules. Cependant, dans tous les cas précités comme pour les résultats obtenus, la taille des particules semble n'avoir eu aucune incidence évidente sur la composition du biogaz (Mshandete et al., 2006).

VI.2.4.2.4. Synthèse conclusive

Ces principaux paramètres cinétiques de production de CH₄ pour cette première série expérimentale sont assez faibles, comparés aux observations rapportées dans la littérature, en termes de potentiel biométhanogène ultime (Chanakya et al., 2007) et en termes de vitesse réactionnelle (Mshandete et al., 2006). Dans les prochaines séries d'expériences, d'autres facteurs d'influence seront étudiés dans une perspective d'optimisation des conditions de mise en œuvre de la digestion anaérobie.

VI.2.4.3. *Essais PBM sur bagasse en Haïti*

VI.2.4.3.1. **Objectifs et mode opératoire spécifiques**

Cette série expérimentale vise principalement à évaluer le potentiel biométhanogène de la bagasse dans les conditions de contraintes matérielles et physiques d'Haïti. Les conditions des essais sont comparables à celles de la série précédente, en termes de temps d'incubation (70 jours), de charge organique de substrat ($5 \text{ g}_{\text{MV}} \cdot \text{l}^{-1}$), de milieu nutritif (standard), de ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}=1$. Toutefois, il est difficile d'évaluer de façon précise l'implication respective des paramètres comme la température et l'inoculum, qui se présente différemment au cours de cette série expérimentale. Seul l'échantillon BAG₁ (1 mm) a été étudié. L'inoculum d'ensemencement est préparé à partir de la bouse de vache prélevée sur une ferme à Damien (Haïti). Environ 90 ml de bouse diluée à 1%_{MV} et 90 ml de milieu nutritif sont ajoutés dans des flacons de 250 ml. Les résultats des essais sont mis en évidence à travers 2 groupes de triplicatas. Le 1^{er} triplicata réalise le suivi de la production de biogaz pour la bagasse. Le 2^{ème} triplicata, muni d'une nacelle et de pastilles de soude, permet de piéger le CO₂ produit et de déterminer la production de CH₄. Les essais sont incubés à la température ambiante et sous agitation manuelle journalière. Les résultats des essais PBM sont rapportés pour les 30 premiers jours d'incubation.

VI.2.4.3.2. Synthèse des résultats

La figure 19 présente les moyennes et écart-types de productions spécifiques de biogaz (a) et de CH₄ (b), avec leurs représentations cinétiques callées sur le modèle de Gompertz.

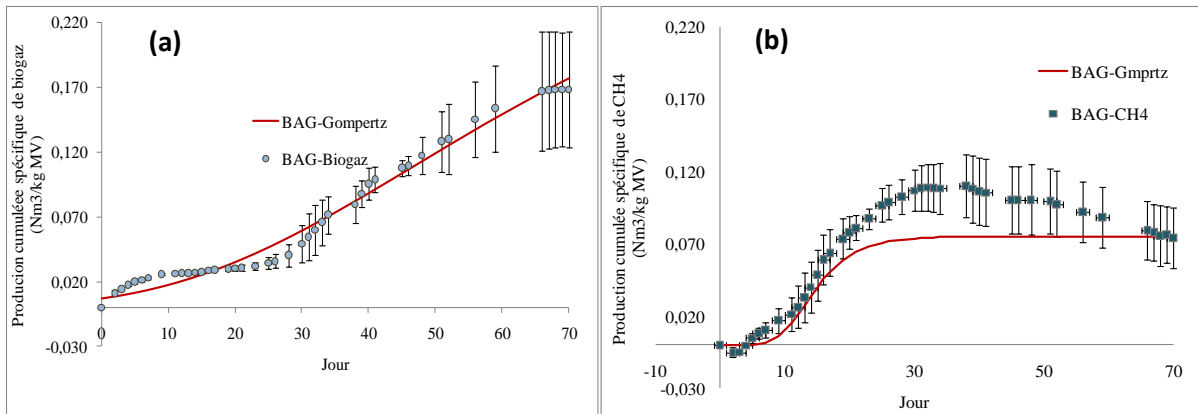


Figure 19: Moyennes et écart-types des productions spécifiques de biogaz (a) et de CH₄ (b) pour la bagasse avec leurs représentations cinétiques respectives, selon le modèle de Gompertz.

La figure 20 représente les variations moyennes de température et de production spécifique de CH₄ sur une base journalière (a), ainsi que la corrélation entre les productions spécifiques de CH₄ et les moyennes de température journalières (b).

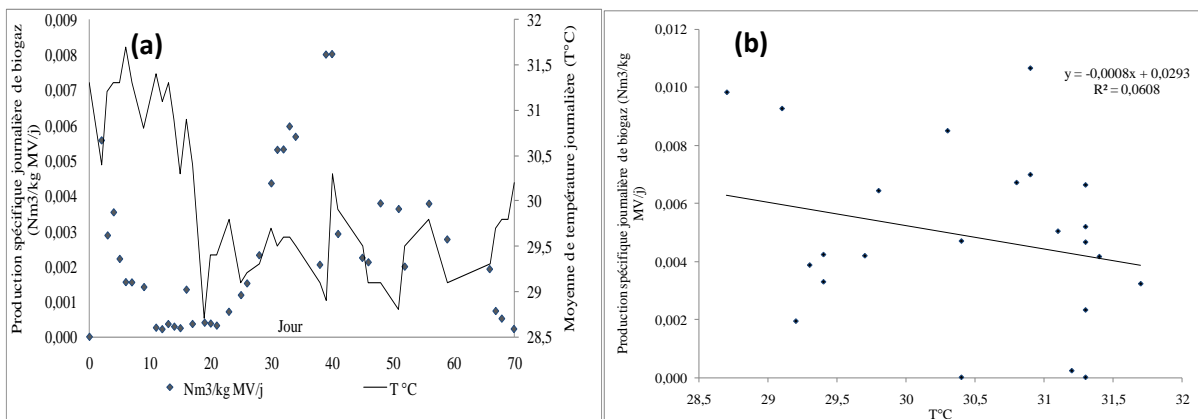


Figure 20: Moyennes des températures et des productions spécifiques journalières de CH₄ pour la bagasse (a) ; corrélation entre la production spécifique de CH₄ et la température moyenne journalières (b).

La charge organique, le ratio I_{MV}/S_{MV} , le temps d'incubation et le taux de conversion de la bagasse obtenu lors des essais, ainsi que les paramètres cinétiques de la courbe représentative de l'activité méthanogène à partir du modèle de Gompertz, sont résumés dans le tableau 16.

Tableau 16 : Principaux paramètres cinétiques des productions spécifiques de biogaz et de CH₄ pour les essais PBM sur bagasse réalisés en Haïti.

	Charge organique (g _{MV})	Ratio I/S	Durée d'incubation (j)	Taux de conversion (%)	V _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV})	R _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV} .j ⁻¹)	λ (j)
BAG-CH ₄	5	1	70	22	0,097	0,008	9

VI.2.4.3.3. Discussion des résultats

La courbe représentative de la production cumulée spécifique de biogaz accuse une période de latence ou d'inhibition des activités méthanogènes, estimée à près de 12 j à partir du modèle de Gompertz. Les moyennes des productions cumulées spécifiques de biogaz et de CH₄ pour la bagasse sont évaluées respectivement à 0,168 Nm³_{biogaz}.kg⁻¹_{MV} et 0,074 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}. Les écart-types importants entre les triplicatas indiquent un déficit de stabilité et soulignent les difficultés de développement des populations biométhanogènes. La phase d'inhibition et le manque de stabilité peuvent être dus à un début d'acidification du milieu, lequel est généralement lié à un pouvoir tampon insuffisant (Angelidaki, 2002). Le pouvoir tampon fait référence à l'alcalinité de la digestion anaérobie ou l'équilibre entre le dioxyde de carbone et les ions bicarbonates, permettant de résister à des changements importants du pH (Ward *et al.*, 2008). En effet, au niveau de la figure représentative de l'estimation de la production cumulée spécifique de CH₄, le piégeage du CO₂ semble avoir un effet sur la réduction des risques d'acidification par dissolution de ce gaz dans la phase aqueuse faiblement tamponnée (Guwy *et al.*, 1997 ; Ward *et al.*, 2008). La soustraction du CO₂ fait diminuer la pression au niveau du ciel gazeux des flacons. Ce qui pourrait expliquer la baisse apparente observée dans la production cumulée spécifique de CH₄ qui n'était manifestement pas importante (figure 19-b). En effet, la longue période de latence de la figure 19-a indique un problème d'acclimatation de la population microbienne aux conditions de mise en œuvre de la digestion anaérobie de la bagasse. Le taux de conversion de la bagasse, estimée à partir de la production de CH₄, est de l'ordre de 17%_{MV} après 70 j de rétention, tandis que ce taux semble avoir été atteint depuis le 20^{ème} jour. En outre, les écart-types par rapport à la moyenne de production de CH₄ soulignent la persistance de difficultés dans le déroulement des activités méthanogènes également liées aux conditions expérimentales.

La faiblesse au niveau de la vitesse des réactions et du potentiel biométhanogène ne peut pas nécessairement être attribuée au remplacement de la boue de STEP par la bouse de vache comme inoculum, puisque les déjections animales sont souvent plus efficaces en digestion anaérobie par le fait qu'elles sont généralement riches en nutriments et qu'elles possèdent un pouvoir tampon intéressant (Angelidaki, 2002). Par contre, les effets de la température sur la baisse d'activité biométhanogène sont mis en évidence à travers différents mécanismes. En effet, la température moyenne de la présente série expérimentale a été estimée à 30,0°C, soit un déficit d'environ 5°C par rapport aux essais standardisés. Ce changement dans les conditions opératoires a sans doute eu des effets négatifs sur la cinétique générale de dégradation de la bagasse et en particulier sur la durée des différentes étapes réactionnelles du processus de digestion anaérobie (Santosh *et al.*, 2004). En outre, les variations de température dans le temps sont identifiées comme une source d'instabilité et

de perturbation pour l'ensemble du processus de digestion anaérobie, d'après Igoni *et al.* (2008), et plus particulièrement pour la microflore méthanogène (Garba, 1996). Cependant, il y a un manque d'évidence de corrélation par régression linéaire entre les moyennes journalières de température et les productions journalières spécifiques de méthane ($R^2 = 0,005$). La production maximale de CH_4 (V_{max}) est estimée à $0,298 \text{ Nm}^3_{\text{biogaz}} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$ et $0,075 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$. La vitesse (R_{max}) est de l'ordre de $0,008 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{MV} \cdot \text{j}^{-1}$, tandis que le temps de latence a été estimé à 9 jours environ.

VI.2.4.3.4. Synthèse conclusive

Ces premiers résultats mettent en relief certains freins quant à la mise en œuvre des essais PBM en Haïti. Ils permettent néanmoins d'identifier quelques-uns des facteurs d'influence, dont notamment la température, l'inoculum et l'alcalinité, qu'il convient de considérer, en vue de l'optimisation du processus biométhanogène en situation de contrainte. Les prochaines séries expérimentales apporteront plus de lumière sur ces paramètres et sur les effets liés à leur contrôle en digestion anaérobie.

VI.2.4.4. Simplification de la composition du milieu nutritif, augmentation du ratio inoculum/substrat et batch expansif

VI.2.4.4.1. Objectif et mode opératoire spécifiques

L'objectif de cette série expérimentale est d'évaluer les PBM spécifiques de la bagasse, du chou, de la bouse de bovin, du lisier de porc et de la fiente de poulet en mono-digestion, ainsi que d'étudier les conditions d'adaptation des communautés microbiennes méthanogènes à ces substrats, suivant des conditions expérimentales non conventionnelles.

Seul l'échantillon de bagasse a subi un prétraitement par séchage et broyage à 1 mm, les autres substrats sont utilisés dans leur état brut. Le taux de charge organique de substrat est de $4 \text{ g}_{\text{MV}} \cdot \text{l}^{-1}$ pour tous les substrats, afin de pouvoir obtenir un ratio I/S = 2. L'inoculum a été préparé et conditionné à partir d'un échantillon de boue de STEP prélevé à Chambéry (France). Environ 185 ml de cette boue contenant environ $1,3\%_{\text{MV}}$ sont ajoutés dans des flacons de 500 ml, totalisant avec le substrat et le milieu nutritif un volume utile de 300 ml. Le milieu nutritif a été préparé uniquement à partir des sels phosphates ($\text{KH}_2\text{PO}_4, 3\text{H}_2\text{O}$; $\text{Na}_2\text{HPO}_4, 12\text{H}_2\text{O}$) dilués dans l'eau distillée, intervenant comme suppléments d'éléments nutritifs majeurs, en particulier dans le cas de la bagasse, et jouant un rôle de tampon pour le milieu de digestion par le biais des bases associées. Un triplicata de témoins négatifs (mélange d'inoculum-milieu nutritif) permet de soustraire l'activité méthanogène résiduelle de l'inoculum des productions méthanogènes spécifiques des substrats. La production spécifique de biogaz d'un échantillon de papier filtre pris comme cellulose (CEL) est évaluée comme témoin positif, principalement à des fins de comparaison. L'acétate de sodium (NAA) permet d'évaluer la vitesse spécifique de la méthanogenèse. Des réacteurs, au nombre de 24, sont placés sous agitation mécanique à 45 rpm. Ce dispositif d'agitation a été envisagé en vue de contribuer à améliorer la productivité et l'efficacité du processus (Ward *et al.*, 2008). Les essais sont réalisés en batch expansif, en 3 additions successives de substrats, après stabilisation de la production du biogaz. Cette procédure permet notamment d'évaluer l'adaptation des micro-organismes aux

substrats et aux conditions opératoires (Guendouz *et al.*, 2011). La durée effective de la série expérimentale est de 162 jours. Les PBM des substrats, à l'exception du chou évalué sur 20 jours, sont évalués sur une base de 30 jours d'incubation pour des besoins de comparaison.

VI.2.4.4.2. Synthèse des résultats

VI.2.4.4.2.1. Présentation des résultats sur les capacités hydrolytiques et méthanogènes spécifiques de l'inoculum

Les productions spécifiques de biogaz (a) et les moyennes de productions de méthane avec leurs courbes représentatives (b) pour les 3 séries d'ajouts successifs des triplicatas de cellulose, sont illustrées sur la figure 21.

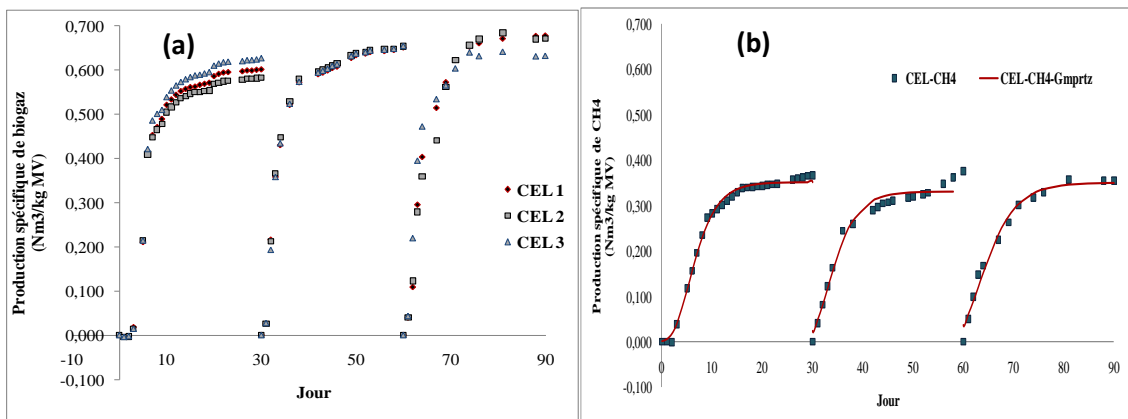


Figure 21: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de cellulose (CEL).

Les résultats des essais relatifs aux productions spécifiques de biogaz (a) et de CH₄ pour l'acétate de sodium, avec les estimations des paramètres cinétiques de production de méthane à partir du modèle de Gompertz, sont illustrés sur la figure 22.

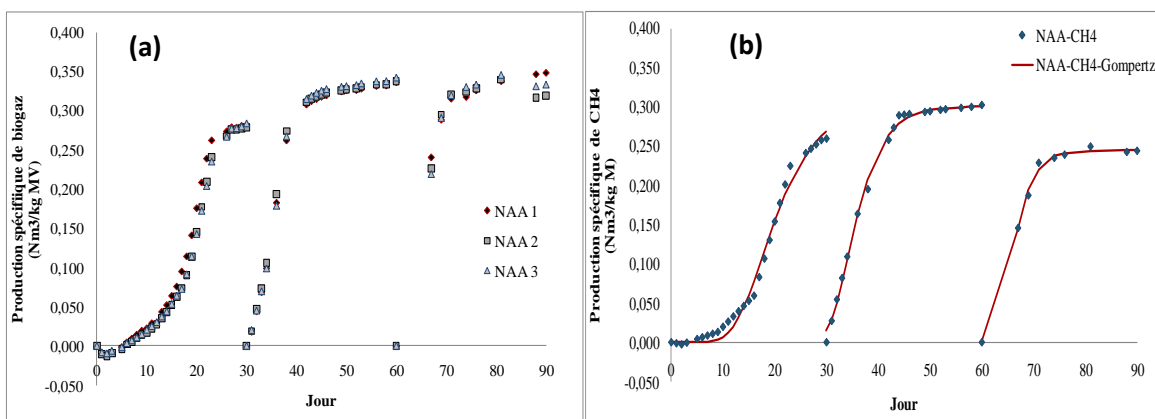


Figure 22: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH₄ avec leurs représentations cinétiques, selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas d'acétate de sodium (NAA).

Le tableau 17 résume les principaux paramètres cinétiques des productions spécifiques de cellulose et d'acétate de sodium, à partir du modèle de Gompertz.

Tableau 17: Principaux paramètres de mise en œuvre des activités biométhanogènes liées à la cellulose et l'acétate de sodium et des représentations cinétiques de leur production de CH₄, à partir du modèle de Gompertz.

	Charge organique (g _{MV} /l)	Ratio I/S	Temps de cuvaion (j)	Taux de conversion (%)	de V _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV})	R _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV} .j ⁻¹)	λ (j)
CEL ₁	5	2	55	88,2	0,351	0,042	2
CEL ₂	5	2	68	90,6	0,331	0,038	0
CEL ₃	5	2	30	85,5	0,350	0,032	0
NAA ₁	5	2	55	69,4	0,301	0,019	12
NAA ₂	5	2	71	80,8	0,300	0,029	0
NAA ₃	5	2	27	65,2	0,244	0,037	3

VI.2.4.4.2. Présentation des résultats des essais PBM sur substrats végétaux : bagasse et chou

Les figures 23 et 24 illustrent les courbes de productions de biogaz (a) et de CH₄ avec les représentations à partir du modèle cinétique de Gompertz (b), respectivement pour les 3 séries d'ajouts successifs des triplicatas de bagasse et chou.

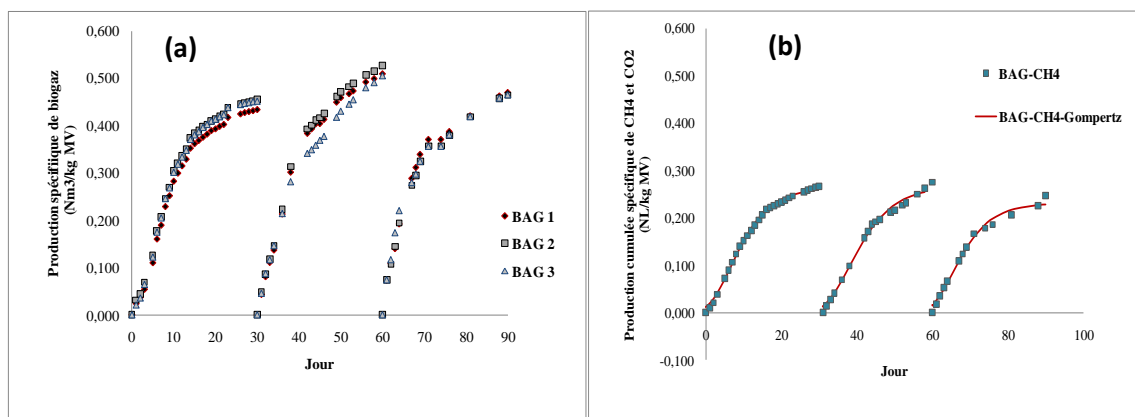


Figure 23: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle de Gompertz (b) pour les 3 séries d'ajouts des triplicatas de bagasse (BAG).

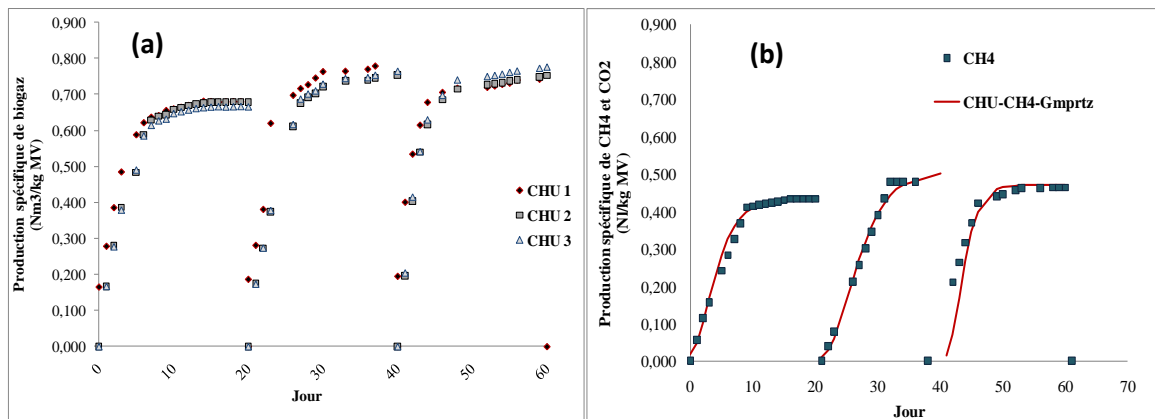


Figure 24: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyennes des productions spécifiques de CH₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle cinétique de Gompertz (b) pour les 3 séries d’ajouts des triplicatas de chou (CHU).

Le tableau 18 présente les charges organiques, les ratios I_{MV}/S_{MV} , les temps de cuvaion, les taux de conversion des substrats calculés à partir des résultats expérimentaux des essais PBM rapportés aux productions théoriques de CH₄ et les principaux paramètres cinétiques de la production méthanogène estimés par le modèle de Gompertz pour les 3 séries d’ajouts de bagasse et de chou.

Tableau 18: Principaux paramètres de mise en œuvre des activités biométhanogènes liées aux substrats d’origine végétale et des représentations de leurs productions de CH₄, d’après le modèle de Gompertz.

	Charge organique (g _{MV} /l)	Ratio I_{MV}/S_{MV}	Temps de cuvaion (j)	Taux de conversion (%)	V_{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV})	R_{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV} .j ⁻¹)	λ (j)
BAG ₍₁₎	4	2	56	61,4	0,264	0,017	1
BAG ₍₂₎	4	2	68	63,5	0,267	0,015	2
BAG ₍₃₎	4	2	30	59,0	0,231	0,015	0
CHU ₍₁₎	4	2	27	93,7	0,435	0,065	0
CHU ₍₂₎	4	2	28	100	0,508	0,057	2
CHU ₍₃₎	4	2	29	100	0,471	0,104	1

VI.2.4.4.2.3. Présentation des résultats des essais PBM sur substrats animaux

Les paramètres cinétiques des productions méthanogènes spécifiques sont évalués de façon comparative en 3 séries successives d’ajout de lisier de porcs, de bouse de bovins et de fiente de poulets. Les essais PBM relatifs à ces substrats ont duré 154 jours au total sur les 3 ajouts. Les productions spécifiques de biogaz et de CH₄ avec les représentations des productions de CH₄ à partir du modèle de Gompertz, sont présentées dans la figure 25 sur une base de 30 jours d’incubation par série d’ajouts de substrats.

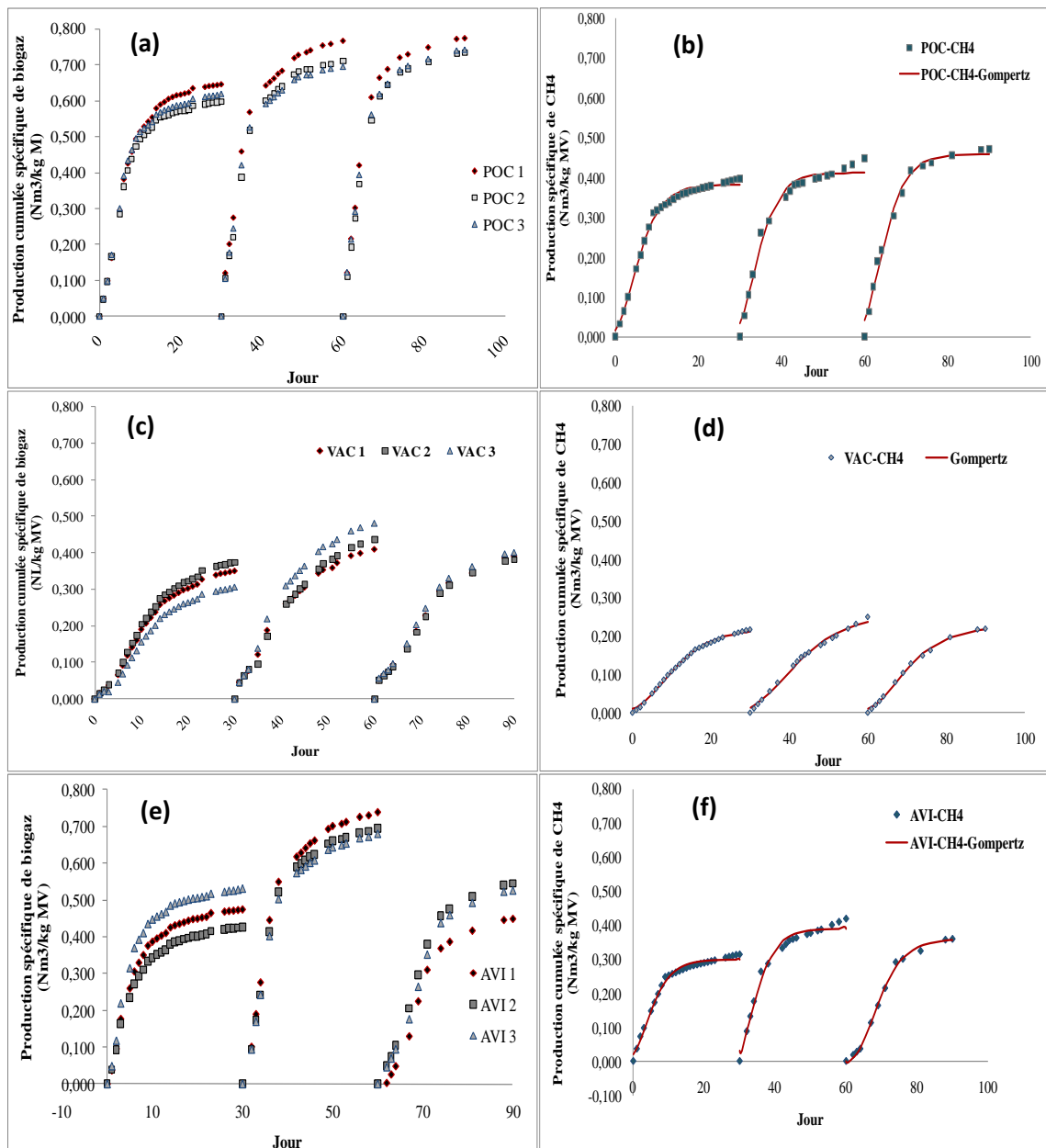


Figure 25: Productions spécifiques de biogaz (a, b, c) et moyennes des productions respectives de CH₄ avec leurs représentations cinétiques selon le modèle de Gompertz (d, e, f) pour les 3 séries d’ajouts des triplicatas de lisier de porcins (POC), de bouse de bovins (VAC) et de fiente de poulets (AVI).

Le tableau 19 résume les conditions de mise en œuvre des essais PBM en mono-digestion, les taux de conversion des substrats calculés à partir des résultats expérimentaux des essais PBM rapportés aux productions théoriques de CH₄, et les principaux paramètres cinétiques des courbes représentatives des 3 séries d’ajouts pour les moyennes des triplicatas du lisier de porcins, de la bouse de bovins et de la fiente de poulets.

Tableau 19: Principaux paramètres cinétiques des activités biométhanogènes des substrats d'origines animales et des représentations de leurs productions spécifiques de CH₄, selon le modèle de Gompertz

	Charge organique (g _{MV} /l)	Ratio Ratio I _{MV} /S _{MV}	Temps de cuvaision (j)	Taux de conversion (%)	de V _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV})	R _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV} .j ⁻¹)	λ (j)
POC ₍₁₎	4	2	56	94,6	0,382	0,038	1
POC ₍₂₎	4	2	68	100,0	0,412	0,044	0
POC ₍₃₎	4	2	30	100,0	0,460	0,046	0
VAC ₍₁₎	4	2	56	47,9	0,219	0,012	1
VAC ₍₂₎	4	2	68	55,2	0,254	0,011	1
VAC ₍₃₎	4	2	30	48,4	0,223	0,013	1
AVI ₍₁₎	4	2	56	61,2	0,299	0,029	0
AVI ₍₂₎	4	2	68	81,7	0,389	0,038	0
AVI ₍₃₎	4	2	30	70,1	0,360	0,028	3

VI.2.4.4.3. Discussion des résultats

VI.2.4.4.3.1. Capacités hydrolytiques et méthanogènes de l'inoculum

La cellulose (CEL) est évaluée comme témoin positif de l'activité biométhanogène générale. Le PBM de ce substrat est évalué au cours des 3 séries d'ajouts successifs de cellulose, de durées respectives 55, 68 et 30 jours. Ces résultats sont présentés sur une base de 30 jours maximum d'incubation pour des besoins de comparaison. Les moyennes des productions cumulées spécifiques de biogaz au cours des 3 ajouts successifs de cellulose (CEL), atteignent respectivement 0,604 Nm³.kg⁻¹_{MV} ; 0,654 Nm³.kg⁻¹_{MV} ; 0,661 Nm³.kg⁻¹_{MV}. Une augmentation des activités méthanogènes, une meilleure répétabilité des triplicatas, avec des écart-types par rapport aux moyennes de l'ordre de 0,022 Nm³.kg⁻¹_{MV} ; 0,001 Nm³.kg⁻¹_{MV} ; 0,024 Nm³.kg⁻¹_{MV}, respectivement, ainsi qu'une plus forte concentration de méthane (61,4%_{CH4}) sont observées au cours du 2^{ème} ajout de cellulose. Ces résultats traduisent une adaptation sensible de la flore microbienne vis-à-vis de la cellulose et des conditions expérimentales, à partir du 2^{ème} ajout. La moyenne des productions cumulées spécifiques de CH₄ pour les 3 séries d'ajouts est de 0,366 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}. Ces résultats sont inférieurs au PBM théorique de la cellulose (0,415 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}) et encore plus manifestement par rapport aux résultats de Gunaseelan (2004), selon lesquels la production spécifique de méthane d'une poudre cristalline de cellulose pouvait excéder le potentiel spécifique théorique (taux de conversion > 100%_{MV}) et atteindre 0,419 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}.

Dans le même temps, les essais PBM réalisés sur l'acétate de sodium (NAA) permettent d'évaluer la vitesse de mise en route de la phase de méthanogenèse. L'apport direct de l'acétate de sodium comme substrat constitue un raccourci permettant d'éviter les premières étapes d'hydrolyse et d'acidogenèse/acétogenèse conduisant à la formation d'acétates. Les moyennes des productions cumulées spécifiques de biogaz sur les 3 séries d'ajouts successifs d'acétate de sodium sont respectivement de l'ordre de 0,281 ; 0,338 ; 0,333 Nm³.kg⁻¹_{MV}. Les productions correspondantes de CH₄ atteignent respectivement 0,259 ; 0,301 et 0,243 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}, avec un taux maximal de

conversion du substrat, à partir des résultats des essais PBM rapportés aux potentiels théoriques, de l'ordre de 80,8%_{MV} et pic de concentration de CH₄ de 92%_{CH4}. Ces résultats indiquent une contribution importante des populations méthanogènes acétocastes, tandis que l'activité des hydrogénophiles serait mise en évidence par l'hydrolyse et l'acidogénèse de CEL produisant de l'hydrogène (Le Hyaric *et al.*, 2011). Dans ce cas, l'acétogénèse n'est pas considérée comme étape limitante du processus méthanogène.

En effet, des périodes de latence précédant la production de CH₄ (λ) sont estimées à 2 et 12 j, après les 1^{er} ajouts respectifs de la cellulose et de l'acétate de sodium, mais nulles après la 2^{ème} série d'ajout, dans les 2 cas (tableau 17). Cette situation illustrerait une colonisation plus effective du milieu de digestion par les communautés méthanogènes au cours de la 2^{ème} série d'ajout, puis un début de sénescence de ces communautés pendant la 3^{ème} série d'ajouts plus manifeste dans le cas de l'acétate, dont le temps de latence est estimé à 3 jours environ. Les vitesses maximales (R_{max}) de production de CH₄ obtenue pour la cellulose et l'acétate de sodium sont respectivement de l'ordre de 0,042 Nm³.kg⁻¹_{MV}.j⁻¹ et 0,037 Nm³.kg⁻¹_{MV}.j⁻¹. Cependant, dans le cas de la cellulose, les productions maximales de CH₄ estimées à partir du modèle pour ce substrat (0,351 Nm³.kg⁻¹_{MV}; 0,330 Nm³.kg⁻¹_{MV}; 0,350 Nm³.kg⁻¹_{MV}) sont inférieures aux PBM ultimes des 3 ajouts évalués après 30 jours de cuvaision (0,366 Nm³.kg⁻¹_{MV}; 0,376 Nm³.kg⁻¹_{MV}; 0,355 Nm³.kg⁻¹_{MV}).

VI.2.4.4.3.2. Essais PBM sur substrats végétaux : bagasse et chou

Des échantillons de bagasse de canne à sucre (BAG) broyés à 1 mm sont considérés dans le cadre de cette série d'essais. Les paramètres cinétiques relatifs à la production méthanogène spécifique de ce substrat ligno-cellulosique et difficilement biodégradable sont suivis en 3 séries d'ajouts successifs, durant 154 jours au total. Les résultats sont présentés pour 30 jours d'activité. La moyenne des productions cumulées spécifiques de biogaz sur les triplicatas de bagasse et sur les 3 ajouts atteint 0,476 Nm³.kg⁻¹_{MV}. La moyenne de production est plus importante pour la 2^{ème} série d'ajout (0,514 Nm³.kg⁻¹_{MV}), tandis qu'une meilleure stabilité entre les triplicatas, est observée pour la 3^{ème} série d'ajout de bagasse. La production moyenne de CH₄ atteint 0,264 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}, avec la production maximale, de l'ordre de 0,267 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}, obtenue à la 2^{ème} série d'essai Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV} (figure 25-b). La concentration de CH₄ diminue sensiblement, passant de 63%_{CH4} pour un ratio I_{MV}/S_{MV} de 1 (cas des essais précédents) à 60%_{CH4} pour un ratio I_{MV}/S_{MV} de 2. Des résultats assez comparables, obtenus lors d'essais batch sur le maïs, sont rapportés par Raposo *et al.* (2006) qui n'ont relevé aucune variation significativement évidente des concentrations de CH₄ de 54, 53, 54 et 59% pour des ratios I/S respectifs de 3, 2, 1,5 et 1. En outre, les dispersions entre les triplicatas sont significativement réduites, suite au doublement du ratio I_{MV}/S_{MV}, traduisant une meilleure stabilité de la méthanisation, en dépit du fait que la plupart des éléments minéraux constitutifs de la solution minérale proposée par la norme ont été soustraits. Une augmentation du ratio I/S participe généralement de la stabilité du processus méthanogène et du renforcement du pouvoir tampon du milieu de digestion, contribuant, entre autres, à réduire l'accumulation des acides gras volatiles à longues chaînes (Raposo *et al.*, 2006).

Par ailleurs, la vitesse maximale de production de CH₄ est estimée à 0,017 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}.j⁻¹. Cette vitesse correspond à environ 3 fois et 2 fois celles des 2 essais précédents relatifs à la bagasse, soit

respectivement 0,006 et 0,008 $\text{Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}} \cdot \text{j}^{-1}$, rapportés dans les paragraphes VI.2.4.2. et VI.2.4.3. De même, les travaux de Hashimoto (1989) rapportés par Raposo *et al.* (2006) ont démontré que l'augmentation du ratio I/S avait un effet positif sur la vitesse de production méthanogène.

Par comparaison aux résultats des 2 précédentes séries expérimentales relatives à la bagasse, ceux-ci mettent en évidence les effets d'optimisation de la digestion anaérobie de ce substrat, notamment liés au doublement du ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$; les autres conditions étant maintenues constantes. En effet, la production méthanogène spécifique augmente de plus de 30%, tandis que le temps de rétention des solides passe de 70 jours à 30 jours. Ces résultats corroborent l'idée selon laquelle le ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$ constitue l'un des plus importants facteurs susceptibles d'influer sur la cinétique des tests PBM, alors que les effets liés à ce paramètre sont encore assez mal connus. En effet, Owen *et al.* (1979) et Raposo *et al.* (2006) proposent un ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$ standard égal à 1, tandis que Chynoweth *et al.* (1993) avancent qu'un ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$ de 2 serait plus favorable pour certaines catégories de substrats. Toutefois, en deçà d'un ratio I/S de 0,25, l'activité méthanogène pourrait subir une inhibition, d'après Hashimoto (1989). Par contre, au-delà d'un ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$ de 2, le taux de production de méthane resterait relativement constant (Raposo *et al.*, 2006). Cependant, les résultats des essais PBM en batch réalisés par Raposo *et al.* (2006), à partir d'échantillons de résidus de maïs pris comme substrat et d'un inoculum de boue de STEP, suivant différents ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$ (3 ; 2 ; 1,5 et 1), mettent en évidence des variations sensibles de la production méthanogène, voire inversement proportionnelles au ratio $I_{\text{MV}}/S_{\text{MV}}$.

En raison de sa vitesse de dégradation rapide, les temps de rétention du chou sont exceptionnellement fixés à 20 j. Les productions de biogaz atteignent respectivement 0,675 ; 0,765 et 0,756 $\text{Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$ pour les 3 ajouts successifs (CHU_1 , CHU_2 , CHU_3). Sauf dans le cas du 1^{er} ajout (0,432 $\text{Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$), les productions ultimes de CH_4 pour les 2^{ème} et 3^{ème} ajouts (0,465 et 0,466 $\text{Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$ respectivement) sont équivalentes à la production théorique estimée pour le chou sur la base de son analyse élémentaire (0,461 $\text{Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$).

En outre, le potentiel méthanogène ultime est estimé à partir du modèle de Gompertz à 0,508 $\text{Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$, avec une vitesse maximale estimée à 0,104 $\text{Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}} \cdot \text{j}^{-1}$. Ces résultats s'accordent aux observations de Chanakya *et al.* (2009), selon lesquelles le chou fait partie des catégories des résidus comme les pelures de banane ou d'orange, ayant une cinétique de dégradation anaérobie relativement rapide, avec plus de 75% de conversion en 4 jours de rétention, en comparaison au taux de conversion de l'ordre de 72%_{MV}, obtenu à partir des résultats des essais PBM en 5 jours de rétention, par rapport au potentiel théorique de CH_4 . Cependant, les PBM spécifiques relativement élevés obtenus pour le chou contredisent les estimations relativement faibles par Chanakya *et al.* (2009). Ils sont également supérieurs aux résultats obtenus par Cho *et al.* (1995); Ward *et al.* (2008), soit 0,277 $\text{Nm}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{MV}}$ à partir de tests PBM sur des échantillons de chou.

Par ailleurs, les écarts entre les taux de conversion des 2 substrats estimés à partir des résultats des essais PBM rapportés respectivement aux potentiels méthanogènes théoriques, leurs productions méthanogènes ultimes et leurs vitesses maximales de production de CH_4 respectives accentuent les différences fondamentales au niveau des propriétés physico-chimiques et biochimiques de ces

substrats végétaux, au regard de la digestion anaérobie. En outre, une amélioration sensible de l'adaptation de la flore microbienne aux conditions de l'expérience et aux caractéristiques de la bagasse en particulier, a été mise en évidence par une meilleure répétabilité entre les triplicatas, au cours du 3^{ème} ajout.

VI.2.4.4.3.3. Essais PBM sur substrats animaux

Les activités méthanogènes générales de la bouse de vache sont moindres comparées à celles du lisier de porc et de la fiente de poulet, tandis qu'une stabilité sensible, traduite en termes de réduction des dispersions entre les triplicatas, est observée de façon graduelle au cours des 3 séries d'ajouts de ce substrat. En outre, une concentration plus élevée de CH₄ est obtenue dans le cas de la fiente de poulet.

Dans le cas du lisier de porc, les productions cumulées de biogaz atteignent respectivement 0,620 ; 0,723 et 0,749 Nm³.kg⁻¹_{MV} sur les 3 ajouts successifs (figure 26-a). Les productions de CH₄ sont de l'ordre de 0,397 ; 0,448 et 0,471 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}, avec des pics de concentration atteignant 65,8% (figure 26-b). A l'exception du premier ajout, les productions méthanogènes obtenues sont supérieures à la production théorique du lisier de porc estimée à partir de l'équation de Buswell (0,420 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}). Par ailleurs, les résultats des 3 ajouts successifs de lisier de porc sont tous supérieurs à ceux de Møller *et al.* (2004), soit 0,356 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}.

Les moyennes des productions cumulées de biogaz, au cours des 3 ajouts successifs de bouse de vache atteignent les 0,334 ; 0,443 et 0,471 Nm³.kg⁻¹_{MV} (figure 26-c). La concentration maximale de CH₄ enregistrée est de 62,9%, avec des productions de méthane de l'ordre de 0,216 ; 0,249 et 0,218 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}, respectivement pour les 1^{er}, 2^{ème} et 3^{ème} ajouts de bouse de bovin (figure 26-d). Le taux moyen de conversion assez faible de la bouse de bovin (50,5%) met en évidence la faible biodégradabilité de ce substrat, laquelle est principalement liée à la concentration élevée du complexe ligno-cellulosique de celui-ci de l'ordre de 43,4%_{MV}. En effet, à l'exception du 2^{ème} ajout (55,2%), les taux de conversion de la bouse de bovin (47,9% et 48,4%, respectivement) correspondent à l'estimation de la fraction dégradable de ce substrat, soit 47,8%_{MV}, à partir du modèle empirique de Chandler *et al.* (1980). Ces résultats sont inférieurs aux niveaux de production de méthane (0,328 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV}) obtenus par Hashimoto *et al.* (1981) rapportés par Ward *et al.* (2008), tandis qu'ils sont comparables à ceux de Møller *et al.* (2004).

Le pic de concentration de CH₄ produit à partir de la fiente de poulet atteint 70,7% du volume de biogaz (figure 26-e), pour des moyennes de productions cumulées de l'ordre de 0,315 ; 0,420 et 0,360 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV} (figure 26-f). Les taux de conversion sont de 61,2% ; 81,7% ; et 70,1%, respectivement pour les 3 ajouts successifs de fiente de poulet. Ces résultats sont près de 2 fois supérieurs à la production méthanogène ultime estimée à 0,175 Nm³_{CH₄}.kg⁻¹_{MV} par Braun (2007). Cette fois encore une meilleure adaptation de la flore microbienne aux conditions expérimentales et au substrat est attribuée au processus méthanogène mis en œuvre après le 2^{ème} ajout.

VI.2.4.4.4. Synthèse conclusive

Cette série expérimentale met en relief plusieurs effets liés principalement à l'augmentation du ratio I_{MV}/S_{MV} (de 1 à 2 au cours de 2 séries expérimentales successives) sur l'amélioration générale de la cinétique de production méthanogène. La 2^{ème} série d'ajouts de substrat affiche, dans la majorité des cas, les meilleures performances, en termes de production ultime de CH_4 , de productivité ou vitesse de production de CH_4 et de temps de latence réduite. Dans plusieurs cas d'ajouts du chou et du lisier de porc, les productions méthanogènes ultimes sont sensiblement supérieures ou égales aux potentiels théoriques (taux de conversion de 100% $_{MV}$), pour des temps de rétention relativement courts (20 j pour le chou et 30 j pour le lisier de porcins). Par contre, les substrats riches en fibres végétales ligno-cellulosiques, dont la bagasse et bouse de bovins, sont seulement partiellement dégradés en 30 j de rétention. Ces résultats permettent de souligner la présence d'une fraction récalcitrante difficilement convertible par digestion anaérobie de la part de la bagasse et de la bouse de bovins en particulier, ainsi que des cas de carences en nutriments (ratios C/N élevés) au niveau de la composition chimique de ces substrats. Les essais en co-digestion rapportés plus loin étudieront les conditions de contournement des contraintes liées au déficit des nutriments.

Pailleurs, aucun cas d'inhibition du processus de méthanisation, significativement évident et imputable à la réduction de la composition du milieu nutritif, n'a été relevé au cours des différents essais. En conséquence de tout ce qui précède, il y a une évidence de possibilités d'adaptabilité et de comparabilité des tests PMB standardisés à d'autres tests réalisés en situations de contraintes matérielles. Cependant, d'autres essais peuvent contribuer à affiner ces premières observations effectuées dans des conditions similaires, en effectuant par exemple le suivi des AGV et en évaluant les PBM d'autres substrats plus ou moins difficilement biodégradables, après avoir analysé leurs compositions chimiques élémentaires. De même, l'effet de l'ajout d'un co-substrat, comme autre paramètre d'adaptation et d'optimisation du processus biométhanogène peut-être étudié. Les conditions de mises en œuvre des essais relatifs à la co-digestion, ainsi que les résultats de ces essais, sont présentées dans les prochaines sections.

VI.2.4.5. Digestion de la bagasse en présence d'un co-substrat

VI.2.4.5.1. Objectif et mode opératoire spécifiques

Cette série d'essais se propose d'étudier les effets d'optimisation du potentiel biométhanogène spécifique de la bagasse de canne à sucre par ajout d'un co-substrat. Les effets combinés (antagonisme, additivité ou synergie) de la co-digestion à 2 composantes de la bagasse avec le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets sont évalués dans des conditions comparables à celles de la série d'essais en mono-digestion effectuée sur l'ensemble des substrats, avec ajout de boue anaérobie comme inoculum. Le taux de charge organique totale de la co-digestion entre la bagasse et le chou est fixé à 4 $g_{MV}.l^{-1}$, selon un ratio 1/1 entre les co-substrats. Dans les autres cas, le taux de charge organique de la bagasse est de 4 $g_{MV}.l^{-1}$, tandis que celui du co-substrat (lisier de porcins, bouse de bovins ou fiente de poulets) est de 8 $g_{MV}.l^{-1}$. Ceci permet d'avoir un ratio I_{MV}/S_{MV} de l'ordre de 2, en comptant seulement les taux de charge organique des substrats végétaux (bagasse et chou) considérés comme relativement pauvres en populations méthanogènes

intrinsèques. Environ 185 ml de boue de STEP à 1,3%_{MV}, prélevée à la commune de Chambéry (France), sont mélangés avec 5 ml de solution contenant des sels phosphates et de l'eau distillée jusqu'à un volume utile de 300 ml. Les 15 flacons 500 ml sont placés sous agitation à 45 rpm, en condition mésophile à 35°C, pendant une durée maximale d'incubation de 61 jours.

VI.2.4.5.2. Synthèse des résultats

VI.2.4.5.2.1. Présentation des résultats de la bagasse comme témoin positif

Dans le cadre de cette nouvelle série d'essais PBM la bagasse est évaluée en mono-digestion comme indicateur ou témoin positif pour rendre compte du niveau d'activité méthanogène de l'inoculum. La figure 26 représente les courbes des moyennes de productions de biogaz (a) et de CH₄ (b) pour les triplicatas de bagasse sur 55 jours de cuvaision.

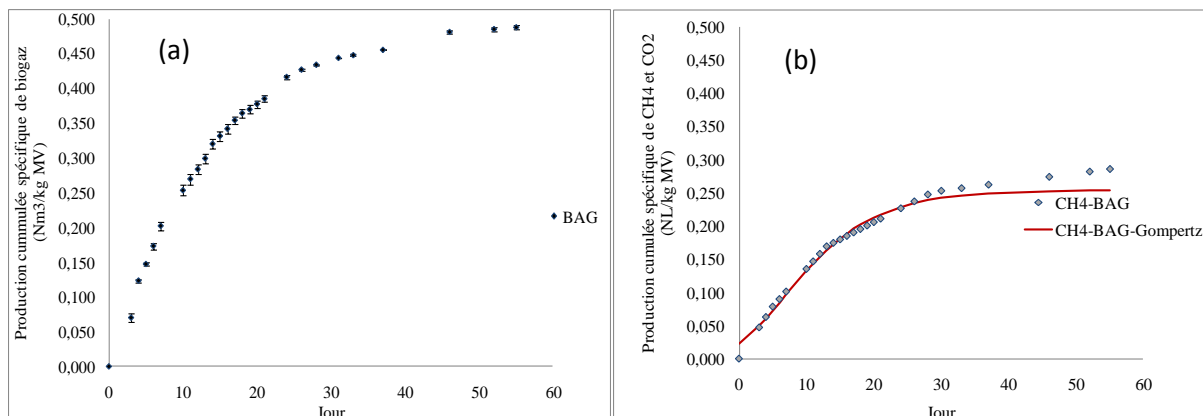


Figure 26: Moyennes des productions spécifiques de biogaz (a) et de CH₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG).

VI.2.4.5.2.2. *Présentation des résultats de co-digestion à 2 composantes de la bagasse avec le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets*

Les productions spécifiques de biogaz (a) et méthane (b) pour les cas de co-digestion à 2 composantes entre la bagasse et le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets, sont présentées de façon respective dans les figures 27, 28, 29 et 30.

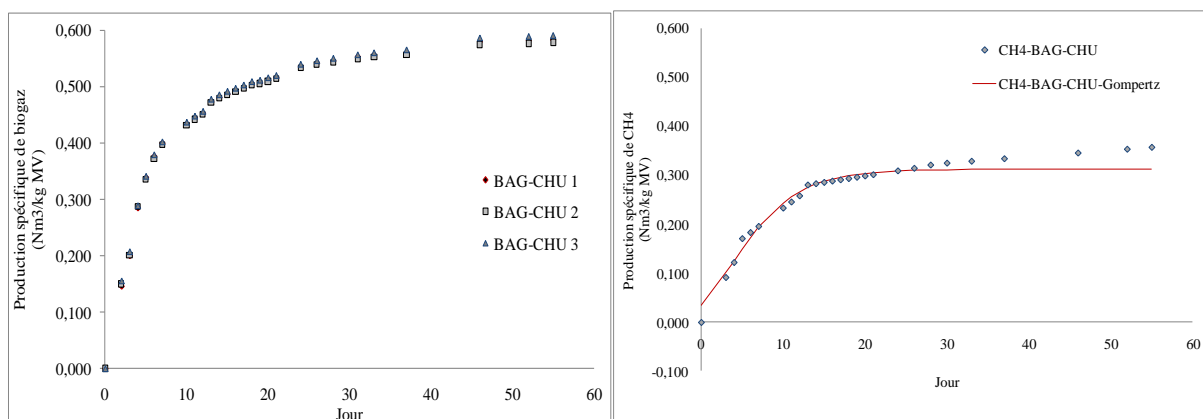


Figure 27: Production spécifique de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec le chou (CHU).

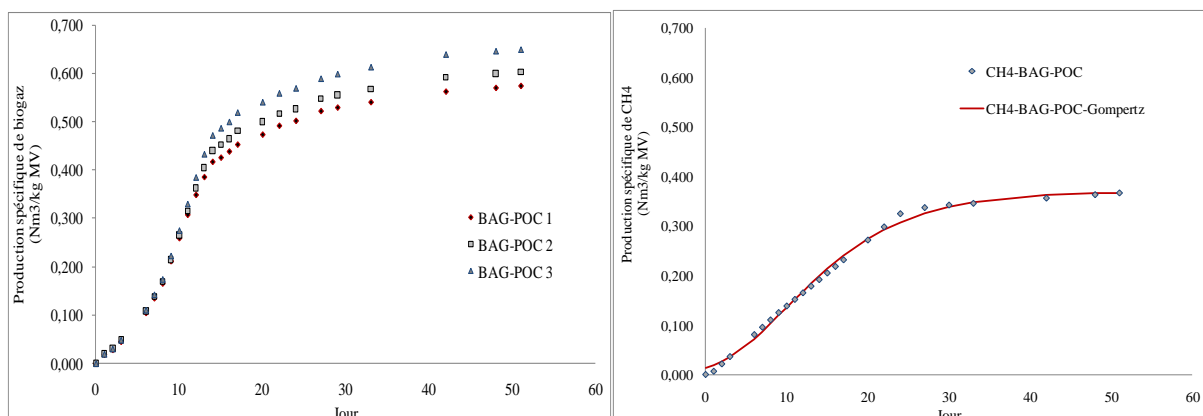


Figure 28 : Productions de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec le lisier de porcs (POC).

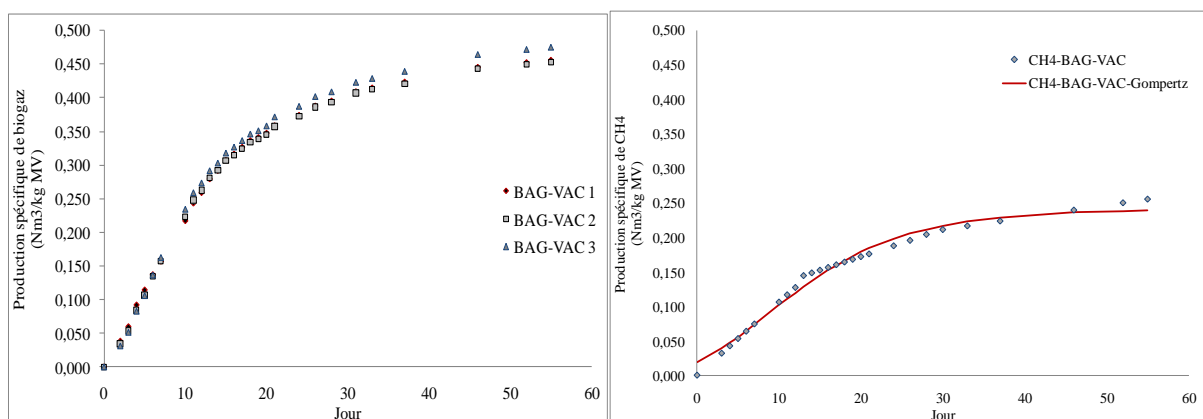


Figure 29: Productions spécifiques de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec la bouse de bovins (VAC).

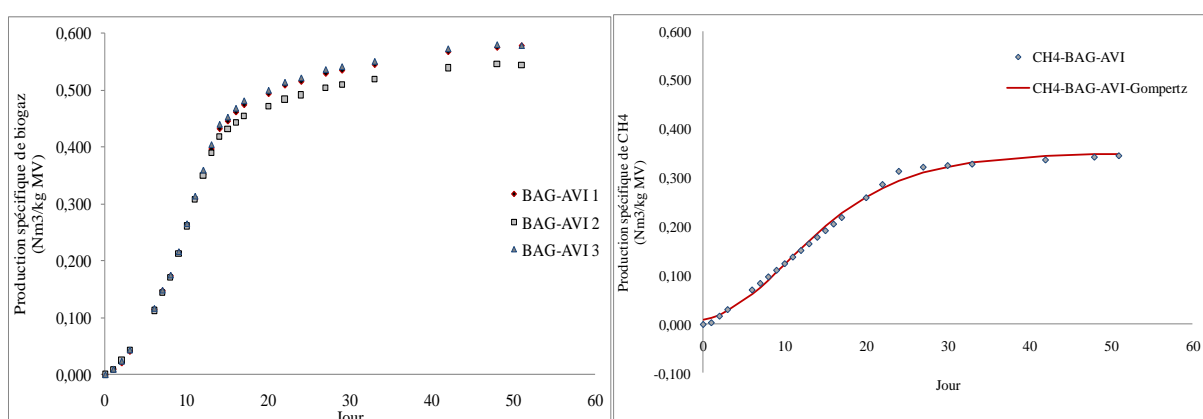


Figure 30 : Productions de biogaz (a) et moyenne des productions spécifiques de CH₄ avec sa représentation cinétique (b) pour les triplicatas de bagasse (BAG) en co-digestion avec la fiente de poulets (AVI).

Les charges organiques, les temps d'incubation et les taux de conversion obtenus à partir des résultats des essais en mono-digestion sur bagasse et des différents cas de co-digestion rapportés respectivement aux potentiels biométhanogènes théoriques, ainsi que les principaux paramètres cinétiques de productions de CH₄ callés par le modèles de Gompertz, sont résumés dans le tableau 20.

Tableau 20 : Principaux paramètres cinétiques des activités biométhanogènes de la co-digestion à 2 composantes de la bagasse (BAG), en présence du chou (CHU), du lisier de porcs (POC), de la bouse de bovins (VAC), de la fiente de poulets (AVI) et des représentations de leurs productions spécifiques de CH₄.

	Charge organique (g _{MV} .l ⁻¹)	Temps de cuvaion (j)	V _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV})	Taux de conversion (%)	de R _{max} (Nm ³ .kg ⁻¹ _{MV} .j ⁻¹)	λ (j)
CEL	5	55	0,351	88,2	0,042	2
BAG	6	55	0,254	65,8	0,012	0
BAG-CHU	6	61	0,310	72,7	0,027	0
BAG-POC	12	56	0,389	80,4	0,016	2
BAG-VAC	12	61	0,208	47,5	0,011	0
BAG-AVI	12	56	0,276	66,8	0,016	2

VI.2.4.5.3. Discussion des résultats

VI.2.4.5.3.1. Bagasse en mono-digestion comme témoin positif

La moyenne des productions cumulées spécifiques de biogaz pour les triplicatas de bagasse atteint environ 0,444 Nm³.kg⁻¹_{MV}. La production de CH₄ est de l'ordre de 0,285 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV}, pour une concentration maximale de 57%. Le taux de conversion est de l'ordre de 66% en 55 jours de cuvaion. Ces résultats sont cinétiquement comparables aux résultats précédents des essais en mono-digestion (paragraphe VI.2.4.4.), en termes de vitesse réactionnelle, de temps latence à la production de CH₄ et de potentiel biométhanogène estimés par le modèle de Gompertz. L'écart-type relativement réduit entre les triplicatas de production spécifique de biogaz met également en évidence une stabilité satisfaisante de l'essai notamment liée à une bonne activité de l'inoculum.

VI.2.4.5.3.2. Co-digestion de la bagasse et le chou

La moyenne de production cumulée spécifique de CH₄ la co-digestion entre la bagasse et le chou atteint 0,557 Nm³_{CH4}.kg⁻¹_{MV} pour une moyenne de production spécifique de biogaz de l'ordre de 0,584 Nm³.kg⁻¹_{MV}, en 55 jours de cuvaion. Les écart-types presque nuls entre les triplicatas de productions cumulées spécifiques de biogaz (0,006 Nm³.kg⁻¹_{MV}) mettent en évidence une combinaison relativement stable entre les co-substrats. La cinétique de production biométhanogène de la co-digestion est sans doute influencée par les caractéristiques spécifiques du chou. Plus de 70% de la production de CH₄ est enregistrée en 10 jours.

Par ailleurs, la figure 31 illustre les effets d'additivité liés à la co-digestion entre la bagasse et le chou. L'additivité est mise en évidence à partir de l'écart quasi nul entre la courbe représentative de la co-

digestion et celle représentative de l'effet d'additivité, d'après l'équation de 2nd ordre de Cornell (1981) traduite comme suit (équation 30):

$$f_{(BAG,CHU)} = x_{BAG} \cdot \beta_{BAG} + x_{CHU} \cdot \beta_{CHU} + x_{BAG} \cdot x_{CHU} \cdot \beta_{BAG-CHU} = 0,358 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV} \quad (30)$$

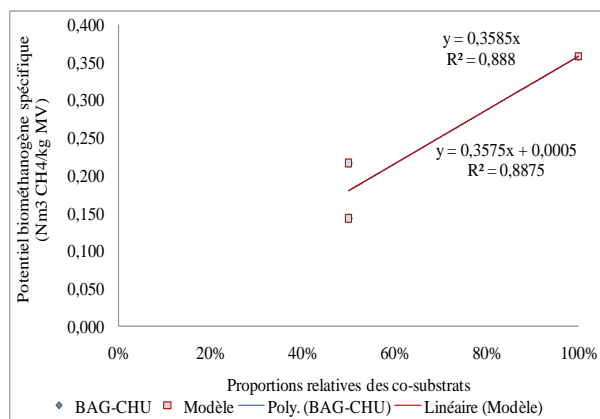


Figure 31: Représentation des effets d'additivité liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et le chou (CHU).

La production méthanogène spécifique de la co-digestion ($f_{(BAG,CHU)}$) est une fonction des proportions de bagasse ($x_{BAG}=0,5$) et de chou ($x_{CHU}=0,5$), ainsi que des productions spécifiques de ces co-substrats en mono-digestion ($\beta_{BAG}=0,285 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$; $\beta_{CHU}=0,432 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$, respectivement). Le coefficient de co-digestion $\beta_{BAG-CHU}$, estimé à un déficit de $0,002 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$, étant négligeable, les effets de la co-digestion entre la bagasse et le chou peuvent être considérés comme additifs. Ce qui tend à dire que le chou permet de compenser certains déficits des caractéristiques physico-chimiques du chou pour la digestion anaérobie, dans ces conditions expérimentales. En effet, l'ajustement du ratio C/N est généralement considéré comme l'un des principaux critères déterminant la co-digestion entre substrats riches et pauvres en azote (Gotass, 1956; Fry et Merrill, 1973; Singh, 1974; Barnett, 1978; Ward *et al.*, 2008). Dans le cas de la co-digestion de la bagasse et le chou, le C/N est de 64, tandis que l'apport d'azote par l'inoculum de boue de STEP doit permettre d'approcher encore davantage l'optimum compris généralement entre 20 et 40 (Malik *et al.*, 1987; Bardiya et Gaur, 1997; Yadvika *et al.*, 2004; Pesta, 2007). Par ailleurs, le temps de séjour est équivalent à celui du co-substrat ayant la cinétique de conversion la plus lente, en l'occurrence la bagasse. Toutefois, ces résultats ne permettent pas de déterminer les proportions relatives respectives de la bagasse et le chou, à partir desquelles les effets d'additivité de leur co-digestion sont évidents.

VI.2.4.5.3.3. Co-digestion de la bagasse et le lisier de porcins

La moyenne des productions de biogaz obtenue lors de la co-digestion entre la bagasse et le lisier de porcins atteint environ $0,608 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$ en 51 jours. La production de CH_4 est de $0,366 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$ pour une concentration maximale de 60,9%. Ce potentiel méthanogène est intercalé entre ceux de la bagasse ($0,285 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$) et du lisier de porcins ($0,397 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$).

D'après l'équation de Cornell (1981) :

$$f_{(BAG,POC)} = x_{BAG} \cdot \theta_{BAG} + x_{POC} \cdot \theta_{POC} + x_{BAG} \cdot x_{POC} \cdot \theta_{BAG-POC} = 0,366 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV} \quad (31)$$

x_{BAG} et x_{POC} représentent respectivement les proportions relatives de la bagasse et du lisier de porcs, soit environ 33,3% et 66,7%. θ_{BAG} et θ_{POC} correspondent à leurs productions spécifiques de CH_4 en mono-digestion (respectivement $\theta_{BAG} = 0,285 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$; $\theta_{POC} = 0,397 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$). Un gain sensible de production méthanogène, traduit par un coefficient positif ($\theta_{BAG-POC}$), est estimé à $0,029 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$, soit plus du 1/10 de la production de CH_4 pour la bagasse en monodigestion, a été estimé à partir du modèle. Il met en évidence un effet de synergie lié à la co-digestion entre la bagasse et le lisier de porcs (figure 32). En effet, ces résultats peuvent s'expliquer par un taux de charge organique 2 fois plus important dans le cas du lisier de porcs par rapport à la bagasse, impliquant notamment un relatif rétablissement de la balance nutritionnelle ($C/N = 47$) et une réduction de la teneur en fibres ligno-cellulosique (24%_{MV}).

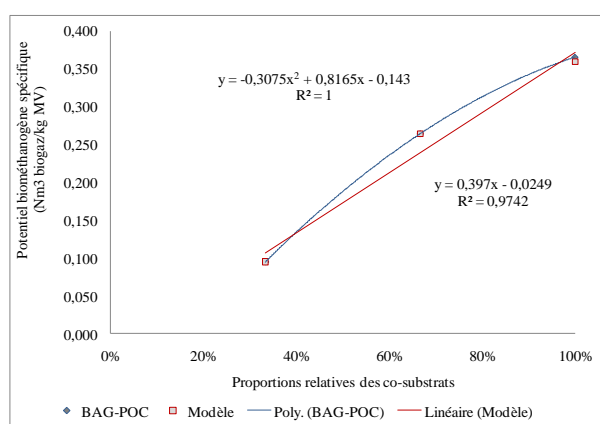


Figure 32: Représentation des effets de synergie de la co-digestion entre la bagasse (BAG) et le lisier de porcs (POC).

VI.2.4.5.3.4. Co-digestion de la bagasse et la bouse de bovins

La moyenne des productions cumulées spécifiques de biogaz pour les triplicatas des co-substrats de bagasse et bouse de bovins est évaluée $0,461 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$. La concentration maximale de CH_4 atteint 55% pour une production moyenne de $0,256 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$. La dispersion relativement faible ($0,012 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$) entre les triplicatas de productions spécifiques de biogaz, est indicatrice d'une stabilité satisfaisante du processus de co-digestion. En outre, le temps de latence (λ) à la production de CH_4 ramené à 0 jour, contre 1 jour dans les 2 cas de mono-digestion respectifs de la bagasse et de la bouse de bovins confirme une combinaison assez positive entre ces co-substrats.

Effectivement, la figure 33 fait une illustration des effets de synergie liés à la co-digestion de la bagasse et la bouse de bovins. D'après le modèle de Cornell (1981), le coefficient de synergie de la co-digestion ($\theta_{BAG-VAC}$) est estimé à un accroissement du potentiel méthanogène de l'ordre de $0,077 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$ (équation 32) :

$$f_{(BAG,VAC)} = x_{BAG} \cdot \theta_{BAG} + x_{VAC} \cdot \theta_{VAC} + x_{BAG} \cdot x_{VAC} \cdot \theta_{BAG-VAC} = 0,256 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV} \quad (32)$$

avec x_{BAG} et x_{VAC} , représentant respectivement les proportions relatives de bagasse et de bouse de bovins, soit environ 33,3% et 66,7% ; θ_{BAG} et θ_{VAC} , leurs productions spécifiques de CH_4 en mono-digestion, soit de façon respective $0,285 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$ et $0,216 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$. Ces résultats sont d'autant plus satisfaisants que certaines caractéristiques bio-physico-chimiques déficitaires communes à la bagasse et la bouse de bovins, n'ont pas été compensées lors de la co-digestion (ratio C/N = 55,3 ; fraction ligno-cellulosique = 45,6%_{MV}).

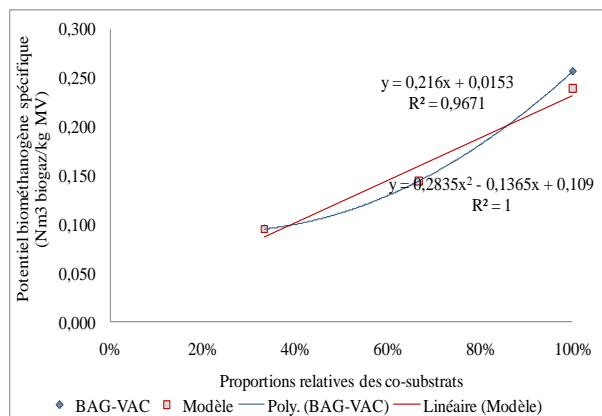


Figure 33: Représentation des effets de synergie liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et la bouse de bovins (VAC).

VI.2.4.5.3.5. Co-digestion de la bagasse et la fiente de poulets

La co-digestion de la bagasse et la fiente de poulets accuse une moyenne de productions cumulées spécifiques de biogaz de l'ordre de $0,566 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{MV \text{ totale}}$, en 51 jours d'incubation. La moyenne de production de CH_4 est de $0,346 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV \text{ totale}}$, avec une concentration maximale de 61,7%_{CH₄}. Les écart-types entre les triplicatas de productions spécifiques de biogaz (de l'ordre de $0,019 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}_{MV \text{ totale}}$) ne sont sans doute pas les plus faibles de la série expérimentale, mais ils ne remettent pas en question la relative stabilité de la co-digestion. En effet, la complémentarité des caractéristiques bio-physico-chimiques entre les co-substrats, en termes de balance nutritionnelle (C/N_{total} = 45,6) et de biodégradabilité liée au taux de fibres ligno-cellulosiques (32,4%_{MV}), contribue à renforcer le potentiel biométhanogène ultime et améliorer l'ensemble des paramètres cinétiques de la co-digestion mis en évidence par le modèle Gompertz.

En outre, l'équation (33) inspirée du modèle de Cornell (1981) permet d'estimer le coefficient de co-digestion de la bagasse et la fiente de poulets, correspondant à des effets de synergie et un regain de productivité de l'ordre de $0,188 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV}$, soit plus de 65% par rapport au potentiel biométhanogène de la bagasse en mono-digestion :

$$f_{(BAG,AVI)} = x_{BAG} \cdot \theta_{BAG} + x_{AVI} \cdot \theta_{AVI} + x_{BAG} \cdot x_{AVI} \cdot \theta_{BAG-AVI} = 0,346 \text{ Nm}^3_{CH_4} \cdot \text{kg}^{-1}_{MV} \quad (33)$$

x_{BAG} et x_{AVI} sont respectivement les proportions relatives de bagasse et de fiente de poulets (environ 33,3% et 66,7%). θ_{BAG} et θ_{AVI} sont leurs productions spécifiques en CH_4 en mono-digestion

(respectivement 0,285 et 0,314 Nm³_{CH₄}·kg⁻¹_{MV}). Ces effets sont représentés sur la figure 34. Par ailleurs, des résultats comparables sont rapportés par Callaghan (2002) et Alvarez (2008). Ces derniers ont noté une augmentation de la production de CH₄ pour des proportions relatives de résidus de fruits et légumes comprises entre 20% et 50%, dans des cas de co-digestion à 3 composantes, dont la bouse de bovins et la fiente de poulets. Toutefois, pour des proportions relativement importantes de fiente de poulets, des effets négatifs (d'antagonisme) sur l'activité méthanogène avaient également été observés par ces mêmes auteurs.

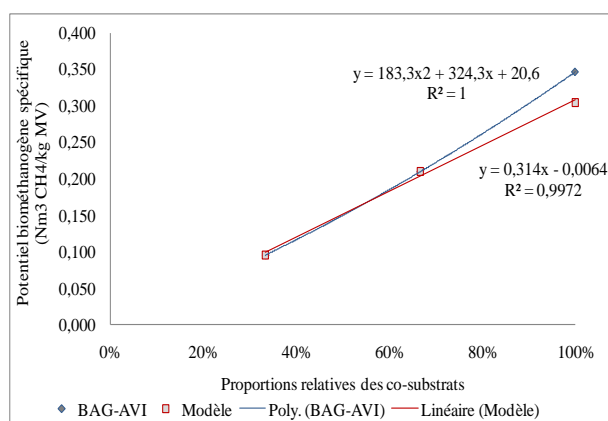


Figure 34: Représentation des effets de synergie liés à la co-digestion entre la bagasse (BAG) et la fiente de poulets (AVI).

VI.2.4.5.4. Synthèse conclusive

Ces résultats permettent d'évaluer et d'optimiser les potentiels méthanogènes de la bagasse de canne à sucre en co-digestion à 2 composantes avec le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets, dans des conditions expérimentales bien définies. A l'exception de la co-digestion entre la bagasse et le chou accusant des effets d'additivité par rapport aux résultats respectifs de mono-digestion entre ces 2 co-substrats, les autres cas de co-digestion à 2 composantes entre la bagasse et le lisier de porcins, la bouse de bovins ou la fiente de poulets ont tous mis en évidence des effets de synergie par rapport aux potentiels biométhanogènes respectifs des co-substrats en mono-digestion. Ces résultats sont principalement liés à l'amélioration des propriétés bio-physico-chimiques des 2 co-substrats combinés, notamment en termes d'augmentation des concentrations en nutriments ou de réduction des teneurs en lignine et en cellulose. En effet, la différence entre les co-substrats se traduit en termes d'une relative complémentarité au profit d'un renforcement des paramètres cinétiques de la co-digestion anaérobie. Par contre, les effets d'inoculation des substrats animaux dans la co-digestion avec la bagasse sont considérés comme négligeables, puisque des essais entre ces substrats en co-digestion à 2 composantes avec la bagasse ou le chou, mis en route sans inoculum de boue STEP, ont affiché des problèmes d'inhibition au démarrage avec des temps de latence allant généralement au-delà de 20 jours.

Ces premiers résultats mettent en évidence des possibilités effectives d'optimisation des potentiels biométhanogènes spécifiques des substrats disponibles en Haïti par des voies relativement simples. Toutefois, des essais supplémentaires peuvent apporter des éléments de précisions quant aux

proportions relatives des co-substrats considérées comme optimales pour la co-digestion et aux caractéristiques de ceux susceptibles d'être complémentaires. Par ailleurs, les conditions de mise en activité du lisier de porcins, de la bouse de bovins et de la fiente de poulets peuvent être évaluées, en vue de déterminer la pertinence d'un apport externe d'inoculum.

VI.3. Conclusion

L'exercice de caractérisation bio-physico-chimique de la bagasse de canne à sucre, du chou, du lisier de porcins, de la bouse de bovins et de la fiente de poulets comme ont révélé certains atouts et freins spécifiques à ces substrats, notamment au regard de la digestion anaérobie. Des analyses gravimétriques, élémentaires, biochimiques et de lixiviation des substrats ont permis d'approcher leurs caractéristiques bio-physico-chimique de ceux-ci, dont leurs potentiels biométhanogènes théoriques spécifiques, et d'identifier certains facteurs déterminants quant à l'optimisation des potentiels méthanogènes ultimes. En effet, la réduction des diamètres particulaire de la bagasse, substrat riche en fibres ligno-cellulosiques difficilement biodégradables en anaérobiose, a permis d'augmenter d'environ 30% la production de CH_4 de ce substrat, dans les conditions opératoires préalablement définies. Parallèlement, le jeu des paramètres entretenant les conditions opératoires a eu des effets plus ou moins positifs sur les résultats expérimentaux, suivant le cas considéré. Les variations de la température, à environ 5°C en moyenne en dessous de la température mésophile optimale, dans le cas des essais PBM réalisés Haïti, ont été source d'instabilité et de réduction des activités méthanogènes, à partir de la bagasse. L'augmentation des taux de charge organique des substrats a eu à peu près les mêmes effets dans la plupart des cas. Tandis que le passage d'un ratio I_{MV}/S_{MV} de 1 à 2, avec la boue de STEP de Chambéry (France) comme inoculum, a eu une influence autrement positive sur presque tous les paramètres cinétiques des essais PBM de tous les substrats considérés. Les cas de co-digestion à 2 composantes de la bagasse, en présence du lisier de porcins et de la fiente de poulets ont donné des résultats satisfaisants, mis en évidence par des effets respectifs d'additivité et de synergie. Les essais réalisés en batch consécutifs ont conduit systématiquement et particulièrement au niveau du 2^{ème} ajout de substrat, à un regain de stabilité de l'activité biométhanogène, sans toutefois augmenter très fortement l'expression du potentiel biométhanogène des substrats. Ces observations sont principalement liées à une adaptation relativement lente des communautés microbiennes aux substrats et aux conditions expérimentales. Elles confirment également une limitation de l'accessibilité à la fraction de matière organique des substrats constituée par le complexe ligno-cellulosique.

Par-delà les analyses des paramètres bio-physico-chimiques et cinétiques relatifs aux potentiels biométhanogènes ultimes des substrats représentatifs des principales catégories de déchets agricoles, ces premiers résultats mettent en exergue des possibilités simples et abordables d'évaluation et d'optimisation des potentiels biométhanogènes spécifiques, en situation de contraintes et en comptant avec les avantages et contraintes liés aux caractéristiques des substrats et aux conditions opératoires. Les retours de ces expériences seront mis à contribution, dans des travaux de plus grande envergure et en particulier dans le cadre des expérimentations pilotes à échelle réelle en Haïti.

TROISIÈME PARTIE - APPROCHE EXPÉRIMENTALE PILOTE

« *The great aim of education is not knowledge but action* ».

(Essays on Education and Kindred Subjects Everyman's Library _ H. Spencer)

CHAPITRE VII. MISE EN ŒUVRE D'UNE UNITÉ DE DIGESTION ANAÉROBIE

VII.1. Contexte

L'étude de la mise en route et du suivi d'un digesteur anaérobie pilote de taille familiale en Haïti, s'inscrit dans une dynamique de recherche-action multi-partenaire, impliquant, entre autres, le LAQUE de l'uniQ (Haïti), le LGCIE de l'INSA de Lyon (France), la Rhumerie Barbancourt S.A (Haïti) et le CST de l'IISc. de Bangalore (Inde). Les conditions d'un transfert de technologie Sud-Sud entre le LAQUE et le CST, avec l'appui scientifique du LGCIE suivant une approche Nord-Sud, ont été évaluées. Un partenariat université-entreprise privée haïtiennes au service du développement, a également été initié entre l'uniQ et Barbancourt.

Le LAQUE, avec son axe « *gestion et procédés de traitement des pollutions et rejets* », s'engage à apporter des réponses durables aux problèmes socio-environnementaux, liés aux pollutions dans les PED, à travers l'appropriation, l'application et l'adaptation de technologies rendues accessibles aux communautés marginalisées. Le LGCIE développe avec le LAQUE des actions d'échanges et de coopérations scientifiques depuis bientôt 10 ans. Le CST a une longue expérience dans la conception d'un grand nombre de technologies alternatives et durables au service du développement rural et de la protection de l'environnement dans les PED, dont le procédé de digestion anaérobie dit « 3 zones plug flow ». Un mémorandum d'accord, définissant les conditions d'utilisation, de développement et de diffusion de cette technologie en Haïti, a été signé entre les 3 entités universitaires. La Rhumerie Barbancourt, fondée en 1862, transformant chaque année environ 20 000 tonnes de cannes à sucres en un rhum agricole à la saveur unique, est intéressée par la recherche de voies innovantes de valorisation matière et énergétique de la bagasse de canne à sucre et d'autres résidus agricoles, pour elle et au bénéfice de la collectivité. Elle a accompagné cette étude en accueillant le digesteur sur son domaine et en contribuant financièrement à la réalisation de l'expérience.

VII.2. Objectifs de l'étude

VII.2.1. Objectifs scientifiques

Etudier et évaluer les conditions environnementales, matérielles et socio-culturelles d'applicabilité et d'adaptabilité du procédé de méthanisation « 3 zones plug flow », ainsi que les facteurs d'incitation et les freins à son développement.

VII.2.2. Objectifs opérationnels

- Produire du biogaz pour des besoins de chaleur, d'éclairage et d'électricité ;
- Promouvoir une source d'énergie alternative, renouvelable, propre et adaptée à des situations de contraintes, à partir de la bagasse et autres déchets fermentescibles ;
- Proposer des solutions innovantes et optimisées quant à la mise en route du digesteur anaérobie, la production et l'utilisation du biogaz.

- Evaluation du bilan économique et réflexion sur la minimisation des coûts

VII.3. Choix du procédé « 3-zone plug flow » et raisons justificatives

VII.3.1. Aspects généraux

Le procédé de digestion anaérobie à piston (« plug flow ») a été initié par l'Université Cornell (USA), à la fin des années 1970, comme une alternative économique et facile de mise en opération, comparativement au système « infiniment mélangé » (CH2MHILL, 2003). Ce procédé est l'un des plus simples et des moins onéreux (Dennis et Burke, 2001). Le « digesteur piston » est généralement dépourvu de dispositifs d'agitation, de suivi en continu ou de chauffage interne notamment quand ils sont installés sous les climats tropicaux (Lansing *et al.*, 2008). Techniquement, ce système se résume à une cuve horizontale, à travers laquelle le substrat circule d'une extrémité (entrée) à l'autre (sortie). La cuve est généralement constituée de béton ou de maçonnerie (rigide), sinon en matières plastiques telles que le polyéthylène ou le polypropylène (CH2MHILL, 2003). Les contacts et frottements des particules de substrats entre elles et avec les parois des digesteurs, ainsi que les effets liés à la production du biogaz impriment une certaine agitation du contenu des digesteurs de taille réduite (Lansing *et al.*, 2008). En outre, les particules solides bénéficient généralement d'un temps de rétention plus long que la phase liquide et un taux de dégradation plus important des solides par ce procédé comparé aux digesteurs infiniment mélangés (Hobson, 1990; Lansing *et al.*, 2008; Lansing *et al.*, 2008).

Cependant, l'utilisation des « digesteurs piston » est limitée aux déchets comportant peu d'« impuretés » (argile, sable, gravillon, etc.) et d'autres substances ayant tendance à sédimenter et former des strates à l'intérieur du digesteur et demandant, par conséquent, un effort d'entretien supplémentaire (CH2MHILL, 2003). Ainsi, les déchets du type bouse de bovins sont les plus adaptés à ce procédé, tandis que la fiente de volailles, les déchets assimilés ou la co-digestion de ces déchets induisent des problèmes de dysfonctionnement, notamment en raison de concentrations généralement élevées de particules fines, se précipitant et s'écartant du milieu de digestion en suspension (Lusk, 1998). Ces digesteurs sont également sujets à la formation de croûtes, résultant de la flottaison de matières solides peu denses, s'étant séchées, susceptible de constituer une barrière à la circulation du gaz en particulier (CH2MHILL, 2003).

VII.3.2. Processus itératifs et antécédents

Les retours d'expérience relatifs aux projets de développement de la technologie de méthanisation ont permis d'identifier certaines limitations opérationnelles principalement liées à la conception et aux techniques de fonctionnement des digesteurs anaérobies semi-continus les plus généralement rencontrés dans les PED (Jagadish *et al.*, 1998) :

- Procédés de prétraitement des substrats longs et coûteux ;
- Difficultés d'injection des déchets non traités dans les digesteurs ;
- Flottaison et formation de mousse conduisant à un déficit de biodégradation des déchets ;

- Difficultés d'extractions du digestât ;
- Problèmes d'inhibition de l'activité méthanogène liée à l'accumulation d'AGV, entraînant le dysfonctionnement du digesteur.

En outre, la plupart des programmes pionniers de diffusion des digesteurs anaérobies conventionnels fonctionnant à partir de déjections animales dans les PED n'ont pas été concluants, notamment en raison du fait que les gisements de ces ressources étaient généralement limités. L'utilisation de résidus végétaux dans la méthanisation a été retenue dans le but de compenser un déficit par rapport à la demande d'énergie (Chanakya *et al.*, 2005). Dans cette perspective, les déchets végétaux sont préparés par hachage fin ou broyage, par un traitement alcalin ou par pré-compostage (Sharma *et al.*, 1989; Mhapuskar, 1997). Cependant, ce prétraitement des substrats n'est pas toujours adapté aux conditions de précarités des communautés rurales des PED. D'autres expériences ont proposé que des déchets végétaux, dont des plantes herbacées comme le *Parthenium sp.* (Gunaseelan, 1987), la jacinthe d'eau (Srivastava *et al.*, 1984), de même que des résidus agricoles comme les pulpes de café (Boopathy et Mariappan, 1984), soient co-traités en mélanges, dans de faibles proportions (10-20%), aux déchets animaux. Parallèlement, les recherches sur l'adaptation de digesteurs anaérobies à faibles coûts pour les PED ont évolué dans le temps, à travers différents procédés et techniques optionnels, dont : (i) le choix de digesteurs batch et semi-batch comme plus adaptés à la co-digestion de déchets animaux et végétaux (Balasubramanya *et al.*, 1988) ; (ii) la digestion anaérobie par voie sèche, avec un ajout important d'inoculum actif, utilisée pour réduire le volume du digesteur et minimiser la flottaison des substrats (Molnar et Bartha, 1988; Chanakya *et al.*, 1995) ; (iii) l'immersion forcée des substrats dans le liquide du digesteur pour réduire également la tendance à la flottaison et l'inhibition par les AGV (Jagadish *et al.*, 1998) ; (iv) le procédé piston retenu pour renforcer le mouvement horizontal par rapport à la tendance des substrats à migrer radialement, à partir de l'entrée (Chanakya et Jagadish, 1997).

Le modèle de digesteur piston à 3 zones, traduction française de « 3-zone plug flow », tend à intégrer la plupart de ces innovations en un procédé opérationnellement simple, technologiquement et socio-économiquement accessible aux contextes des PED. Les principales caractéristiques de ce digesteur sont décrites dans les paragraphes suivants.

VII.3.3. Caractéristiques spécifiques et critères technologiques justificatifs

Le procédé alternatif « 3-zone plug flow » est le résultat d'une démarche expérimentale itérative, dont les retours d'expérience permettent l'utilisation de substrats divers avec un minimum de prétraitement, ainsi que l'acceptation de certaines propriétés fondamentales de la digestion des substrats, dont la flottaison et la production d'AGV au cours des premières étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse (Jagadish *et al.*, 1998). Comme indiqué à travers son nom, ce digesteur est caractérisé par 3 grandes zones distinctes, représentées sur la figure 35, au niveau desquelles l'ensemble du processus de méthanisation est pratiquement réalisé, d'après Chanakya et Moletta (2004) :

1. Les co-substrats sont apportés, à travers le conduit d'entrée, au fond du liquide du digesteur, de façon à maintenir ces substrats submergés pendant quelques jours au cours desquels les

flux d'AGV sont diffusés dans liquide du digesteur, constituant une étape de pré-fermentation et représentant la zone 1 ;

2. Les AGV sont convertis en biogaz dans le liquide du digesteur, loin des substrats à digérer constituant une phase solide (zone 2) ;
3. Les substrats partiellement digérés, colonisés par les méthanogènes sont fermentés au niveau d'une phase flottante au-dessus du liquide du digesteur, correspondant à la zone 3.

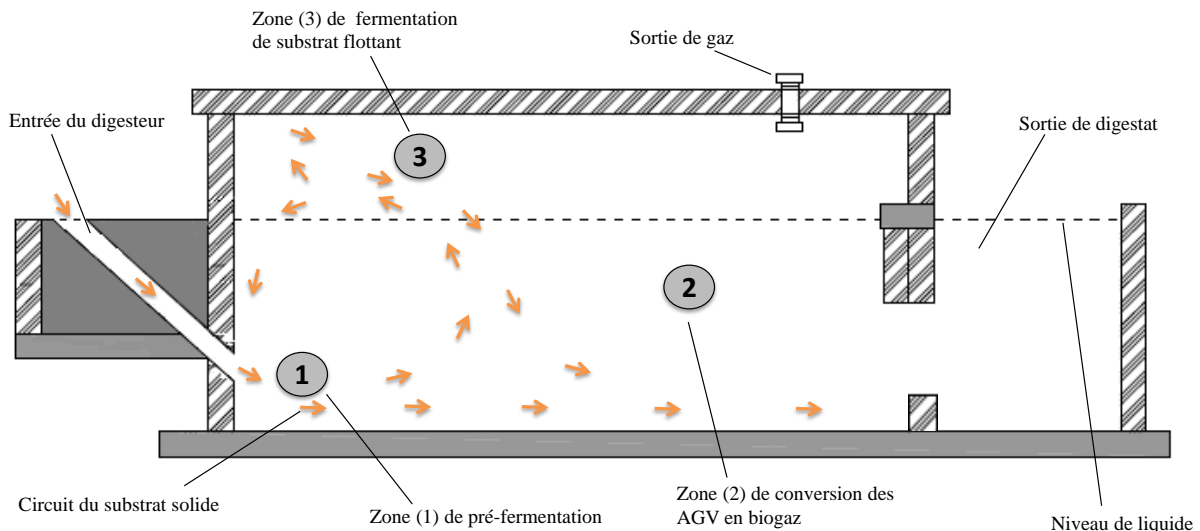


Figure 35: Représentation schématique du principe de fonctionnement d'un digesteur anaérobie "3-zone plug flow".

L'immersion forcée pendant cette courte période imposée aux substrats par le concept « 3-zone plug flow » permet une dispersion des flux d'AGV et une réduction de ces flux jusqu'à des concentrations adaptées à la colonisation des micro-organismes méthanogènes (Chanakya et Moletta, 2004). Par conséquent, tandis que la vitesse des réactions acidogènes diminue au niveau de la masse de substrats qui commence à flotter, ceux-ci sont convertis en biogaz à des vitesses méthanogènes élevées (Chanakya et Moletta, 2004). La zone de flottaison des substrats contribue alors activement à la production de biogaz et au maintien de l'équilibre acidogène-méthanogène, permettant à différents types de substrats d'atteindre un certain seuil de décomposition au niveau des « 3 zones » du modèle et au cours des 3 grandes étapes de décomposition (Chanakya et Moletta, 2004). Ces conditions favorisent un fonctionnement relativement robuste et stable de ce type de digesteur, avec une bonne capacité d'adaptation à divers types de substrats injectés (Jagadish *et al.*, 1998; Chanakya et Moletta, 2004). En effet, les résultats des opérations à long terme du modèle ont mis en évidence un rendement technologique de plus de $0,5 \text{ m}^3_{\text{biogaz}} \times \text{m}^3_{\text{digersteur}}^{-1} \times \text{jour}^{-1}$ et une production spécifique variant de $180 \text{ à } 360 \text{ l}_{\text{biogaz}} \times \text{kg}_{\text{MS}}^{-1}$ pendant un temps de séjour de la matière solide de 35 jours (Jagadish *et al.*, 1998).

VII.3.4. Modifications et innovations structurales et fonctionnelles

VII.3.4.1. Plan rectangulaire et disposition horizontale

Les retours d'expérience ont clairement indiqué que la majorité des substrats ont tendance à flotter à toutes les étapes de la digestion anaérobie et que, par conséquent, les digesteurs utilisant ces substrats doivent s'adapter au mouvement horizontal de ceux-ci (Chanakya *et al.*, 2009). D'après Jagadish *et al.* (1998), ce mouvement imprimé par un ajout journalier de substrats est considéré comme analogue au déplacement des fluides dans le digesteur piston. Ainsi, la disposition horizontale des digesteurs piston selon un plan rectangulaire paraît idéale. En outre, la flottaison horizontale des substrats solides est facilitée par un ratio longueur/largeur de 2 à 2,5 au niveau de la configuration du modèle « 3-zone plug flow » (Jagadish *et al.*, 1998).

VII.3.4.2. Gestion de l'équilibre inter-étape à partir de l'« entrée »

Au niveau de l'entrée du digesteur, au moins 3 principaux mécanismes innovants ont été mis à profit dans le concept « 3-zone plug flow » :

1. Les expériences de Chanakya (1985) sur la jacinthe d'eau ont démontré qu'une étape de pré-fermentation pouvait renforcer la densité et le taux de dégradation des substrats, tout en réduisant leur tendance à la flottaison. En outre, les substrats herbacés riches en pectines, produisent une quantité importante d'AGV intermédiaires pouvant s'accumuler et inhiber la méthanogenèse, contrairement aux substrats ligno-cellulosiques (Chanakya *et al.*, 2009). En conséquence, le concept « 3-zone plug flow » permet la réalisation d'une étape de prétraitement au niveau de l'entrée du digesteur.
2. De plus, l'entrée du digesteur a été conçue de façon à maintenir les substrats entrants immergés sous le liquide du digesteur pendant une courte période, jusqu'à ce que le flux d'AGV se disperse et soit réduit à des concentrations permettant des niveaux adéquats de colonisation du milieu par les méthanogènes (Chanakya et Moletta, 2004). L'immersion forcée, à partir de conduits inclinés amenant les substrats frais sous la masse de ceux apportés aux jours précédents, favorise une acidogenèse rapide pendant une période de 4 à 5 jours, durant laquelle environ 20 à 50% de la matière organique apportée est convertie en acides organiques se dispersant dans le liquide du digesteur (Chanakya *et al.*, 2009). Les expériences de méthanisation ont démontré que l'accumulation d'AGV était très élevée (concentration inhibitrice pour les méthanogènes) pour des périodes de moins de 5 jours, tandis que celle-ci était négligeable au-delà cette période, d'après Chanakya et Moletta (2004). Dans ces conditions, en effet, une dispersion rapide permet de maintenir la concentration des AGV en dessous d'un seuil critique de $6 \text{ g}_{\text{AGV}} \cdot \text{l}^{-1}$ (Chanakya *et al.*, 1994). Après cette période de 4-5 jours, les substrats immergés commencent à flotter et à migrer vers la sortie, par effet « piston » sous l'impulsion des apports journaliers de substrats. La masse flottante, alors dépourvue d'AGV excédentaires, continue de produire du biogaz jusqu'à ce qu'elle soit enlevée du digesteur, tandis que les AGV diffus sont également convertis en biogaz (Chanakya *et al.*, 2009). Cette approche combinée permet d'intégrer à la

fois les avantages d'un digesteur à multi-étape : (i) l'étape d'hydrolyse-acidogénèse impliquant un surplus d'AGV susceptibles d'inhiber l'action des méthanogènes ; (ii) l'étape acétogénèse-méthanogénèse s'accompagnant généralement d'un déficit de production d'AGV. Ces étapes sont mises en œuvre à l'intérieur du digesteur, sans aucune nécessité de sophistication technique liée au déplacement des substrats entre les étapes, impliquant une source d'énergie externe.

3. Les digesteurs conventionnels alimentés à partir de déjections animales, sont généralement pourvus d'une entrée unique dont le diamètre ne représente même pas 20% de la largeur du digesteur. Il se crée ainsi des zones de stagnation au niveau des coins à l'entrée du digesteur, non exploitées par les substrats (Jagadish *et al.*, 1998). En conséquence, l'innovation du concept « 3-zone plug flow » consiste à favoriser une exploitation de l'intégralité de la largeur du digesteur, à partir de plusieurs conduits d'environ 0,15 m de diamètre symétriquement disposés au niveau de l'entrée du digesteur (Jagadish *et al.*, 1998).

VII.3.4.3. *Gazomètre à couverture flottante et pression constante du biogaz*

Les digesteurs conventionnels sont souvent munis d'une couverture fixée à la structure principale, fonctionnant ainsi avec une pression variable, au gré de production du biogaz et en fonction de la hauteur d'eau mobilisable par celui-ci (Jagadish *et al.*, 1998). Le modèle « 3-zone plug flow » fonctionne préférentiellement à pression constante du biogaz, à l'aide d'un réservoir constitué d'une cuve flottante dans un joint d'eau, jouant le rôle d'un gazomètre connecté au digesteur (Jagadish *et al.*, 1998). La pression du gaz à l'utilisation est alors une fonction de la pression liée du poids du gazomètre et de la pression relative à la hauteur d'eau mobilisable au niveau de la sortie du digesteur. Le gazomètre externe a une incidence sur l'augmentation des coûts d'installation. Cependant, le recours à l'usage d'un gazomètre est nécessaire pour favoriser un confort supplémentaire et une facilité de gestion au niveau des appareils utilisant le biogaz. Ce qui n'est pas sans importance au regard de l'acceptabilité de la technologie de méthanisation.

VII.4. Etudes et travaux de construction

Le digesteur pilote « 3-zone plug flow » a été érigé sur le site de la rhumerie Barbancourt, situé dans la Plaine du Cul-de-Sac, à environ 10 km au Nord du centre historique de Port-au-Prince (Haïti). La Plaine du Cul-de-Sac est traversée par 3 niveaux de nappes aquifères souterraines connues, dont les nappes phréatiques se situant dans les formations récentes, superficielles et argilo-sableuses, à moins de 30 m de profondeur, avec des cas d'affleurement par endroit (Fifi, 2010).

De nombreux critères définissent le choix du site d'implantation d'un digesteur, dont une distance minimale de 30 m des puits et en aval des écoulements d'eaux souterraines et de surface, de façon à réduire les risques de contamination de ces eaux en cas de fuites. En outre, le digesteur doit être suffisamment éloigné des arbres pour éviter que la croissance racinaire ne soit dommageable pour sa structure. Il doit également être à l'abri des mouvements vibratoires d'engins lourds et sécurisé contre l'intrusion des enfants et des animaux (Sasse *et al.*, 1991). En outre, le digesteur doit être suffisamment proche du site d'utilisation du biogaz pour réduire les risques et les coûts liés au transport de celui-ci.

Ces critères ont été pris en compte, dans le cadre de la mise en place du digesteur pilote, malgré certaines limitations au niveau de l'espace sur le site de la rhumerie Barbancourt. Toutefois, le digesteur a été implanté sur une nappe phréatique peu profonde (moins de 2 m), puisqu'il s'agissait d'une caractéristique générale et inévitable du site de Barbancourt au niveau la Plaine du Cul-de-Sac. Les implications techniques et financières liées à ce choix contraignants sont développées plus loin.

VII.4.1. Calendrier des activités et dates importantes

Le tableau 21 présente les principales dates marquantes de la mise en place du digesteur pilote. L'étape de la construction proprement dite est postérieure aux études et préparation à la mise en place du digesteur pilote. La phase d'études et préparation consistait essentiellement en des séances de réunions de travail entre l'équipe d'exécution proposée par la Rhumerie Barbancourt, l'équipe de supervision, incluant le doctorant, proposée par l'Université Quisqueya et les représentants de la Rhumerie Barbancourt qui a financé les travaux. Cette première étape a été couverte au cours du mois de novembre 2009. La construction du pilote a duré environ 5 semaines, avec un arrêt de 8 jours pendant les vacances de Noël et du nouvel an. Les tests d'étanchéité ont démarré environ 5 jours avant que le séisme du 12 janvier 2010 ne vienne saboter la structure l'installation. Des travaux de réparation ont été entrepris environ 15 jours plus tard. Ce fut le début d'un long processus de laborieux et patients travaux qui aura duré près de 7 mois. Enfin, les tests d'étanchéité au liquide et au gaz ont finalement été satisfaisants. Le démarrage et l'ensemencement du pilote ont été réalisés sur une période de 32 j précédant le suivi de la production biométhanogène effective.

Tableau 21: Calendrier des différentes activités.

Activités	Dates
Etudes et préparation	03/11/2009
Début des travaux de construction	01/12/2009
Début des tests d'étanchéité au liquide et au gaz	07/01/2010
Altération de la structure du digesteur soumis aux secousses sismiques	12/01/2010
Travaux de réparation	28/01/2010
Nouveaux tests d'étanchéité	10/03/2010
Reprise des travaux de réparation	27/03/2010
Visite d'évaluation générale du digesteur pilote	21/07/2010
Reprise des travaux de réparation et de finition	23/08/2010
Début des derniers tests d'étanchéité au liquide et au gaz	26/08/2010
Démarrage du pilote et ensemencement à 50% du volume utile	28/08/2010
Ensemencement à 100% du volume utile	06/09/2010
Début du suivi des activités biométhanogènes	29/09/2010

VII.4.2. Etudes, implantation et construction

Les études préalables à la mise en place d'un digesteur anaérobie ont consisté essentiellement à déterminer les principaux paramètres de dimensionnement de ce digesteur, lesquels sont fonction :

- des caractéristiques propres au modèle de digesteur retenu ;

- des paramètres du milieu physique d'implantation (température, insolation, pluviométrie, proximité d'un point d'eau, etc.) ;
- des objectifs de la mise en route du digesteur (niveau de dépollution et quantité de polluants ou niveau des besoins en énergie) ;
- de la nature et de la quantité des gisements de déchets/substrats disponibles ;
- des conditions socio-économiques environnantes.

En effet, les critères et les principaux paramètres de dimensionnement d'un type de digesteur sont généralement dictés par des estimations des besoins de dépollution ou de la demande énergétique, connaissant les performances liées à ce digesteur. Ce digesteur pilote a été conçu et mis en place pour la conversion de déchets organiques fermentescibles à des fins énergétiques. Les principaux paramètres de dimensionnement du système ont été déterminés pour répondre aux besoins de consommation d'énergie d'un ménage placé dans les conditions environnementales, matérielles et socio-économiques d'Haïti.

VII.4.3. Dimensionnement du digesteur

VII.4.3.1. Critères de dimensionnement

Le tableau 22 présente les paramètres déterminant le dimensionnement d'un digesteur pour une production de méthane équivalente à la demande énergétique journalière d'un ménage typique des PED. Cette demande est de moins de $3 \text{ m}^3_{\text{biogaz}} \cdot \text{jour}^{-1}$ pour une famille de 6 personnes, soit environ $1,5 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{famille}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ pour une teneur en CH_4 dans le biogaz de l'ordre de 50%. La production volumique de méthane du digesteur a été estimée à environ $0,25 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{jour}^{-1}$, selon un choix pessimiste par rapport au rendement technologique, de l'ordre de $0,3 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{jour}^{-1}$) du modèle « 3-zone plug flow », d'après Jagadish *et al.* (1998). Pour atteindre la demande énergétique journalière le volume utile du digesteur a ainsi été fixé à $7,7 \text{ m}^3$; ce volume correspondant à l'espace pouvant contenir le liquide au niveau de la chambre principale, l'entrée et la sortie du digesteur.

Tableau 22: Paramètres de production et de consommation d'énergie déterminant le volume du digesteur anaérobie.

<i>Paramètres</i>	<i>Mesures</i>	<i>Unités</i>
Demande domestique d'énergie par jour	1,5	$\text{m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{famille}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$
Production volumique du digesteur par jour	0,25	$\text{m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{phase liquide}} \cdot \text{jour}^{-1}$
Production de biogaz par jour	1,9	$\text{m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{jour}^{-1}$
Volume utile de phase liquide digesteur	7,7	m^3
Surplus	0,4	$\text{m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{jour}^{-1}$

VII.4.3.2. Paramètres de dimensionnement

Le tableau 23 présente les dimensions des différents compartiments du digesteur pilote (voir schéma des coupes transversale et longitudinale à l'annexe 3). Le volume interne total du digesteur,

additionnant les volumes internes de la chambre principale et du dôme, est de 8,5 m³. Le volume utile de la phase liquide est réparti entre les 3 principaux compartiments du digesteur. Les parois internes de la chambre principale du digesteur font un volume interne de 6,0 m³ environ, avec une profondeur de 1,5 m environ et un ratio L/l de l'ordre de 2,1/1, adapté au modèle « 3-zone plug flow » (Jagadish *et al.*, 1998). L'entrée du digesteur accuse environ 0,1 m³ de volume, tandis que la sortie a une capacité de plus 1,6 m³. Le dôme recouvrant la chambre supérieure du digesteur a un volume de 2,5 m³, faisant avec le gazomètre une réserve de biogaz de l'ordre 3,6 m³, suffisante pour la couverture de la demande énergétique journalière d'un ménage type des PED. Ces paramètres de dimensionnement définissent la base de l'implantation du digesteur.

Tableau 23: Dimensions et capacités volumiques disponibles pour les phases solides, liquides et/ou gazeuses au niveau des différents compartiments du digesteur.

<i>Digesteur</i>	<i>Longueur (m)</i>	<i>Largeur /rayon (m)</i>	<i>Hauteur (m)</i>	<i>Volume (m³)</i>
Chambre principale	2,94	1,40	1,45	5,97
Entrée	0,60	0,60	0,05	0,02
Tuyau		0,08	1,20	0,04
Sortie	0,80	1,40	1,45	1,62
Dôme	-	0,74	2,94	2,53
Gazomètre	-	0,55	1,18	1,12

VII.4.3.3. *Pression interne consécutive au dimensionnement*

Les dimensions spécifiques de certains compartiments du digesteur influent directement sur le fonctionnement de celui-ci. En effet, la pression différentielle du biogaz à l'intérieur du digesteur et à la sortie du gazomètre est imprimée par le poids exercé par ce gazomètre sur la surface qu'il intercepte dans le joint d'eau. Cette pression est de l'ordre de 8,5 mbar pour une masse de 82 kg environ du gazomètre, avec son support métallique. Cependant, la pression maximale de gaz supportable par le digesteur est de 31,4 mbar. Elle est déterminée par la hauteur de la poutre transversale en béton (environ 0,3 m) qui supporte le dôme. En effet, au-delà de la pression maximale, l'équilibre est rompu entre le gaz contenu dans le dôme et la colonne d'eau de la même hauteur que la poutre. Ainsi, la capacité maximale de stockage de biogaz du digesteur est-elle de l'ordre de 3,7 m³, dans les CNTP.

Le tableau 24 résume les paramètres spécifiques du gazomètre et de la poutre transversale en béton.

Tableau 24: Paramètres spécifiques du gazomètre et de la poutre impliquant les pressions fonctionnelle et maximale du digesteur.

	<i>Rayon/Hauteur (m)</i>	<i>Masse (kg)</i>	<i>Pression (mbar)</i>
Gazomètre	0,55	82,00	8,47
Poutre	0,31	-	31,40

VII.4.4. Traitement du sous-sol et construction des principaux compartiments

VII.4.4.1. Implantation et traitement du sous-sol

Les travaux d'implantation et de construction du digesteur anaérobie pilote ont démarré au 1^{er} décembre de l'année 2009. Le site retenu pour l'implantation répondait principalement aux critères de sécurité et de réduction de la proximité du pilote par rapport aux opérations industrielles des engins lourds de la Rhumerie Barbancourt.

Les opérations de fouilles, après implantation, ont mis en évidence les premiers soucis liés à la proximité de la nappe partout ailleurs au niveau du domaine de la « Rhumerie ». L'eau souterraine a resurgi à environ 1 m de profondeur de fouille. En conséquence, des travaux de traitements du sol devenaient une nécessité, rallongeant le délai de livraison de l'ouvrage et révisant à la hausse le budget prévisionnel. Toutefois, les coûts additionnels imputables à cette situation exceptionnelle ne sont pas comptabilisés dans l'étude de faisabilité du modèle.

Les travaux de traitement du sous-sol d'implantation ont consisté principalement à ériger un bassin étanche, à l'intérieur duquel a été construit le bassin rectangulaire du digesteur. Ce bassin est monté sur une base en béton de 15 cm de haut. L'armature du bassin est en béton armé de barres de fer en acier de 0,95 cm de diamètre. Les parois du bassin sont construites en blocs de mortier d'épaisseur de 15 cm (au niveau de la chambre principale) et de 10 cm (au niveau de l'entrée et de la sortie du digesteur).

VII.4.4.2. Construction et finition du digesteur

Les différentes étapes de mise en place du digesteur pilote, depuis son implantation à la finition, sont résumées dans un documentaire réalisé à des fins d'illustration pédagogique.

L'entrée du digesteur est constituée de 2 tubes en PVC d'un diamètre de 15,24 cm inclinés à 45°, arrivant à 25-30 cm de la base du digesteur et au niveau de la cloison entre la chambre principale et l'entrée, selon les spécificités du concept « 3-zone Plug Flow » (Chanakya *et al.*, 2005). Les parois de la base du digesteur et du dôme de la partie supérieure sont en maçonnerie et en briques d'argiles cuites. Le dôme du digesteur est monté sur cadre de poutres en béton armé, le séparant de la base. Les parois internes de l'ensemble de la structure, ainsi que l'extérieur du dôme ont été recouverts d'une couche de crépi, puis ont été enduits d'une couche de mortier très fin. Une couche de peinture à base de latex, de la marque « Drylock », a également été appliquée à la face interne du digesteur pour garantir l'étanchéité de l'installation et éliminer les risques de fuites de liquide et de gaz.

La base de la fosse du gazomètre a été traitée à l'aide d'une couche de béton de propreté de 15 cm d'épaisseur. Une structure cylindrique a été érigée, à l'intérieur de la fosse, en maçonnerie et en briques d'argile cuite. Les mêmes opérations de crépissage, d'enduction et d'application de la peinture latex ont été appliquées à la paroi interne. Cette structure est un réservoir de l'eau servant de joint et garantissant l'étanchéité d'un gazomètre coulissant. Le diamètre intérieur du réservoir d'eau est de 1,15 m.

Le chapeau du gazomètre est constitué d'une cuve cylindrique en polyéthylène d'une capacité de 1135,6 l. Sa structure a été renforcée à l'aide d'une armature constituée d'un axe central qui transperce sa base et de 4 rayons situés à son extrémité supérieure. La cuve est ensuite renversée et placée à l'intérieur du réservoir d'eau, de sorte que le sommet de celle-ci reste sous l'eau, tandis que sa base flotte dans l'air.

Une conduite en acier galvanisé de ½ pouce de diamètre a été placée à ce niveau de la cuve. L'extrémité de cette conduite est pourvue d'un connecteur en « T », dont l'une des 2 branches relie le gazomètre aux appareils destinés à utiliser le biogaz par un tube en polyéthylène haute densité d'un diamètre de 1,27 cm, tandis que l'autre branche fait le lien entre le gazomètre et le digesteur. Un tube du même type fait le lien entre ces 2 structures. Il est relié au digesteur par un connecteur en « L » placé à l'extrémité d'une conduite en acier galvanisé de 1,27 cm pouce qui traverse le dôme du digesteur à proximité de la zone de sortie de celui-ci. Les nombreuses jonctions entre les différents dispositifs ont été renforcées au téflon ou à l'aide de résines polymères, de façon à renforcer l'étanchéité du circuit.

VII.4.5. Tests d'étanchéité à l'eau et au gaz

Les tests d'étanchéité sont recommandés pour 3 raisons majeures : (1) éviter les risques de pollution de la nappe souterraine ; (2) réduire les pertes d'eau surtout en situation de rareté de la ressource ; (3) éviter les fuites de d'eau et de gaz entravant la mise sous pression et un fonctionnement optimal du digesteur. Cependant, il s'agit généralement d'une contrainte technique difficile à contourner, puisque les moyens techniques et financiers permettant d'assurer une étanchéité parfaite, ne sont pas toujours disponibles localement.

La présence de fuites éventuelles d'eau et de gaz au niveau des différents compartiments du digesteur a été évaluée à partir de la procédure suggérée par Chanakya *et al.* (2005). Le digesteur est rempli graduellement rempli d'eau à environ 0,3-0,5 m.jour⁻¹, pendant 2-4 jours. L'étanchéité du digesteur est attestée par la stabilité du niveau d'eau durant cette période et par l'absence de traces externes d'humidité sur les parois en béton.

Par la suite, un test de fuite de gaz a été mis en œuvre pour vérifier l'étanchéité du dôme et la capacité de celui-ci à retenir le biogaz. Le digesteur et le réservoir du gazomètre sont remplis d'eau et de l'air est injecté jusqu'à une pression différentielle de 50 mbar. La stabilité de la mesure, après 2 heures de mise sous pression, confirme l'étanchéité au gaz du digesteur. La réussite de ces tests marque le démarrage effectif du digesteur, au 28 août 2010.

VII.5. Démarrage et suivi du digesteur

Le démarrage du digesteur consiste en l'ajout d'inoculum dans le digesteur et les premières observations de production de biogaz inflammable (Chanakya *et al.*, 2005). Le suivi de la mise en route et du fonctionnement du digesteur pilote est basé sur 3 objectifs spécifiques, dans la perspective d'étudier la viabilité de la technologie de méthanisation et en particulier du modèle « 3-zone plug flow » en Haïti :

- 1) Préparer un inoculum à partir de bouse de bovins et étudier son niveau d'activité biométhanogène ;
- 2) Evaluer la production de CH₄ à partir de la bagasse en présence de l'inoculum de bouse de bovins, après vérification de la bio-réactivité de celui-ci ;
- 3) Déterminer le régime optimal du digesteur pilote, en termes de rendement méthanogène (niveau de production de biogaz, concentration de CH₄, régularité de la production de CH₄, taux de conversion du substrat, etc.).

Des paramètres relatifs à la nature du substrat retenu, en l'occurrence la bagasse, aux conditions environnementales locales, à la mise en route et fonctionnement du digesteur, sont présentés dans les paragraphes suivants, avec leurs méthodes et moyens respectifs de détermination.

VII.5.1. Matériels, équipements et méthodes

VII.5.1.1. MS et MV

Les quantités journalières de déchets, en termes de MB ajoutées au digesteur, ont été pesées à l'aide d'une balance A & D, FG-30K-EC, de capacité de pesée de $30 \pm 0,01$ kg. Des analyses préalables ont été effectuées sur échantillons d'inoculum et de substrat pour permettre de déterminer les taux de MS et de charge organique. Les procédures de mesures de MS et MV ont été décrites dans le paragraphe V.3.1.

VII.5.1.2. Inoculation

La bouse de bovins a été retenue comme inoculum pour ensemercer le digesteur, en raison de sa disponibilité locale et de ses bonnes caractéristiques cinétiques, au regard de la digestion anaérobie, mises en évidence dans le cadre des essais de laboratoire. La bouse utilisée a été prélevée au niveau d'un abattoir de bovins, situé à moins de 2 km de au Nord du site expérimental. Le processus de mise en place de l'inoculum a été réalisé en 3 étapes successives sur une période de 15 jours.

Le conditionnement de l'inoculum, suite au dernier ajout, a duré 16 jours supplémentaires. La fin de cette période a été marquée par une production assez régulière de biogaz, avec une concentration satisfaisante de CH₄ (plus de 50%_{CH₄}) dans le biogaz produit, traduisant une activité biométhanogène effective, ainsi que des possibilités de mise en route de l'alimentation du digesteur avec la bagasse et de suivi d'un processus de production de méthane en continu.

VII.5.1.3. Alimentation

La bagasse de canne à sucre a été retenue comme substrat pour la digestion anaérobie parce qu'il s'agit du substrat disponible en abondance sur le site de la Rhumerie Barbancourt et l'un des principaux gisements de résidus agricoles accessibles à divers endroits et à toutes les saisons en Haïti. Le substrat est poussé à travers les tubes PVC jusqu'au fond du digesteur à l'aide d'une sorte de fourche métallique de forme cylindrique conçue à cette fin. Celle-ci est munie d'une manche d'environ 3 mètres de longueur. Une fourche tridentée, d'à peu près la même longueur, a également été conçue pour extraire le digestât solide.

VII.5.1.4. Paramètres environnementaux de suivi

Le pH d'équilibre et la température ont été retenus comme principaux paramètres environnementaux de suivi du processus de digestion anaérobie. Le pH et de la température dans le digesteur sont mesurés régulièrement, au cours des différentes étapes de la mise en fonctionnement du digesteur pilote. La concentration des ions hydrogène en équilibre et la température du milieu de digestion, à l'intérieur du digesteur, ont été mesurées par méthode électrochimique, à l'aide d'un pH-mètre portatif *OAKTON Testr 30 Waterproof*. Cet appareil est muni d'une électrode permettant de mesurer la température du milieu et de déterminer le pH avec compensation automatique par rapport à la température.

VII.5.1.5. Production volumique de biogaz

Le volume de biogaz produit est suivi de façon continue, à l'aide compteur de gaz à tambour *Ritter TG 05-1*, modèle équipé d'un totalisateur à rouleaux (boîtier en acier inoxydable, tambour en PVC-gris, température maximale d'utilisation de 40°C). Les débits minimal et maximal de gaz mesurables sont respectivement de 1 et 60 l × h⁻¹. La précision de lecture est de 2 ml. Le compteur de gaz à tambour *Ritter* fonctionne sur le principe du déplacement d'un roue compartimentée et en mouvement dans un liquide obturateur (généralement de l'eau ou une huile de faible viscosité). La mesure du volume de biogaz s'effectue par remplissages et vidanges périodiques des 4 compartiments du tambour. Le compteur à gaz constitue le principal instrument de mesure et de suivi de l'activité biométhanogène du digesteur : mesure de débits et production cumulée de biogaz.

Le compteur de gaz est muni d'une entrée de gaz, à travers laquelle le gaz produit est introduit dans le compteur. Le volume de gaz circulant en continu dans le compteur est enregistré par le totalisateur à rouleau, dont la variation d'une unité correspond à une production de 0,5 l de gaz. Le volume de gaz mesuré est exprimé dans les conditions normales de pression et de température (CNTP), en prenant en compte de la température moyenne journalière et en estimant la pression environnante proche d'une atmosphère.

VII.5.1.6. Composition du biogaz

Les principaux éléments constitutifs du biogaz sont mesurés à l'aide d'un analyseur de gaz portatif *GEOTECH GA-2000, version GA2K3*. Cet appareil est conçu pour analyser avec facilité les gaz de décharges, des digesteurs anaérobies, etc. par absorption infrarouge à faisceau double (CH₄, du CO₂

et CO) et par cellules électrochimiques (O₂, H₂ également...et H₂S). L'appareil est étalonné à l'aide de mélanges de méthane certifiés permettant d'avoir des résultats précis à condition qu'aucun autre gaz d'hydrocarbure ne soit présent dans l'échantillon (comme l'éthane, le propane, le butane, etc.). Le capteur d'oxygène est un capteur à cellule galvanique ne subissant quasiment aucune influence de la part du CO₂, du CO, du H₂S, etc.

L'analyse de gaz est effectuée par prélèvement direct d'un échantillon gazeux à l'aide de la pompe intégrée dans le boîtier du détecteur. Les résultats sont affichés en pourcentage du volume total l'échantillon analysé.

VII.5.2. Résultats et discussion sur la mise en fonctionnement du pilote

VII.5.2.1. Ajouts et conditionnement de l'inoculum

Le tableau 25 présente les quantités d'inoculum (en termes de MB, MS et MV) ajoutées dans le digesteur, ainsi que les charges organiques relatives des différents ajouts. Les taux de MS et MV de la bouse de bovins ont été évalués respectivement à 10%_{MB} et 92%_{MS}.

Tableau 25: Quantités de MB, MS, MV et charge organique d'inoculum ajoutées au digesteur.

Masses	1^{er} ajout	2^{ème} ajout	3^{ème} ajout	Total
MB (kg)	90,0	270,0	270,0	630,0
MS (kg)	9,0	27,0	27,0	63,0
MV (kg)	8,3	24,8	24,8	58,0
Charge organique (kg _{MV} .m ⁻³)	2,4	5,5	7,5	7,5

L'inoculum de bouse de bovins a été ajouté en 3 ajouts successifs pendant 16 jours :

1. Au cours du premier ajout, environ 90 kg_{MB} (8,3 kg_{MV}) de bouse de bovins ont été mélangés avec environ 3 m³ d'eau du robinet, soit près de 50% du volume utile du digesteur, correspondant à une charge organique de 2,4 kg_{MV}.m⁻³ environ.
2. 3 jours plus tard, environ 270,0 kg_{MB} (24,8 kg_{MV}) de bouse de bovins ont été apportés au digesteur, avec un apport supplémentaire d'environ 2 m³ d'eau, ramenant aux ¾ du volume utile.
3. Après 12 jours, 270 kg_{MB} (24,8 kg_{MV}) supplémentaires de bouse ont été ajoutés au total du volume utile du digesteur complété à l'eau, soit une charge organique totale de l'ordre de 58,0 kg_{MV} (près de 630,0 kg_{MB}) ou un taux de charge d'environ 7,5 kg_{MV}.m⁻³, comparable au taux de charge retenue lors des tests PBM.

La phase de conditionnement de l'inoculum a duré environ 21 jours. Cependant, l'activité biométhanogène résiduelle des 5 premiers jours, après le dernier ajout de l'inoculum, n'a pas été suivie pour cause de difficultés techniques liées au matériel de mesure. La figure 36 illustre la courbe

de production résiduelle de CH_4 de l'inoculum sur une période de 15 jours, avec une phase de croissance exponentielle correspondant à l'acclimatation de la population microbienne dans le milieu de digesteur ; une phase stationnaire d'équilibre entre la croissance microbienne et la quantité de substrat disponible ; et puis une phase de diminution des activités biométhanogènes liée à un déficit de substrat dans le milieu.

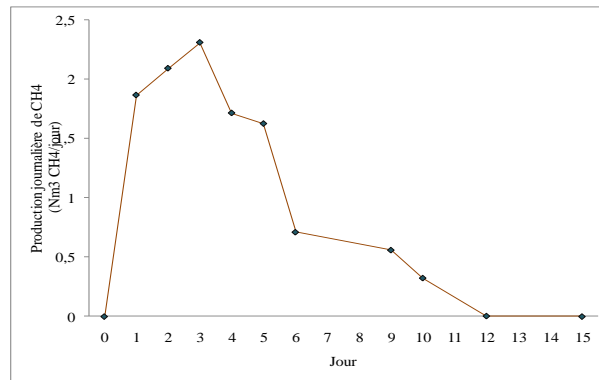


Figure 36: Production résiduelle instantanée de méthane à partir de l'inoculum.

La fin de la phase de décroissance microbienne marque généralement le début d'une étape de jeûne. Dans le cas du digesteur pilote, elle coïncide avec le lancement du processus d'alimentation et de production effective de méthane à partir de la bagasse.

VII.5.2.2. Alimentation en bagasse et projection de production de méthane

Les paramètres fonctionnels relatifs à l'alimentation du digesteur et aux projections de production de CH_4 en fonction du temps de rétention du substrat, sont présentés dans le tableau 26. Les projections de production de méthane, à partir de la bagasse de canne à sucre, ont été réalisées sur la base des résultats des essais PBM obtenus de ce substrat. La production spécifique de CH_4 a été « sous-estimée » en tenant compte du passage des conditions environnementales contrôlées et optimisées aux conditions réelles de terrain.

Tableau 26: Paramètres d'alimentation en substrat du digesteur pilote.

Paramètres	Estimations	Unités
Taux de charge organique	2,4	kg _{MV} .m ⁻³ .jour ⁻¹
Charge organique journalière	18,4	kg _{MV} .jour ⁻¹
Charge organique totale	551,1	kg _{MV}
Production spécifique de CH ₄	0,12	m ³ _{CH4} .kg ⁻¹ _{MV}
Production instantanée de CH ₄	2,2	m ³ _{CH4} .jour ⁻¹
MV	95,0	% _{MS}
MS	75,0	% _{MB}
Concentration de MS	75,8	kg _{MS} .m ⁻³ _{liquide}
Ratio I _{MV} /S _{MV}	0,1	
Temps de séjour	30,0	jours

L'alimentation journalière en substrat frais de bagasse a été en moyenne de 25 kg.jour⁻¹, correspondant à un taux de charge organique d'environ 2,4 kg_{MV}.m⁻³_{digesteur}.jour⁻¹. Le ratio I_{MV}/S_{MV}, déterminé à partir de la charge organique totale de l'inoculum rapportée à la charge organique totale de substrat, a été évalué à 0,1. Cette proportion relativement faible de l'inoculum par rapport au substrat est compensée par le mode d'alimentation en semi-continu du digesteur, donnant une possibilité de rétablissement de l'équilibre par croissance de la biomasse, en fonction du temps de séjour du substrat. La période de rétention du substrat solide a été fixée à 30 jours. La production prévisionnelle de CH₄, consécutive à cette charge organique, a été évaluée à 2,2 m³_{CH4}.jour⁻¹ pour une production spécifique de bagasse « sous-estimée » à 0,12 m³_{CH4}.kg⁻¹_{MV} par rapport à la production spécifique obtenue lors des essais PBM en conditions optimisées, de l'ordre de 0,18-0,22 m³_{CH4}.kg⁻¹_{MV bagasse}. Ces paramètres déterminent le maximum de charge organique supportable par le digesteur. Le ratio solide/liquide dans le digesteur a été estimé à environ 75,8 kg_{MS}.m⁻³ de volume utile de digesteur.

VII.5.2.3. *Activité biométhanogène*

L'activité biométhanogène du digesteur pilote a été évaluée principalement à partir d'un suivi de certains paramètres environnementaux comme la température opératoire et le pH d'équilibre de la digestion, en même temps que la production et la composition du biogaz. La figure 37 (a) présente les variations du pH d'équilibre mesuré tout au cours de la mise en œuvre du processus pilote de digestion anaérobie. Le pH du milieu de digestion a été suivi relativement régulièrement sur une base journalière, durant les phases d'ajouts et de conditionnement de l'inoculum, puis sur une base hebdomadaire, avec quelques périodes creuses, imputables de dysfonctionnement de l'appareil de mesure, notamment au cours du processus méthanogène effectif. Le pH d'équilibre variait entre 6,3 et 8,7, généralement proche de la neutralité mais avec une légère tendance à l'alcalinité. Aucun souci d'inhibition ou d'arrêt des activités biométhanogènes, consécutif aux variations du pH, n'a été mis en évidence. Ces données tendent à confirmer le pouvoir tampon et une aptitude à l'inoculation de la bouse de bovins (Angelidaki, 2002), avec un ratio I_{MV}/S_{MV} de l'ordre de 3,1 en condition d'alimentation du digesteur en semi-continu.

Les variations des moyennes de température journalière de l'expérience sont présentées sur la figure 37 (b), même temps que les débits de production journaliers de méthane à partir de la bagasse. La température minimale (24°C) a été atteinte dans la période de décembre à février. La température maximale, de l'ordre de 31°C, a été atteinte aux mois d'octobre et de mars. Les amplitudes journalières de température ont oscillé entre 4°C et 13°C, avec une moyenne de 27,4 °C sur la durée de l'expérience, soit un déficit de près de 8 °C par rapport à la température optimale de confort pour les micro-organismes méthanogènes mésophiles. Ce paramètre environnemental peut être considéré comme un facteur externe susceptible d'influer négativement sur les processus d'inoculation et de production de biogaz, à partir de ses variations (Santosh *et al.*, 2004) et de sa faiblesse relative par rapport à l'optimum mésophile (Garba, 1996; Igoni *et al.*, 2008). Cependant, aucun lien entre les moyennes journalières de température et les débits journaliers de production de CH₄ n'a été mis en évidence.

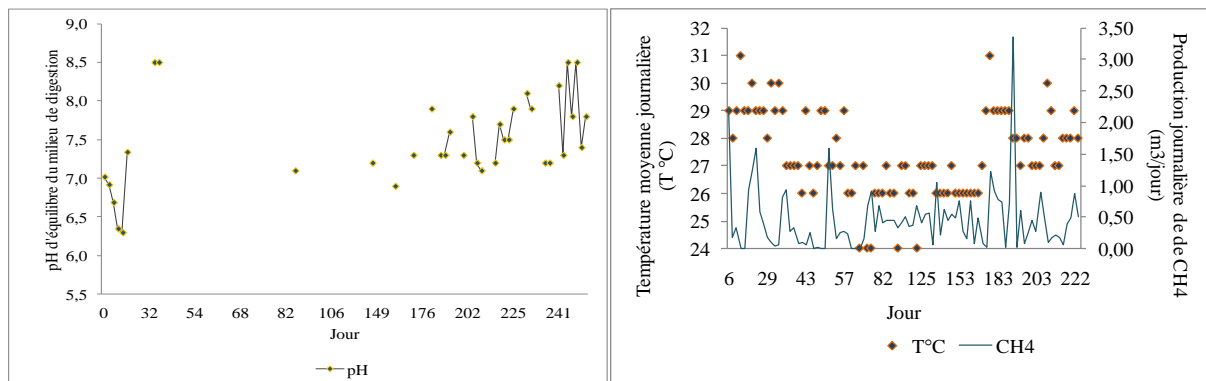


Figure 37: Variations de pH (a) et de température (b) au cours de l'expérience pilote.

La figure 38 illustre les résultats d'évaluation de la production de biogaz, en termes de productions cumulées de biogaz et de méthane (a) et en termes de concentrations partielles instantanées d'oxygène dans le biogaz (b).

La production cumulée totale de biogaz à partir de la bagasse de canne à sucre a atteint environ près de 150 m³_{biogaz} sur une période opératoire de 210 jours, soit une production moyenne journalière de l'ordre de 0,7 m³_{biogaz}.jour⁻¹. La concentration moyenne de méthane dans le biogaz a été de l'ordre de 58,1%_{CH₄}, avec un ratio CH₄/CO₂ variant entre 1,2 et 4,7 ; le ratio maximal ayant été obtenu en période de dysfonctionnement du digesteur. La production journalière maximale de méthane enregistrée a été de l'ordre de 1,6 m³_{CH₄}.jour⁻¹, correspondant à un taux apparent de conversion du substrat d'environ 20,7%_{MV} pour un temps de séjour estimé à 30 jours. Le rendement volumique maximal a atteint environ 0,2 m³_{CH₄}.m⁻³_{digesteur}.jour⁻¹, paramètre inférieur au rendement caractéristique du modèle « 3-zone plug flow » (0,3 m³_{CH₄}.m⁻³_{digesteur}.jour⁻¹) observé par Jagadish *et al.* (1998).

Parallèlement, la figure 38 (b) met en évidence des cas d'intrusion d'air dans le digesteur, avec une concentration moyenne partielle d'oxygène relativement persistante, de l'ordre de 4,4%_{O₂} dans le biogaz. Cela traduit un déficit d'étanchéité du système, induisant des difficultés de mise sous pression et des cas de fuites de gaz tout au cours de l'expérience. Cependant, de rares conditions

d'étanchéité parfaite ont été atteintes en 4 ou 5 occasions, avec des tendances à la baisse des concentrations partielles d'oxygène atteignant un minimum de 0,3% O₂. Dans le même temps, les cas d'augmentation de la production de biogaz enregistrés, peuvent également être considérés comme cause ou conséquence de la baisse de concentration d'oxygène dans les conduits du digesteur.

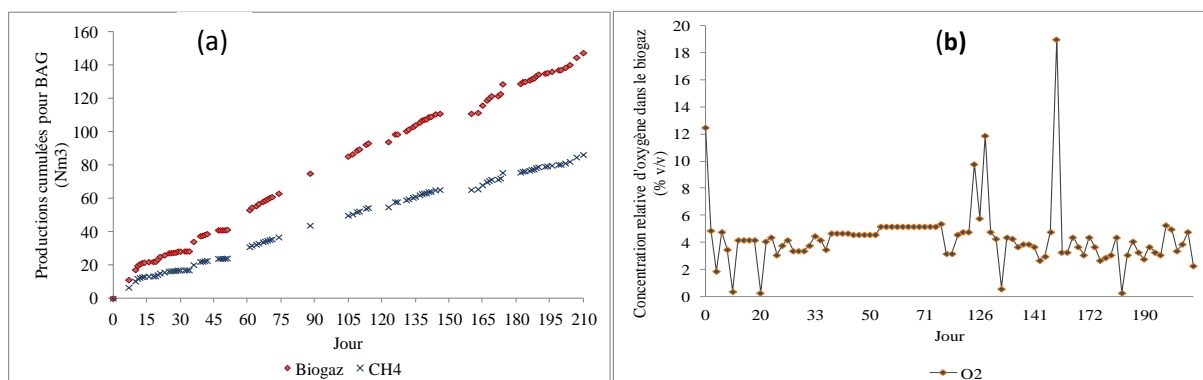


Figure 38: (a) Productions cumulées de biogaz et de méthane à partir de la bagasse (BAG) et (b) concentrations partielles instantanées d'oxygène dans le biogaz.

En raison de ces cas de dysfonctionnement, les principaux paramètres d'évaluation du processus pilote de digestion anaérobie n'ont pas pu être déterminés en régime de croisière. Toutefois, le tableau 27 résume les paramètres de fonctionnement du digesteur pilote en son état, durant la période d'observation expérimentale. Par ailleurs, ces résultats mettent en évidence des possibilités d'optimisation et d'amélioration des conditions de fonctionnement du digesteur pilote.

Tableau 27 : Paramètres de fonctionnement du digesteur pilote anaérobie.

Paramètres de fonctionnement	Mesures	Unités
Température	27,4	°C
Durée	210,0	jours
pH	6,9-8,9	
Production cumulée de Biogaz	147,9	Nm ³ _{biogaz}
Production cumulée de CH ₄	86,5	Nm ³ _{CH4}
Concentration moyenne de CH ₄	58,1	% _{CH4}
Taux conversion maximale de substrat	20,7	% _{MV}

VII.5.2.4. Utilisation des produits issus du digesteur

En raison d'un niveau de production faible et irrégulière, le gaz du digesteur anaérobie a généralement été utilisé comme source d'énergie d'appoint. Le biogaz a servi à alimenter une cuisinière au niveau de la cafétéria de la rhumerie Barbancoeur. Parallèlement, le Directeur de la rhumerie souhaitait préférentiellement utiliser le biogaz pour l'éclairage du site, à partir de lampes à manchon ou, à termes, de lampadaires électriques alimentés par une « micro-génératrice ». Cependant, la suite de l'étude, visant à optimiser les conditions de fonctionnement de l'unité de méthanisation, devra permettre d'améliorer la production d'énergie.

Le digestât solide a été utilisé comme matière fertilisante au niveau des parterres en fleurs, à côté du digesteur anaérobie. Les quantités journalières de digestât enlevées du digesteur variaient énormément, de moins de 5 kg à plus de 20 kg de matière fraîche, avec un taux de MS de 35%. Ce fait est principalement dû à un déficit d'adéquation de la fourche à trois dents, imposant un travail assez pénible pour faire évacuer les particules de digestât de bagasse préalablement broyées et ne s'agglutinant pas en tas à la sortie du digesteur. Ce qui rend difficile l'établissement d'un bilan matière pour le fonctionnement du digesteur et la réalisation du temps de de séjour théoriques.

VII.6. Optimisation du fonctionnement du digesteur pilote

VII.6.1. Propositions liées au substrat de digestion

La bagasse de canne à sucre a été retenue principalement en raison de sa grande disponibilité au niveau du site de la Rhumerie Barbancourt. Ce substrat est caractérisé par : (i) une cinétique de dégradation relative faible, mise en évidence lors des essais PBM préalablement réalisés ; (ii) par une composition chimique et biochimique déficitaire en azote et en phosphore (ratio C/N/P de l'ordre de 820/7/1) ; et (iii) par un complexe ligno-cellulosique représentant plus de 50% de sa matière organique. L'ensemble de ces caractéristiques peuvent constituer autant de facteurs défavorables à la biodégradation anaérobie de ce substrat (Bjorndal et Moore, 1985; Li-Xin *et al.*, 2002; Gunaseelan, 2007). En outre, la taille particulière relativement importante (plus de 10 mm de diamètre) de la bagasse pressée et broyée par un processus industriel, peut agir avec la teneur relativement élevée en lignine du substrat, comme autre facteur concourant à une baisse de son potentiel biométhanogène (Hills et Nakamo, 1984; Sharma *et al.*, 1988; Kivaisi et Eliapenda, 1994; Angelidaki et Ahring, 2000; Palmowski et Müller, 2003; Mshandete *et al.*, 2006; Bras et Lacour, 2009).

Parallèlement, il existe également au niveau du site de Barbancourt des feuilles mortes, partiellement séchées, collectées tous les jours dans le cadre des travaux d'entretien, pouvant jouer un rôle de co-substrat ou de substrat alternatif. En effet, cette ressource est disponible en quantités relativement importantes sur le domaine de la Rhumerie, comme c'est également le cas généralement au niveau des zones rurales des pays en développement (Jagadish, 1997). Ce type de substrat est caractérisé par une décomposition relativement rapide, avec un taux de décomposition de l'ordre 40%_{MV} en 10 jours de rétention. Cette caractéristique pourrait jouer un rôle compensatoire dans l'étape d'hydrolyse limitante impliquée dans la décomposition la lente de la bagasse (< 40%_{MV} en 45 jours de rétention) (Chanakya *et al.*, 1997). En outre, les feuilles ont l'avantage de ne pas nécessiter de prétraitement pour la réduction de la taille de leurs particules, puisque la faible épaisseur du limbe favorise une activité biométhanogène satisfaisante, en fonction des conditions expérimentales.

VII.6.2. Propositions liées aux facteurs externes

Aucun lien de causalité évidente n'a été observé entre les principaux facteurs environnementaux et la relative faiblesse de performances du digesteur pilote. En effet, aucun signe d'inhibition n'a été imputable à une baisse du pH d'équilibre. Dans le cas particulier de la température, les moyennes journalières n'ont pas affiché de corrélation avec la production instantanée de biogaz. Cependant, la faiblesse de la moyenne de température opératoire (27,4°C), ainsi que sa variation sur une base journalière, sont susceptibles d'entraîner une chute de la production de CH₄ de l'ordre 70%, pour un

temps de rétention 3 fois plus long (Mignotte, 1952). Dans ce cas, à défaut d'un dispositif permettant d'optimiser ce paramètre, il est pertinent de contrôler ses effets et le maintenir à un niveau relativement stable, par exemple, en recouvrant le digesteur d'une membrane ou d'une couche de résidus végétaux pour réduire les sources d'instabilité liée aux pertes de chaleurs et aux variations brusques de température (Garba, 1996; Yadvika *et al.*, 2004).

Par ailleurs, l'intrusion d'air et les pertes par fuites de biogaz, mises en évidence par le suivi de la concentration d'oxygène, ont été identifiées comme l'un des principaux facteurs de dysfonctionnement de l'installation pilote. Les cas répétés de fuites et de réparation indiquent que le digesteur a été fragilisé dans ses différents compartiments, suite au séisme qui l'a endommagé. L'une des leçons apprises de cette expérience a été qu'il s'avère plus judicieux de reprendre une nouvelle structure, en cas d'un dommage sévère, puisqu'il y va au final de tous les paramètres de fonctionnement de l'installation, jusqu'à sa viabilité technique, socio-économique et financière.

CHAPITRE VIII. BILAN TECHNOLOGIQUE DE LA MISE EN ŒUVRE

VIII.1. Aspects généraux

Dans le cadre d'une analyse économique de faisabilité de la mise en œuvre de la technologie de méthanisation, des considérations bénéfiques d'ordre environnemental, socio-économique, ainsi que certaines externalités devraient être prises en compte, en termes de bénéfices quantifiables en contrepartie des coûts de construction, d'installation et de fonctionnement. En effet, quelques-uns de ces bénéfices sont rapportés par Müller (2007) :

- Le biogaz produit à partir des déchets organiques biodégradables constitue une alternative aux combustibles fossiles (pétrole, GPL, bois, etc.) pour la cuisson, l'éclairage et la production d'électricité par des procédés relativement simples, facilitant l'accès à l'énergie et réduisant la déforestation et la pollution de l'air à l'échelle domestique en particulier et leurs implications sur la santé et la vie humaine.
- la méthanisation des déchets fermentescibles permet de réduire les émissions de gaz à effet de serre et peut donc être classée parmi les projets MDP (Mécanisme de Développement Propre) financés dans le cadre du système de crédit carbone ;
- la matière organique digérée lors de la méthanisation représente un amendement organique amélioré (les organismes pathogènes ont été détruits) et enrichis (les ratios C/N et C/P diminuent considérablement et les nutriments se trouvent sous une forme plus accessibles pour les plantes) susceptible de générer un revenu supplémentaire ;
- les différentes étapes⁸ de la construction, la mise en opération, le fonctionnement et le suivi de digesteurs anaérobies rudimentaires et non automatisés des PED en particulier, sont génératrices d'emplois et nécessitent une main d'œuvre plus ou moins qualifiée ;
- la réutilisation de la matière organique conduit à une réduction des gisements de déchets urbains et augmentation de la durée d'utilisation des centres d'enfouissement ;
- la méthanisation des déchets organiques permet de réduire les coûts externes liés à la pollution de l'air en particulier par l'émission du CH₄, gaz à effet de serre 21 fois plus puissant que le CO₂, et à la pollution des eaux souterraines par la percolation des acides organiques, au niveau des décharges non contrôlées.

⁸ Un film documentaire d'une dizaine de minutes retrace les étapes de construction et de mise en fonctionnement du digesteur anaérobie. Ce vidéo-clip est mis à disposition en tant qu'outil d'aide à la compréhension de mise en place et du fonctionnement du modèle de digesteur « 3-zone plug flow » en particulier et de la technologie de digestion anaérobie en général.

Cependant, les études économiques relatives aux installations de digestion anaérobie sont généralement classées en 2 grandes catégories, en fonction de la représentation des systèmes de gestion de déchets vis-à-vis des substrats à digérer (FAO, 1992) : (i) les études qui prennent en compte les coûts environnementaux et écologiques associés à la gestion et l'élimination des substrats organiques ; (ii) les études pour lesquelles ces coûts sont considérés comme négligeables, notamment en raison d'un déficit de cadre réglementaire comme c'est souvent le cas dans les PED à l'instar d'Haïti. Par conséquent, cette analyse économique du digesteur pilote a été effectuée à partir des coûts de construction, de mise place et de fonctionnement du digesteur pilote, de même que les revenus, notamment liés à la production de CH₄, calculés selon les tarifs du marché local. Ces données ont été rapportées sur la base d'un fonctionnement annuel du digesteur pilote. Les calculs n'ont pris en compte aucun mécanisme incitatif de subvention de la part du gouvernement haïtien pour cause de non existence.

VIII.2. Coûts d'investissement à la mise en place du digesteur pilote

Les coûts relatifs à la mise en place du digesteur pilote sont répartis entre 2 principaux postes de dépenses. Les premières dépenses ont été réalisées pour les travaux de traitement du sous-sol du site d'implantation du digesteur, lesquelles sont spécifiques aux conditions particulières de l'étude et du partenariat avec la Rhumerie Barbancourt. Les autres dépenses étaient liées à la construction, la réparation et la finition, ainsi qu'à la mise en fonctionnement du digesteur pilote. Abstraction a été faite, toutefois, des coûts relatifs à l'étude et à la supervision des travaux, en tant que partie intégrante du présent travail de thèse, de même que les coûts du matériel et des équipements de suivi du fonctionnement du digesteur, dont les utilisations respectives ne sont pas exclusives à l'installation pilote.

VIII.2.1. Coûts de traitements du sous-sol du site d'implantation

Le tableau 28 présente la liste, la quantité et les coûts des matériaux utilisés dans le traitement du sous-sol du site d'implantation, préalablement à l'érection proprement du digesteur.

Tableau 28: Matériaux et coûts de traitement du sous-sol du digesteur.

Rubriques	Unité	Quantité	Prix unitaire (gourdes)	Prix total (gourdes)	Prix total (USD)	Prix total (euros)
Matériaux						
Sable lavé	m ³	6,5	1 000,00	6 500,00	162,50	130,00
Gravier	canter	1,0	1 500,00	1 500,00	37,50	30,00
Ciment	sacs	76,0	300,00	22 800,00	570,00	456,00
Blocs 10	bloc	285,0	16,00	4 560,00	114,00	91,20
Blocs 15	bloc	170,0	20,00	3 400,00	85,00	68,00
Barres de fer 3/8	barre	31,0	240,00	7 440,00	186,00	148,80
Barres de fer 1/4	barre	7,0	60,00	420,00	10,50	8,40
Fil à ligaturer	lb	13,0	35,00	455,00	11,38	9,10
Frais						

Transport des matériaux		2 600,00	65,00	52,00
Salaire des ouvriers		9 855,00	246,38	197,10
Exécution	10%	5 953,00	148,83	119,06
Total		65 483,00	1 637,08	1 309,66

VIII.2.2. Coûts de construction du digesteur pilote

Le tableau 29 présente les coûts des matériaux, de la main-d'œuvre et des moyens utilisés dans la construction, la réparation, la finition et la mise en opération du digesteur pilote.

Tableau 29: Matériaux et coûts des travaux de construction du digesteur et du gazomètre.

<i>Rubriques</i>	<i>Unité</i>	<i>Quantité</i>	<i>Prix unitaire (gourdes)</i>	<i>Prix total (gourdes)</i>	<i>Prix total (USD)</i>	<i>Prix total (euros)</i>
Matériaux						
Planche brute 1x8x12		6	450,00	2 700,00	67,50	54,00
Latte 1x4x12		5	225,00	1 125,00	28,13	22,50
Sable	canter	3	1 750,00	5 250,00	131,25	105,00
Hard board	feuille	4	350,00	1 400,00	35,00	28,00
Bois 2x4x16	tige	2	1 350,00	2 700,00	67,50	54,00
Brique		1330	16,24	21 600,00	540,00	432,00
Plywood	feuille	4	1 350,00	5 400,00	135,00	108,00
Bois dur	tige	48	12,50	600,00	15,00	12,00
PVC sch40 6x20	tuyeau	1	5 610,00	5 610,00	140,25	112,20
Treillis	aune	9	110,00	990,00	24,75	19,80
Clous				185,00	4,63	3,70
Ciment	sac	41	300,00	12 300,00	307,50	246,00
Fer 3/8x30	barre	12	240,00	2 880,00	72,00	57,60
Fer 1/4x20	barre	40	60,00	2 400,00	60,00	48,00
33 lbs fil à ligaturer	lb	33	35,00	1 155,00	28,88	23,10
Tuff-tank 300 gal.		1	13 094,35	13 094,35	327,36	261,89
Peinture (drylock)	gallon	7	1 500,00	10 500,00	262,50	210,00
Frais						
Transport des matériaux				3 900,00	97,50	78,00
Location de bois 2x4		12		300,00	7,50	6,00
Main-d'œuvre				23 000,00	575,00	460,00
Assurance ouvrier				1 229,40	30,74	24,59
Exécution				11 708,94	292,72	234,18
Total				130 027,69	3 250,69	2 600,55

Les coûts alloués au traitement du sous-sol d'implantation du digesteur ont été évalués à environ 65 500,00 gourdes (1 300,00 euros), soit près du tiers des dépenses totales liées à la mise en place de l'installation (195 500,00 gourdes ou 3 900,00 euros). Les coûts spécifiques de construction, de réparation et de mise en route du digesteur ont été estimés à 130 000,00 gourdes (2 600,00 euros), soit environ 17 000 gourdes.m⁻³ utile de digesteur ou 340 euros.m⁻³. Même en faisant abstraction des dépenses qui ont été allouées à la réparation de la structure suite au séisme, soit environ 20 000 gourdes (400,00 euros), ces coûts ont été considérés comme relativement élevés. En effet, les coûts unitaires de construction et d'installation de digesteurs indiens type familial, selon les modèles *Janta*, *KVIC* et *Deenbandhu* ont été estimés à près de 9 000,00 gourdes (180,00 euros).m⁻³ digesteur, 11 000,00 gourdes (220,00 euros).m⁻³ et 5 500,00 gourdes (110,00 euros).m⁻³ (Singh et Sooch, 2004), respectivement, soit 45%, 35% et 65% de réduction par rapport au concept « 3-zone plug flow ». Ces

écarts de coûts relativement importants mettent en évidence des réalités socio-économiques différentes, notamment au niveau des prix de revient des matériaux de construction d'importation, ainsi que les briques de fabrication locale.

VIII.3. Faisabilité économique liée au fonctionnement du digesteur

VIII.3.1. Bilan économique annuel de fonctionnement

VIII.3.1.1. Coûts annuels

Les coûts annuels de fonctionnement du digesteur pilote impliquent l'amortissement des travaux de construction civile du digesteur proprement dit et du gazomètre, ainsi que les dépenses liées au fonctionnement et à la maintenance du système *per annum*. De façon conventionnelle et en situation normale, les durées de vie respectives du digesteur en maçonnerie, des conduits d'alimentation et du gazomètre sont estimées à 25, 20 et 20 ans, soit des taux de dépréciation annuels correspondants de l'ordre de 4%, 5% et 5% (Singh et Sooch, 2004). En outre, les charges liées au fonctionnement et à la maintenance du digesteur, définies en fonction du niveau de stabilité du système, ont été estimées à 0,4% des coûts d'installation. Le coût d'amortissement du gazomètre est calculé uniquement à partir du prix du réservoir (tuff-tank 300 gal.). Les conduits sont représentés par les tubes de 1,27 cm de diamètre. Le tableau 30 présente ces différentes charges sur une base annuelle.

Tableau 30: Coûts annuels liés au fonctionnement du digesteur pilote

Postes de dépréciation	Taux de dépréciation (%)	Coûts de dépréciation annuels		
		(gourdes)	(dollars)	(euros)
Digesteur	4,0	4678,8	117,0	93,6
Conduits	5,0	18,0	0,5	0,4
Gazomètre	5,0	654,7	16,4	13,1
Fonctionnement et maintenance	0,4	467,9	11,7	9,4
Total		5819,4	145,5	116,4

VIII.3.1.2. Revenus annuels

Les principaux produits générateurs de revenu, issus du fonctionnement du digesteur pilote, sont représentés par le CH₄ comme combustible à haute valeur énergétique et la bagasse digérée comme un amendement organique aux propriétés agronomiques améliorées. Le CH₄ effectivement disponible a été estimé à 100% du volume mesuré par le gazomètre, après les pertes par fuites encourues dans les différents compartiments de l'installation. La valeur énergétique de 1 Nm³ de CH₄ a été évaluée à 0,84 kg de GPL (gaz de pétrole liquéfié), à partir des facteurs de conversion proposés par Angelier (2005) et Braun (2007). Le cours actuel du kg de GPL est de l'ordre de 57,3 gourdes. Parallèlement, le gisement du digestât sortant du digesteur est généralement estimé comme équivalent à la masse de substrat alimentant le digesteur (Singh et Sooch, 2004). Dans le cas présent,

la charge de substrat a été de 25,8 kg_{MB}. Le taux de MS du digestât a été estimé 30%. Un coût forfaitaire relativement faible, de l'ordre de 1,5 gourdes.kg⁻¹_{MS}, a été fixé pour le digestât solide. Le tableau 31 résume les calculs des revenus relatifs au fonctionnement du digesteur en 1 an.

Tableau 31: Revenus annuels liés au fonctionnement du digesteur pilote.

Production de CH ₄ (m ³ .an ⁻¹)	Volume net disponible (m ³ .an ⁻¹)	GPL équivalent (kg)	Revenus à partir de CH ₄ (gourdes) (dollars) (euros)		
151,2	151,2	127,0	7278,2	182,0	145,6
Charge de substrat (kg _{MS} .jour ⁻¹)	Production de digestât (kg.an ⁻¹)	Production de digestât sec (kg _{MS} .an ⁻¹)	Revenu à partir du digestât (gourdes) (dollars) (euros)		
25,8	9417,0	2825,1	4237,7	105,9	84,8
Total			11515,9	287,9	230,3

VIII.3.2. Analyse sommaire de la faisabilité économique

La faisabilité économique de la mise en œuvre du digesteur est déterminée par l'évaluation du profit annuel et l'estimation du temps de retour sur investissement.

VIII.3.2.1. Profit annuel

Le profit annuel est obtenu par déduction des charges liées à la construction et au fonctionnement du digesteur, des revenus estimatifs sur une base annuelle, d'après l'équation suivante :

$$\text{Profit annuel} = \text{Revenu annuel} - \text{Coûts de fonctionnement annuels}$$

VIII.3.2.2. Temps de recouvrement

La période de retour est calculée à partir des coûts d'installation rapportés au profit annuel, selon l'énoncé de l'équation 34 :

$$\text{Temps de retour sur investissement} = \frac{\text{Coûts d'installation}}{\text{Profit annuel}} \quad (34)$$

Le tableau 32 résume les résultats relatifs aux coûts d'installation et de fonctionnement, aux revenus annuels et aux calculs du profit annuels et du temps de recouvrement, liés au fonctionnement du digesteur pilote.

Tableau 32 : Paramètres d'évaluation de la faisabilité économique de la mise en place du digesteur pilote

Coûts d'installation	130 423,7	gourdes
Revenu annuel	11 515,9	gourdes
Coûts de fonctionnement annuels	5 819,4	gourdes
Profit annuel	5 696,5	gourdes
Période de retour	22,9	ans

Le temps de retour sur investissements a été estimé à près de 23 ans, période inférieure à la durée de vie du digesteur en maçonnerie, malgré les conditions déficitaires mises en évidence dans le fonctionnement du digesteur pilote. Par ailleurs, en prenant comme référence la production maximale de méthane, de l'ordre de 1,6 m³_{CH₄}.jour⁻¹, la période de recouvrement des investissements a été estimée à un peu moins de 5 ans. Ces résultats ont mis en évidence les

possibilités de mise en œuvre de la technologie de digestion anaérobie, même dans une grande précarité, avec une installation préalablement fragilisée, en état de dysfonctionnement récurrent.

VIII.4. Conclusion

Ces résultats ont démontré par induction l'opportunité du développement de la technologie de méthanisation en Haïti, puisqu'il a été prouvé que la mise en œuvre de celle-ci était possible, même dans les conditions particulières de la présente étude. La capacité d'inoculation du processus de méthanisation par la bouse de vache disponible en quantité suffisante en Haïti, a été évaluée avec satisfaction, tandis que la cinétique de biodégradation anaérobie de la bagasse a présenté des signes de déficit. En outre, d'autres cas de déficit dans le fonctionnement général du digesteur pilote ont souligné la pertinence de la mise en œuvre de processus d'optimisation des conditions opératoires. En effet, la co-digestion ou le remplacement de la bagasse de canne à sucre, à l'aide de feuilles mortes comme substrat plus facilement bio-convertible (avec un taux de décomposition de l'ordre 40%_{MV} en 10 j), sont des points d'optimisation des performances du digesteur pilote, en termes de cinétique de conversion du substrat et de production de CH₄. En outre, les variations de température et les écarts thermiques par défaut par rapport à l'optimum mésophile ont été identifiés comme facteur agissant négativement sur la stabilité et la vitesse réactionnelle du processus biométhanogène (diminution de 70% de la production de CH₄ pour une variation de température de 35°C à 25°C), peuvent être contrôlés par simple couverture des parois externes du digesteur pilote, à l'aide de résidus végétaux ou un autre matériau disponible pour limité les échanges avec le milieu ambiant. Cependant, le colmatage des fuites sur l'ensemble du système et la recherche d'une étanchéité quasi parfaite, afin de réduire les pertes de gaz au niveau de ses différents compartiments, sont restés le défi majeur à relever, dans la perspective d'un fonctionnement optimal de l'installation.

Le procédé de digestion anaérobie dit « 3-zone plug flow » a été principalement retenu pour sa grande flexibilité et sa stabilité vis-à-vis de différentes natures de déchets fermentescibles, notamment à travers une gestion optimale des AGV, permettant de tirer les avantages du type de fonctionnement d'un système multi-étapes, différenciant l'hydrolyse-acidogénèse de l'acétogénèse-méthanogénèse. Ce modèle a également été choisi, en raison de ses caractéristiques technologiques, dont une production volumique de l'ordre de 0,3 m³_{CH₄}·m⁻³_{digesteur}·jour⁻¹, comparables à certains égards, à des installations de digestion anaérobie très sophistiquées, mais à des coûts relativement faibles.

Les coûts spécifiques d'installation du digesteur pilote ont été estimés à environ 130 000,00 gourdes (2 600,00 euros), soit environ 17 000 gourdes (340 euros)·m⁻³_{digesteur} (de volume utile). Les coûts annuels liés au fonctionnement du digesteur, à partir des calculs de dépréciation, ont été évalués à 5 819,4 gourdes (116,4 euros). Les revenus annuels ont été évalués, par rapport aux valeurs estimées du CH₄ et du digestât solide de bagasse sur le marché local, à environ 11 515,9 gourdes (230,3 euros). La période de recouvrement, déductible du profit annuel rapporté aux coûts d'installation, dans les conditions de suivi du fonctionnement du digesteur pilote, a été estimée à près de 23 ans. Ces chiffres sont affectés des coûts élevés des matériaux de construction et par l'absence de mécanismes incitatifs de subvention de la technologie de méthanisation, tandis que les cours des produits

pétroliers sont régulièrement subventionnés par le gouvernement haïtien. Ce qui contribue à démontrer la faisabilité de la technologie de digestion anaérobie dans le contexte haïtien.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

« Every day I remind myself that my inner and outer lives are based on the labors of other men, living and dead, and that I must exert myself in order to give in the same measure as I have received and am still receiving ».

(Out of My Later Years: The Scientist, Philosopher, and Man Portrayed Through His Own Words _ A. Einstein)

Par leur cinétique de dégradation rapide, notamment dans les pays sous climats tropicaux à l'instar d'Haïti, et par suite de modes de traitements inadaptés, les déchets organiques fermentescibles représentent généralement une menace pour l'environnement et la santé humaine. Toutefois, ce travail de recherche a voulu mettre en perspective les opportunités valorisation de ces déchets abordés comme des ressources potentielles et en évaluer les conditions de conversion par la méthanisation.

Une revue de la littérature a permis de mettre en évidence un vide réglementaire et institutionnel autour de la gestion de ces catégories de déchets en particulier. Les résidus organiques, générés principalement par les activités agricoles et agroindustrielles au niveau des espaces ruraux et périurbains d'Haïti, sont en tout ou en partie traditionnellement valorisés *in situ* dans l'alimentation animale comme provende, dans la fertilisation des sols comme amendement organique et/ou à des fins énergétiques comme combustibles. Parallèlement, au niveau des villes, les déchets organiques produits par les ménages, les restaurants, l'entretien des espaces verts, les bureaux, commerces et marchés, sont majoritairement éliminés sans aucune forme de ségrégation dans des décharges non contrôlées. Toutefois, certaines initiatives plus ou moins récentes, principalement mises en œuvre par des ONG, visant de manière générale une valorisation matière/énergie ou en particulier la méthanisation des déchets organiques, ont été relevées à plusieurs endroits à travers le pays.

Une évaluation des gisements de ces déchets/ressources en Haïti pour l'année 2008 a été réalisée, à partir de croisements de données bibliographiques et selon une approche pessimiste permettant de conclure sur des valeurs estimatives par défaut. Cette évaluation a retenu 21 catégories de résidus des 12 groupes de cultures saisonnières et annuelles les plus importantes en termes de masse de produits primaires, les déjections de 3 groupes d'animaux d'élevage (bovins, porcins et poulets) et les productions de déchets des populations de 45 villes. Ces gisements de déchets organiques ont été estimés à une production annuelle de plus de 2 960 000 de tonnes de matière sèche, soit un potentiel de près de 367 500 000 Nm³ de méthane correspond à un équivalent énergétique 310 000 tep par an. Ceci correspond à environ 15% de la demande énergétique annuelle des villes d'Haïti ou à plus de 140% de la consommation énergétique annuelle des zones rurales haïtiennes.

Dans le cadre d'une approche expérimentale mise en œuvre à l'échelle du laboratoire, 5 catégories de résidus agricoles et assimilés (la bagasse, le chou, le lisier de porcins, la bouse de bovins et la fiente de poulets) ont été retenues comme représentatifs des principales caractéristiques physico-chimiques et cinétiques des gisements de déchets organiques d'Haïti. La détermination des formules stœchiométriques respectives de ces résidus a permis d'approcher leurs potentiels biométhanogènes théoriques. Ces caractéristiques ont également été évaluées expérimentalement sous différentes conditions. Des procédés simples visant une adaptation et optimisation des conditions expérimentales de mise en œuvre de la digestion anaérobie à des contextes de précarité, dont la réduction de la composition du milieu nutritif de digestion, la réduction de la taille des particules de substrats riches en lignine, la réduction des ratios C/N dans le milieu de digestion, l'augmentation du ratio I_{MV}/S_{MV} et la co-digestion à deux composantes des substrats, ont permis d'améliorer les cinétiques de décomposition et les taux de conversion de la matière organique. En effet, à part les effets d'additivité enregistrés entre la bagasse et le chou, les cas de co-digestion de la bagasse avec

les autres substrats ont tous affiché des effets de synergie par rapport aux potentiels biométhanogènes respectifs des co-substrats en mono-digestion.

L'approche pilote a retenu le procédé de digestion anaérobie « 3-zone plug flow », en raison de ses caractéristiques technologiques comparables à certains égards à celles des installations de digestion anaérobie sophistiquées des pays industrialisés et de son coût de mise en œuvre relativement faible. Ce digesteur offre *a priori* une flexibilité et une stabilité satisfaisantes pour un large spectre de déchets organiques. Toutefois, la fragilisation de l'installation, suite au tremblement de terre qui a secoué Port-au-Prince, a provoqué de nombreux cas de dysfonctionnement et de fuites à répétition. Ainsi, les productions de méthane enregistrées par le compteur volumétrique, à partir de la digestion anaérobie de la bagasse, ont été assez faibles. La production journalière de biogaz a été l'ordre $0,7 \text{ m}^3_{\text{biogaz}} \cdot \text{jour}^{-1}$, avec une concentration moyenne V/V de méthane d'environ 58% CH_4 , tandis que la production journalière maximale de méthane a atteint $1,6 \text{ m}^3_{\text{CH}_4} \cdot \text{jour}^{-1}$, correspondant à un taux apparent de conversion du substrat d'environ 20,7% $_{\text{MV}}$ pour un temps de séjour estimé à 30 jours. Cependant, en dépit de ces conditions particulièrement précaires de fonctionnement du digesteur pilote, la période retour sur investissement de celui-ci dans le cas d'un fonctionnement optimal, calculée à partir des revenus en valeur financière sur les produits de la méthanisation, principalement le méthane et le digestât solide, a été évaluée à 5 ans.

L'objectif de la thèse et donc les résultats qui en sont issus, ne visent pas à une évaluation exhaustive des nombreux procédés et des conditions de mise en œuvre et de diffusion de la technologie de digestion anaérobie en Haïti et encore moins dans les PED. L'évaluation des gisements des déchets organiques a mis en perspective l'opportunité de corroborer les informations obtenues par des enquêtes de terrain, en considérant des intervalles de temps plus réduits et un maillage géographique plus fin. Les opportunités de développement, d'adaptation, d'optimisation des facteurs d'influence, dont principalement la balance nutritionnelle, l'inoculation et la température, ont été mises en évidence lors des essais expérimentaux de laboratoire d'évaluation des potentiels biométhanogènes spécifiques.

La mise en route et le suivi du pilote a permis d'inférer par induction de façon optimiste quant à la faisabilité technique, socio-économique et financière de la méthanisation des déchets organiques, en particulier aux bénéfices des communautés marginalisées d'Haïti. Toutefois, une telle perspective devra, pour se développer de manière pérenne, prendre en compte de nombreux facteurs tels que :

- l'optimisation des facteurs internes liés aux différents gisements de substrats en co-digestion ou mono-digestion ;
- l'identification de procédés et matériaux alternatifs (locaux ou non) moins coûteux pour la mise place des digesteurs ;
- la démonstration, la communication et la sensibilisation à l'intention des collectivités en général et des décideurs en particulier, autour de la nécessité d'intégrer cette technologie dans le cadre d'un programme national de gestion et valorisation matière/énergie des

déchets et d'en accompagner le développement à travers de mécanismes financiers incitatifs.

Références bibliographiques

ABDULLAH N., EJAZ N., ABDULLAH M., ALIM-UN-NISA, FIRDOUS S. Lignocellulosic degradation in solid-state fermentation of sugar cane bagasse by *Termitomyces* sp. *Mirobiologia Aplicada Internacional*, 2006, vol. 18, n° 2, pp. 15-19.

ACHOUR F., Caractérisation de la matière organique dans les ordures ménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité. Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale. Lyon: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2008, 173 p.

ADEME. La compostion des ordures ménagères en France (données et références). . Paris 1999, 60 p.

ANGELIDAKI I. Anaerobic Biodegradability of Macropollutants. Workshop on Harmonisation of Anaerobic Biodegradation, Activity and Inhibition Assays, 2002 Lago d'Orta, Italy. LIGTHART J., NIEMAN H., European Commission/Joint Research Centre/Institute for Environment and Sustainability, pp. 1 - 15.

ANGELIDAKI I., AHRING B. K. Anaerobic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Res.*, 1994, vol. 28, pp. 727-731.

ANGELIDAKI I., AHRING B. K. Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Water Science and Technology*, 2000, vol. 41, pp. 189-194.

ANGELIER J.-P. Analyse de la substitution entre combustibles dans le secteur résidentiel en haiti. Commission Economique pour l'Amérique Latine et les Caraïbes, ONU, Mexico, 2005, 38 p.

ANGLADE G. L'Espace Haïtien. Les presses de l'université du Quebec. 1975, 221 p.

BALASUBRAMANYA R. H., KHANDEPARKAR V. G., SUNDARAM V. Large scale digestion of willow dust in batch digestors. *Biological Wastes*, 1988, vol. 25, pp. 25-35.

BALCH C. C. The potential of poor quality agricultural roughages for animal feeding in. *New Feed Resources. Animal Production and Health*. Rome, 1977.

BARDIYA N., GAUR A. C. Effects of carbon and nitrogen ratio on rice straw biomethanation. *Rural Energy*, 1997, vol. 4, n° 1-4, pp. 1-16.

BARNETT A. Biogas technology in the third world: a multidisciplinary Review. IDRC. Ottawa, Canada, 1978, 51 p.

BAYARD R., GOURDON R. *Traitement biologique des déchets. Techniques de l'Ingénieur*. G2-060. **2**: 45.

BAYARD R., GOURDON R., L. T. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables et compostables. Rapport final. Villeurbanne: Association RECORD, 2001, 151 p.

BEARY T. P., BOOPATHY R., TEMPLET P. Accelerated decomposition of sugarcane crop residue using a fungal-bacterial consortium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2002, vol. 50, pp. 41-46.

BEKKERING J., BROEKHUIS A. A., VAN GEMERT W. J. T. Optimisation of a green gas supply chain – A review
Bioresource Technology, 2010, vol. 101, pp. 450-456.

BENEFIELD L. D., RANDALL C. W. *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. New Jersey, USA: Prentice-Hall, 1980, 410-412 p.

BENOÎT F. Les expériences de compostage en Haïti : bilan et recommandations. In: CWBI/FDS/FAMV. Sensibilisation à la gestion des déchets ménagers dans les villes de la République de Haïti. Cahier technique. Port-au-Prince, 1999.

BERGLUND M., BÖRJESSON P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenergy* 2006, vol. 30, pp. 254-266.

BIEN-AIMÉ A., BLAISE J., CHANCY M., DEJEAN J. M., DEJOIE C. A., GUÉ J. C., HILAIRE S., ISIDOR D. Premier rapport sur la situation des ressources zoogénétiques d'Haïti. FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)/(MARNDR) Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et du Développement Rural, 2004.

BJORNDAL K. A., MOORE J. E. Prediction of fermentability of biomass feedstocks from chemical characteristics. In: SMITH W. H. *Biomass Energy Development*. New York, 1985, pp. 447-454.

BLIEFERT C., PERRAUD R. *Chimie de l'environnement. Air, eau, sols, déchets* _ 2ème édition. De Boeck. 2008, 478 p.

BME. *Energie et Environnement en Haïti*. 23.

BOOPATHY R., MARIAPPAN M. Coffee pulp a potential source of energy. *Journal of Coffee Resources*., 1984, vol. 14, pp. 108-116.

BOOTH S., FUNK K., HAASE S. *Haiti Waste-to-Energy Opportunity Analysis* _ Internal Project Report for U.S. Department of Energy; Office of Energy Efficiency & Renewable Energy. Golden, Colorado: National Renewable Energy Laboratory (NREL), 2010.

BRAKEL J. V. Biogas before 1970: a review. *Tropical Science*, 1980, vol. 22, n° 2, pp. 105-148.

BRAS A., *Eléments pour une définition de la problématique de la propreté urbaine en Haïti: le cas de Port-au-Prince*. Laboratoire Environnements et Dispositifs Urbains - UMR 5600 "Environnement, ville

et société"; Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement.: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France); Université Quisqueya (Haïti), 2010, 202 p.

BRAS A., LACOUR J. Gestion des déchets solides à Port-au-Prince. Conjonction, 2009, vol., n° 221-222, pp. 79-96.

BRAUN R. Anaerobic digestion: a multi-faceted process for energy, environmental management and rural development. In: RANALLI P. Improvement of Crop Plants for Industrial End Uses, 2007, pp. 335–416.

BRAUN R., WELLINGER A. Potential of co-digestion (Task 37). IEA Bioenergy, 2002, vol., pp.

BYRNE K. Environmental Science. . United Kingdom: Thomas Nelson & Sons Ltd, 1997, 206 p.

CARRÉ J., SCHENKEL Y. Résidus secs d'origine agricole et des agro-industries. In: IEPF. Guide Biomasse-Energie. ACADEMIA. Québec, 1994, pp. 320.

CH2MHILL. Appendix A _ Digester Comparison Study. Technical, Economic, and Environmental Performance of IEUA RP-5 Digester and Other Dairy Waste Digesters. Santa Ana, California: Public Interest Energy Research (PIER), Renewable Energy Development Institute (REDI), Zaininger Engineering Company (ZECO), 2003.

CHANAKYA H. Biological treatment of water hyacinth. Proceedings of the IInd ASTRA seminar, 1985, Bangalore. SCIENCE A.-I. I. O., pp. 52-54.

CHANAKYA H. N. La gestion des déchets dans un pays émergent: l'Inde In: MOLETTA R. Les traitements des déchets 2009, pp. 660-677.

CHANAKYA H. N., BHOGLE S., ARUN R. S. Field experience with leaf litter-based biogas plants. Energy for Sustainable Development, 2005, vol. 9, n° 2, pp. 49-62.

CHANAKYA H. N., BORGAONKAR S., RAJAN M. G. C., WAHI M. Two phase fermentation of untreated leaf biomass to biogas. Biomass and Bioenergy, 1994, vol. 5, pp. 359-367.

CHANAKYA H. N., GANGULI N. K., ANAND V., JAGADISH K. S. Performance characteristics of a solidphase biogas fermentor. Energy for Sustainable Development, 1995, vol. 1, pp. 43-46.

CHANAKYA H. N., JAGADISH K. S. Small scale biogasification of sorted municipal solid wastes. Bioenergy News, 1997, vol. 1, n° 3, pp. 11-15.

CHANAKYA H. N., MOLETTA R. Performance and functioning of USW plug-flow reactors in a 3-zone fermentation model. Proceedings of the fourth International Symposium on Anaerobic Digestion of

Solid Wastes, 2004, DTU, Copenhagen. AHRING B. K., HARTMANN H., International Water Association, pp. 277-284.

CHANAKYA H. N., RAMACHANDRA T. V., GURUPRASAD M., DEVI V. Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential areas. Environ Monit Assess, 2007, vol. 135, pp. 129-139.

CHANAKYA H. N., REDDY B. V. V., MODAK J. Biomethanation of herbaceous biomass residues using 3-zone plug flow like digesters - A case study from India. Renewable Energy, 2009, vol. 34, pp. 416-420.

CHANAKYA H. N., VENKATSUBRAMANIAM R., MODAK J. Fermentation and methanogenic characteristics of leafy biomass feedstocks in a solid phase biogas fermentor. Bioresource Technology, 1997, vol. 62, pp. 71-78.

CHANDLER J. A., JEWELL W. J., GOSSETT J. M., VAN SOEST P. J., ROBERTSON J. B. Predicting methane fermentation biodegradability. Biotechnology and Bioengineering Symposium Series, 1980, vol. 10, pp. 93-107.

CHARNAY F., Compostage des déchets urbains dans les Pays en Développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Ecole Doctorale: Science-Technique-Santé/Faculté des Sciences et Techniques. Limoges: Université de Limoges, 2005, 277 p.

CHAUVIN M. La réglementation française sur la valorisation agronomique des déchets organiques _ Organisation et points principaux. ADEME Bretagne, 2004, 12 p.

CHEN Y. R., HASHIMOTO A. G. Biotechnology & Bioengineering, 1978, vol. Symposium 8, pp. 269-282.

COLLINS H. *New edition of concise English-dictionary*. Glasgow, Harper Collins Publishers. 1679.

CONVERTI A., DEL BORGHI A., SALEH A., MOLINARI F. Linearized kinetic models for the simulation of the mesophilic anaerobic digestion of pre-hydrolyzed of woody wastes Chemical Engineering & Technology, 1999, vol. 22, n° 5, pp. 429-437.

CORNELL J. A. *Experiments with Mixtures-Design, Models and the Analysis of Mixture Data. Probability and Mathematical Statistics*. WILEY. New York, USA.

CORNELL J. A. How to run mixture experiments for product quality. Wisconsin: American Society for Quality - Statistics Division, 1990.

DE BAERE L., VERDONCK O., VERSTRAETE W. High rate dry anaerobic composting process for the organic fraction of solid waste. In: SCOTT C. D. Seventh Symposium on Biotechnology for Fuels and Chemicals, 1985, pp. 321-330.

DEGOULET J. *Le procédé discontinu CIEH: Fiche technique.*

DELAVAR S.-J., Possibilités de production de Biogaz en Haiti. Port-au-Prince: FAMV-UEH, 1980, 43 p.

DENNIS A., BURKE P. E. *Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook. Options for Recovering Beneficial Products from Dairy Manure.* COMPANY E. E.

DESAI C. K. Use of solar pond for thermal control of biogas plant. National Seminar on Solar Energy and Rural Development, 1988, Kolhapur, Shivaji University. pp. 83-88.

DEVENDRA C. Non-conventional feed resources in Asia and Far East. Bangkok: FAO-APHCA, FAO Far East Regional Office 1980, 99 p.

DUVALIER J. C. Décret du 3 mars 1981 relatif à la gestion et l'élimination des déchets. Le Moniteur, 1981, vol., pp.

ECKENFELDER J. W. *Industrial Water-Pollution Control.* Boston Burr Ridge: McGraw-Hill Higher Education. 394-411.

ERIKSSON T., BORJESSON J., TJERNELD F. Mechanism of surfactant effect in enzymatic hydrolysis of lignocellulose. *Enzyme and Microbiology Technology*, 2002, vol. 31, pp. 353-364.

FAO-PAM. Rapport spécial_ Mission d'évaluation des récoltes et disponibilités alimentaires d'Haiti Rome: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture/Programme Alimentaire Mondial, 2005, 27 p.

FAO. Production Yearbook. Rome, 1983.

FAO. *Biogas processes for sustainable development.* MARCHAIM U.

FAOSTAT. *FAO Statistical Yearbook 2007-2008.* Rome.

FÉVRIER A., WILLEQUET F. Valorisation par l'alimentation animale. **In:** MOLETTA R. Les traitements des déchets, 2009, pp. 686.

FIFI U., Impacts des eaux pluviales urbaines sur les eaux souterraines dans les pays en développement – Mécanismes de transfert des métaux lourds à travers un sol modèle de Port-au-Prince, Haïti. Écoles doctorales : Chimie, Procédés, Environnement (France) & Société et Environnement (Haïti). Lyon (France)/ Port-au-Prince (Haïti): Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France) & Université Quisqueya (Haïti), 2010, 260 p.

FLORA J. R. V., RIAHI-NEZHAD C. Availability of poultry manure as a potential biofuel feedstock for energy production. . Columbia, USA: South Carolina Energy Office, 2006, 23 p.

FLORENTINO H. D. O. Mathematical tool to size rural digesters. *Scientia Agricola*, 2003, vol. 60, n° 1, pp. 185-190.

GARBA B. Effect of temperature and retention period on biogas production from lignocellulosic material. *Renewable Energy*, 1996, vol. 9, n° 1-4, pp. 934-641.

GHOSH S. Anaerobic digestion for renewable energy and environmental restoration. 8th International Conference on Anaerobic Digestion, 1997, Sendai International Center, Sendai, Japan. EDUCATION J. M. O., pp. 9-16.

GOLDEMBERG J., REDDY A. K. N., SMITH K. R., WILLIAMS R. H. Rural energy in developing countries. In: GOLDEMBERG J. *World Energy Assessment: Energy and the Challenge of Sustainability*. . New York, 2000.

GOLLAKOTA K. G., MEHER K. K. Effect of particle size, temperature, loading rate and stirring on biogas production from castor cake. *Biological Wastes*, 1988, vol. 24, pp. 243-249.

GOURDON R. *Traitement biologique des déchets*. Techniques de l'Ingénieur, traité Environnement. 14.

GRET-FAMV. *Manuel d'Agronomie Tropicale appliqué à l'agriculture*. 46001. Cahors, Tardy Quercy (S.A.). 490.

GUNASEELAN V. N. Parthenium as an additive with cattle manure in biogas production. *Biological Wastes*, 1987, vol. 21, pp. 195-202.

GUNASEELAN V. N. Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition. *Bioresource Technology*, 2007, vol., n° 98, pp. 1270-1277.

HACH. *Chemical Oxygen Demand _ Method 8000 _ For water, wastewater and seawater _ Dichromate Reactor Digestion Method _ USEPA approved for reporting wastewater analysis*.

HÉDUIT M. La filière biogaz dans les pays en développement. Québec: IEPF & ACCT, 1993, 82 p.

HILLS D. J., NAKAMO K. Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agric Wastes*, 1984, vol. 10, pp. 285-295.

HOBSON P. N. The treatment of agricultural wastes. In: ANDREW W. *Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology*. Critical Reports on Applied Chemistry., 1990, pp. 93-138.

HU Z.-H., YU H.-Q., ZHU R.-F. Influence of particle size and pH on anaerobic degradation of cellulose by ruminal microbes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2005, vol. 55, pp. 233-238.

HURBON L. *Comprendre Haïti. Essai sur l'État, la nation, la culture*. Paris, Les Éditions Karthala. 174.

IEA I. E. A. *Energy and poverty*. Paris: IEA, 2002.

IFAD. *Rural poverty in Haïti [en ligne]*. Disponible sur:

<http://www.ruralpovertyportal.org/web/guest/country/home/tags/haïti>.

IGONI A. H., AYOTAMUNO M. J., EZE C. L., OGAJI S. O. T., PROBERT S. D. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. *Applied Energy*, 2008, vol. 85, pp. 430-438.

IHSI. IVème Recensement Général de la Population et de l'Habitat, Résultats définitifs (Département de l'Ouest). P-au-P: Institut Haïtien de Statistique et d'Informatique, 2005, 630 p.

IHSI. *Inventaires des Ressources et Potentialités d'Haïti (2005)*. Institut Haïtien de Statistique et d'Informatique (IHSI)/Ministère de l'Economie et des Finances.

IRAM. *Etude de Faisabilité du Projet d'Appui à l'Agriculture Périurbaine de Port-au-Prince*. Port-au-Prince: Institut de recherches et d'applications des méthodes de développement (IRAM), 2001.

ISAT-GTZ. *Biogas Digest _ Volume 1 _ Biogas Basics*. Information and Advisory Service on Appropriate Technology (ISAT) & , Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 46.

ISAT-GTZ. *Biogas Digest _ Volume II _ Biogas - Application and Product Development*. Information and Advisory Service on Appropriate Technology (ISAT) & Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1999, 81 p.

ISHIKAWA S., SAKAZAKI Y., EGUCHI Y., SUETOMI R., NAKAMURA E. Identification of chemical substances in industrial wastes and their pyrolytic decomposition products. *Chemosphere*, 2005, vol. 59, pp. 1343-1353.

JAGADISH K. S. *Biogas from leaf biomass, prospects and problems*. Biomass Energy Systems, 1997, Tata Energy Research Institute, New Delhi. VENKATA RAMANA P., SRINIVAS S. N.

JAGADISH K. S., CHANAKYA H. N., RAJABAPPAIAH P., ANAND V. Plug Flow Digestors for Biogas Generation from Leaf Biomass. *Biomass and Bioenergy*, 1998, vol. 14, n° 5/6, pp. 415-423.

JORF. *Loi n° 75-633 du 15/07/75 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux _ Texte abrogé par l'Ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000 (JO n° 219 du 21 septembre 2000)*. **75-633**.

JORF. Loi n°79-595 du 13 juillet 1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture. 1979, vol., pp.

JORF. *Loi n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement.* **92-646.**

JORF. *Code rural et de la pêche maritime _ Titre V : La protection des végétaux _ Chapitre V : La mise sur le marché des matières fertilisantes et des supports de culture.*

JOSEPH O., ROUEZ M., MÉTIVIER-PIGNON H., BAYARD R., EMMANUEL E., GOURDON R. Adsorption of heavy metals on to sugar cane bagasse: Improvement of adsorption capacities due to anaerobic degradation of the biosorbent. *Environmental Technology*, 2009, vol. 30, n° 13, pp. 1371-1379.

KEENAN J. D., KORMI I. *Biotechnology Bioengineering*, 1977, vol. 19, pp. 867-878.

KHAJARERN S., KHAJARERN J. **Potential for the better utilization of crop residues and agro-industrial by-products in animal feeding in Southeast Asia, with special reference to methodology, equipment, facilities and personnel involved as well as outline of research priorities of the region.** In: FAO. *Better utilization of crop residues and by-products in animal feeding: research guidelines - State of knowledge.* Rome, 1985, pp. 213.

KIVAIISI A., . K., ELIAPENDA S. Pretreatment of bagasse and coconut fibres for enhanced anaerobic degradation by rumen microorganisms. *Renewable Energy*, 1994, vol. 5, pp. 791-795.

KOTSYURBENKO O. R., NOZHEVNIKOVA A. N., KALYUZHNYI S. V., ZAVARZIN G. A. Methanogenic digestion of cattle manure at low temperature. *Mikrobiologiya*, 1993, vol. 62, n° 4, pp. 761-771.

LACOUR J., BAYARD R., EMMANUEL E., GOURDON R. Evaluation du potentiel de valorisation par digestion anaérobie des gisements de déchets organiques d'origine agricole et assimilés en Haïti. *Déchets - Revue Francophone d'Écologie Industrielle*, 2011, vol. 60, pp.

LAMPILA M. Experiments with alcali straw and urea. . *Annales Agriculture Fenniae*, 1963, vol. 2, pp. 105-108.

LANSING S., BOTERO R. B., MARTIN J. F. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. *Bioresource Technology*, 2008, vol. 99, pp. 5881-5890.

LANSING S., VÍQUEZ J., MARTÍNEZ H., BOTERO R., MARTIN J. Quantifying electricity generation and waste transformations in a low-cost, plug-flow anaerobic digestion system. *Ecological Engineering* 2008, vol. 34, pp. 332-348.

LAWRENCE A. W., MCCARTY P. I. *Journal of Water Pollution*, 1969, vol. 41, pp. R1-R17.

LAY J.-J., LI Y.-Y., NOIKE T. Effect of moisture content and chemical nature on methane fermentation characteristics of municipal solid wastes. *J. Environ. Syst. Eng. JSCE*, 1996, vol., pp. 101-108.

LE-MONITEUR. *Décret-Loi du 22 Juillet 1937 relatif à l'Urbanisme*.

LE-MONITEUR. *Décret du 26 octobre 1989 définissant le partage de la responsabilité de la gestion des déchets entre le SMCRS et les Mairies Communales de l'AMPAP*.

LE HYARIC R., Caractérisation, traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épuration. Laboratoire de Génie Civile et d'Ingénierie Environnementale. Lyon: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon 2009, 190 p.

LE HYARIC R., BENBELKACEM H., BOLLON J., BAYARD R., ESCUDIÉ R., BUFFIÈRE P. Influence of moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2011, vol. DOI: 10.1002/jctb.2722, pp.

LEMA J. M., MENDEZOR R., BLAZQUEZ R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment. *Review of Water, Air & Soil Pollution*, 1988, vol. 40, pp. 223-250.

LEQUEUX P., CARRÉ J., HEBERT J., LACROSSE L., SCHENKEL Y. *Energie et Biomasse: la densification*. Presses Agronomiques de Gembloux, 1990, 188 p.

LI-XIN K., SAKAI R. K., LI X. Biodegradation of sugarcane bagasse with marine fungus *Phlebia sp.* MG. 60. *Journal of Food Science*, 2002, vol. 48, pp. 159-162.

LUNDAHL M. *Peasants and Poverty. A Study of Haïti*. Croom Helm. London, 1979, 699 p.

LUSK P. *Methane Recovery from Animal Manures: The Current Opportunities Casebook*. (NREL) N. R. E. L.

MALIK R. K., SINGH R., TAURO P. Effect of inorganic supplementation on biogas production. *Biol. Wastes*, 1987, vol. 21, n° 2, pp. 139-142.

MARAMBA F. D. *Maya Farms Division*. Metro Manila: Liberty Flour Mills, Inc, 1978.

MARNDR, BM. *Développement rural en Haïti : diagnostic et axes d'intervention*. Port-au-Prince: Etude dirigée par le Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et du Développement Rural/Banque Mondiale-Unité du Développement Social et Environnemental Durable-Région de l'Amérique Latine et des Caraïbes, 2005.

MATA-ALVAREZ J. *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing.

MATA-ALVAREZ J. Fundamentals of the anaerobic digestion process. **In:** MATA-ALVAREZ J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. Padstow, Cornwall, UK, 2002, pp. 1-20.

MATA-ALVAREZ J., MACÉ S., LLABRÉS P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 2000, vol. 74, pp. 3-16.

MHAPUSKAR S. V. Biogas from vegetable market waste at APMC, Pune. *Bioenergy News*, 1997, vol. 1, n° 3, pp. 16-19.

MIGNOTTE F. *Gaz de fermier à la ferme*. La Maison Rustique. Paris, 1952, 82 p.

MISI S. N., FORESTER C. F. Batch co-digestion of multi-component agro-wastes. *Bioresources Technology*, 2001, vol. 80, pp. 19-28.

MISI S. N., FORESTER C. F. Batch co-digestion of two-component mixtures of agro-wastes. *Trans IChemE*, 2001, vol. 79, Part B, pp. 365-371.

MOLETTA R. *La méthanisation*. Tec & Doc (Editions). 2008, 532 p.

MØLLER H. B., SOMMER S. G., AHRING B. K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, 2004, vol. 26, pp. 485 - 495.

MOLNAR L., BARTHA I. Solid state methane generation. *Mircen Journal of Applied Microbiology and Biotechnology*, 1988, vol. 4, pp. 481-490.

MOORHEAD K. K., NORDSTEDT R. A. Batch anaerobic digestion of water hyacinth: effects of particle size, plant nitrogen content and inoculum volume. *Bioresource Technology*, 1993, vol. 44, n° 1, pp. 71-76.

MSHANDETE A., BJÖRNSSON L., KIVAIISI A. K., RUBINDAMAYUGI M. S. T., MATTIASSON B. Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renewable Energy*, 2006, vol. 31, pp. 2385-2392.

MTPTC-BME-EDH. *Haiti Energy Sector Development Plan 2007 - 2017*. Port-au-Prince: Ministry for Public Works, Transportation and Communications (MTPTC)/Bureau of Mines and Energy (BME)/Electricity of Haiti (EDH), with the technical assistance of the International Atomic Energy Agency (IAEA), 2006, 54 p.

MTPTC. *Gestion intégrée des déchets dans les villes des Gonaïves et du Cap-Haïtien (GIDE)*. D'HAÏTI M.-R.: 14.

MÜLLER C. Anaerobic Digestion of Biodegradable Solid Waste in Low- and Middle-Income Countries _ Overview over existing technologies and relevant case studies. Dübendorf: EAWAG & SANDEC, 2007, 63 p.

MWAKAJE A. G. Dairy farming and biogas use in Rungwe district, south-west Tanzania: a study of opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2008, vol. 12, n° 8, pp. 2240-2252.

NARCISSE L., TOUTPUISSANT E., KENNEDY N., PIERRE F., BUSH M., HOBGOOD N., GODFREY M. Results of promising technologies and methods survey _ First farmer field school.: USAID-DAI, 2009, 85 p.

NF-EN-1484. *Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (COT) et du carbone organique dissous (COD)*. NORMALISATION) A. A. F. D.

NF-EN-25663-ISO-5663. *Dosage de l'azote Kjeldahl _ Méthode après minéralisation au sélénium* ORGANISATION) A. A. F. D. N. I. I. S.

NF-ISO-11465-AFNOR-X-90-029. *Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau _ Méthode gravimétrique*. ORGANISATION) A. A. F. D. N. I. I. S.

NF-T90-008. *Mesure électrométrique du pH avec l'électrode de verre*. NORMALISATION) A. A. F. D.

NF-U-44-160. *Amendements organiques et supports de culture : détermination de la matière organique totale _ Méthode par calcination* NORMALISATION) A. A. F. D.

NF-X-30-402-2. *Test de lixiviation*. NORMALISATION) A. A. F. D. **NF-X-30-402-2**.

NOIKE T., ENDO G., CHANG J. E., YAGUSHI J. I., MATSSUMOTO J. I. Characteristics of carbohydrate degradation and rate limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnol Bioeng*, 1985, vol. 27, pp. 1482-1489.

ORTOLANI A. F., BENINCASA M., JUNIOR J. L. Biodigestores rurais: Modelos Indiano, Chinês e Batelada.: Jaboticabal: FCAV, UNESP, 1991, 35 p.

OWEN E. Farm wastes: straw and other fibrous materials. **In**: DUCKHAM A. N., JONES J. W. G., ROBERTS E. H. *Food Production and Consumption*. Amsterdam, 1976.

OWEN E., JAYASURIYA M. C. N. Use of crop residues as animal feeds in developing countries. *Research and Development in Agriculture*, 1989, vol. 6, n° 3, pp. 129-138.

OWENS J. M., CHYNOWETH D. P. Biochemical methane potential of municipal solid-waste (MSW) components. *Water Science and Technology*, 1993, vol. 27, pp. 1-14.

PALMOWSKI L. M., MÜLLER J. A. Anaerobic degradation of organic materials-significance of the substrate surface area. *Water Science and Technology*, 2003, vol. 47, pp. 231-238.

PARRA R., ESCOBAR A. Use of fibrous agricultural residues (FAR) in ruminant feeding in Latin America. **In:** FAO. Better utilization of crop residues and by-products in animal feeding: research guidelines - State of knowledge. Rome, 1985, pp. 213.

PARRA R., ESCOBAR A., GONZALEZ E. El potencial de los recursos agrícolas fibrosos. *Jornadas Agronomicas, Maracay (Venezuela)*, 1977, vol. XI, pp. 12-15.

PAVLOSTATHIS S. G., GOSSETT J. M. Modeling alkali consumption and digestibility improvement from alkaline treatment of wheat straw. *Biotechnology & Bioengineering*, 1985, vol. 27, pp. 345-353.

PESTA G. Anaerobic Digestion of Organic Residues and Wastes. **In:** OREOPOULOU V., RUSS W. Utilization of By-products and Treatment of Waste in the Food Industry. New York 2007.

PHILIPPE F., Aide à la décision dans la gestion durable des déchets solides ménagers (DSM) de la ville du Cap-Haïtien (République d'Haïti). Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT): Université de Liège (ULg), 2010.

PNUD. Gestion des déchets solides PNUD, IBSA et République d'Haïti, 2008, 8 p.

PUXIN L. *Construction manual of 10 m³ family size Puxin biogas plant*. SHENZHEN PUXIN SCIENCE TECHNOLOGY CO. L.

REDDY A. K. N., WILLIAMS R. H., JOHANSSON T. B. *Energy After Rio: Prospects and Challenges*. New York: United Nations Development Programme, 1997.

ROUEZ M., Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale. Lyon: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2008, 259 p.

SAGAR A. D. Alleviating energy poverty for the world's poor. *Energy Policy*, 2005, vol. 33, pp. 1367-1372.

SALMINEN E., RINTALA J. Anaerobic digestion next term of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review *Bioresource Technology*, 2002, vol. 83, n° 1, pp. 13-26.

SAMSON R., LEDUY A. Detailed study of anaerobic digestion of *Spirulina maxima* algal biomass. *Biotechnology & Bioengineering*, 1986, vol. 28, pp. 1014-1023.

SANTOSH Y., SREEKRISHNAN T. R., KOHLI S., RANA V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques--a review. . *Bioresource Technology*, 2004, vol. 95, n° 1, pp. 1-10.

SASSE L. Biogas plants. Eschborn, Federal Republic of Germany: German Appropriate Technology Exchange (GATE) & Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1988, 66 p.

SASSE L., KELLNER C., KIMARO A. Improved biogas unit for developing countries. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Eschborn: Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, 1991, 84 p.

SCHRÖDER P., HERZIG R., BOJINOV B., RUTTENS A., NEHNEVAJOVA E., STAMATIADIS S., MEMON A., VASSILEV A., *et al.* Bioenergy to Save the World_Producing novel energy plants for growth on abandoned land. *Env Sci Pollut Res*, 2008, vol. 3, n° 15, pp. 196-204.

SCHULZ H., EDER B. Biogas-Praxis_2. Staufen bei Freiburg: Ökobuch, 2001.

SCHWARTZ J., SLATER D., LARSON T. V., PIERSON W. E., KOENIG J. Q. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *American Review of Respirable Diseases* 1993, vol. 147, pp. 826-831.

SERANI A., CANCELL F. Caractérisation des déchets. In: MOLETTA R. Les traitements des déchets, 2009, pp. 3-23.

SHARMA S. K., MISHRA I. M., SHARMA M. P., SAINI J. S. Effect of particle size on biogas generation from biomass residues. *Biomass & Bioenergy*, 1988, vol. 17, n° 4, pp. 251-63.

SHARMA S. K., MISHRA M., SAINI J. S., SHARMA M. P. Biogas from biomass. *Indian Journal of Rural Technology*, 1989, vol. 1, pp. 1-17.

SHIH J. C. H. Recent Development in Poultry Waste Digestion and Feather Utilization-A Review. *Poultry Science*, 1993, vol. 72, n° 9, pp. 1617-1620.

SINGH K. J., SOOCH S. S. Comparative study of economics of different models of family size biogas plants for state of Punjab, India. *Energy Conversion and Management*, 2004, vol. 45, pp. 1329-1341.

SMITH K. R. Fuel combustion, air pollution exposure and health: the situation in developing countries. *Annual Review of Energy and the Environment*, 1993, vol. 18, pp. 529-566.

SMITH K. R., ZHANG J., UMA R., KISHORE V. V. N., JOSHI V., KHALIL M. A. K. Greenhouse implications of household fuels: an analysis for India. *Annual Review of Energy and the Environment*, 2000, vol. 25, pp. 741-763.

SMOLIKOWSKI B. La GCES, une nouvelle stratégie de lutte antiérosive en Haïti. Cahier ORSTOM Pédologie, 1993, vol. 28, pp. 229-253.

SOSA-ARNAO J. H., NEBRA S. A. First and Second Law to Analyze the Performance of Bagasse Boilers. International Journal of Thermodynamics, 2011, vol. 14, n° 2, pp. 51-58.

SRIVASTAVA R., PILLAI K. R., SINGH H. D., RAGHAVAN K. V. Studies on design of anaerobic digester for water hyacinth. IIIrd International Conference on Water Hyacinth, 1984, Hyderabad, India. LABORATORY R. R., pp. 566-592.

TCHOBANOGLOUS G., BURTON F., STENSEL H. Waste-water Engineering: treatment and reuse _Fourth edition. New Delhi: Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, 2003, 1819 p.

TCHOBANOGLOUS G., THEISEN H., VIGIL S. Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues. New York: McGraw Hill, 1993.

THONART P., DIABATÉ S. I., HILIGSMANN S., LARDINOIS M. *Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissements technique dans les pays de Sud. Collection Points de repère.* OIF I. E. Québec: 121.

THURSTON G. D., ITO K., HAYES C. G., BATES D. V., LIPPMANN M. Respiratory hospital admissions and summer time haze air pollution in Toronto. Environmental Research, 1994, vol. 65, pp. 271-290.

UNEP U. N. E. P., C4 C. F. C., CHEMISTRY, AND CLIMATE. The Asian Brown Cloud: Climate and Other Environmental Impacts. Nairobi
UNEP, 2002.

VALENCIA R., VAN DER ZON W., WOELDERS H., LUBBERDING H. J., GIJZEN H. J. Achieving "Final Storage Quality" of municipal solid waste in pilot scale bioreactor landfills. Waste Management, 2009, vol. 29, n° 1, pp. 78-85.

VAN SOEST P. J., WINE R. H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. Determination of plant cell wall constituents. . Journal of Association of Official Analytical Chemists, 1967, vol. IV, n° 50, pp. 50-55.

VICTOR J. A. CODE Des LOIS HAITIENNES De L'ENVIRONNEMENT Port-au-Prince, Haïti: Programme des Nations Unies pour le Développement _ Unité de Coordination et de Suivi de l'Environnement, 1995, 325 p.

WALEKHWA P. N., MUGISHA J., DRAKE L. Biogas energyfromfamily-sizeddigestersinUganda:Criticalfactorsand policy implications. Energy Policy, 2009, vol. 37, pp. 2754-2762.

WARD A. J., HOBBS P. J., HOLLIMAN P. J., JONES D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 2008, vol. 99, pp. 7928-7940.

WB, IDB, HAITIAN-GOVERNMENT. Improving Efficiency of the Fiscal System and Investing in Public Capital to Accelerate Growth and Reduce Poverty. 40066-HT: Poverty Reduction and Economic Management Sector Unit, Latin America and Caribbean Region _ World Bank, Inter-America Development Bank and the Government of Haiti, 2008, 254 p.

WERNER U., STÖHR U., HEES N. Biogas plants in animal husbandry. Viewg. German Appropriate Technology Exchange (GATE)/Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1989, 134 p.

WHO W. H. O. World Health Report: Reducing Risks, Promoting Healthy Life. Geneva: WHO, 2002.

WILSON R. K., PIGDON W. J. Effects of a sodium hydroxide treatment on the utilisation of wheat straw and poplar wood by rumen microorganisms. *Canadian Journal of Animal Science*, 1964, vol. 44, pp. 117-132.

WORLD-BANK, IDB. Public Expenditure Management and Financial Accountability Review (PEMFAR) _ Improving Efficiency of the Fiscal System and Investing in Public Capital to Accelerate Growth and Reduce Poverty. World Bank and the Inter-America Development Bank and the Government of Haiti, 2008, 204 p.

XP-U-44-162. *Amendements organiques et supports de culture. Fractionnement biochimique et estimation de la stabilité biologique: méthode de caractérisation de la matière organique par solubilisations successives*. AFNOR. **XP-U-44-162**.

YADVIKA S., SREEKRISHNAN T. R., SANGEETA K., VINEET R. Enhancement of biogas production from solid substrates using different technique - A Review. *Bioresour. Technol.*, 2004, vol. 95, pp. 1-10.

ZAYED G., ABDEL-MOTAAL H. Bio-production of compost with low pH and high soluble phosphorus from sugar cane bagasse enriched with rock phosphate. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 2005, vol. 21, pp. 747-752.

Annexes

Annexe 1 : Biodégradabilité sommaire et prétraitements de sous-produits agricoles et agro-industriels (Braun et Wellinger, 2002).

Déchets	Très bon	Bon	Faible	Prétraitements
Biodéchets d'origine agricole				
Paille et autres résidus végétaux fibreux			+	Nécessité de hachage et broyage
Déchets verts de végétaux, récolte, grain et ensilage		+		Nécessité de hachage (risques de perturbations par du sable, des pierres, une couche d'écume)
Lixiviat d'ensilage	+			Charge de DCO potentiellement élevée
Résidus de récolte		+		Nécessité de hachage (risque de perturbations par du sable et des pierres)
Déchets d'origine agro-industrielle				
Aliments avariés		+		Nécessité de déballage (coûteux)
Pâte, déchets de pâtisserie		+		Nécessité de dilution
Petit-lait	+			Aucun prétraitement
Résidus de conserves et des surgelés		+		Nécessité de déballage (coûteux)
Résidus de la production de jus		+		Hachage conseillé

Annexe 2 : Calcul de la Production réelle de biogaz et du taux de dégradation du substrat.

La production réelle rend compte du volume de gaz produit dans les flacons-réacteurs, à partir de la digestion anaérobie des substrats, après déduction de la production résiduelle de biogaz par l'inoculum. Les détails relatifs à la procédure de calcul de cette production sont reportés à l'annexe 2. Le volume de biogaz produit est calculé à partir de la mesure des différentiels de pression, à volume et température constants, selon la loi des gaz parfaits et d'après les relations ci-dessous, où V_g représente le volume du ciel gazeux des flacons, obtenu par soustraction du volume de la suspension inoculum-substrat-milieu nutritif du volume moyen des flacons ($V_g = V_{total} - V_{suspension}$) ; Δn représente le nombre de moles de gaz produit au cours du laps de temps compris entre t_1 et t_2 ; ΔP est la différence de pression durant le même temps ; R est la constante des gaz parfait ($R = 0,082$ litre.atm.mol⁻¹.K⁻¹) ; T est la température en °K.

$$P_1 V_g = n_1 RT \quad (\text{au temps } t_1)$$

$$P_2 V_g = n_2 RT \quad (\text{au temps } t_2)$$

$$n_2 - n_1 = \Delta n = (P_2 - P_1) \frac{V_g}{RT} = \frac{\Delta P \cdot V_g}{RT}$$

Le volume d'une mole de gaz, avec $V_{molaire}$ en litre, T en °K et P en atm, étant :

$$V_{molaire} = \frac{RT}{P},$$

$$V_{Biogaz} = V_{molaire} \cdot \Delta n = V_{molaire} \cdot \frac{\Delta P \cdot V_g}{RT} = \frac{\Delta P \cdot V_g}{P}.$$

V_{biogaz} correspond au volume de biogaz à la pression atmosphérique et la température de l'expérience, soit 1013 mbar et 35 °C ou 308 °K.

L'expression de ce volume dans les conditions normales de température et de pression (CNTP), c'est-à-dire à 273 °K et 1013 mbar est :

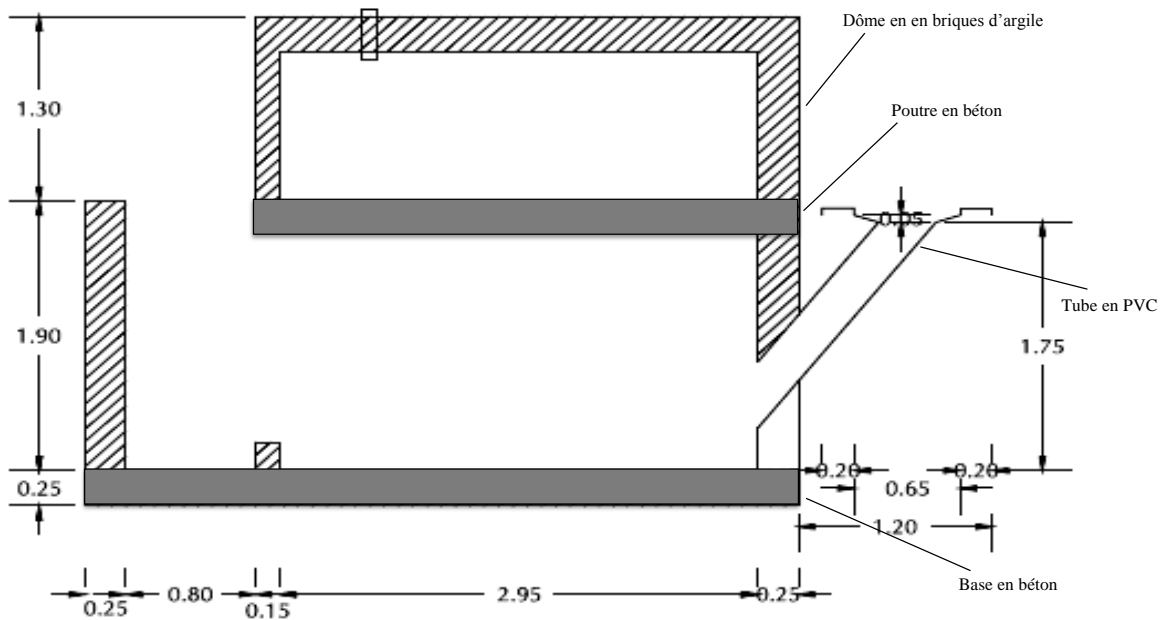
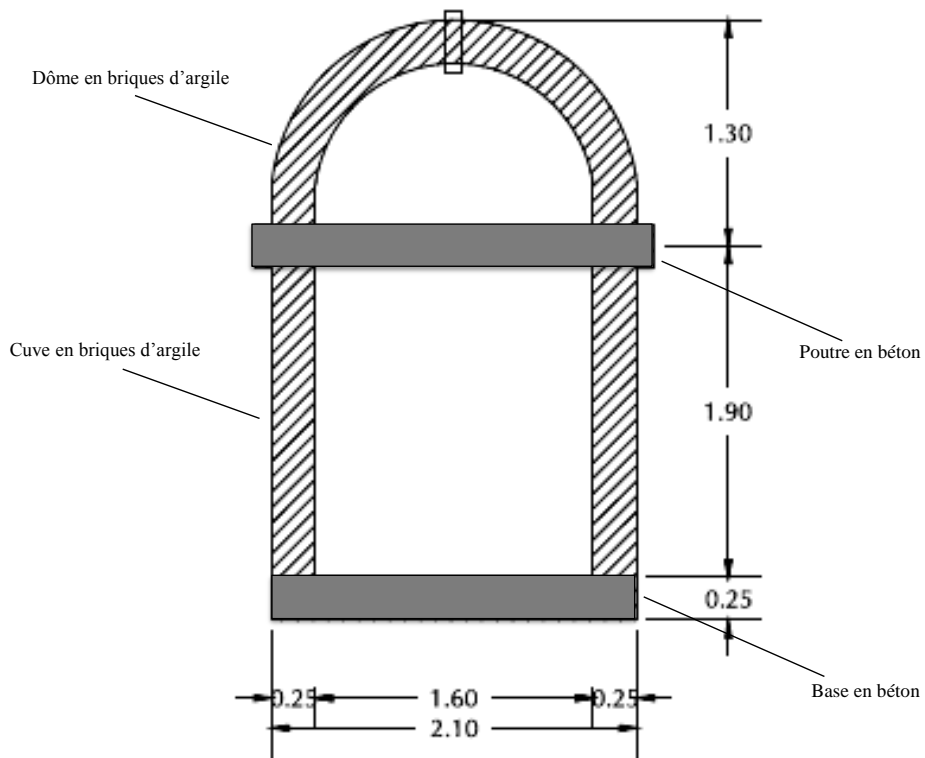
$$V_{CNTP} = V_{308^\circ K} \frac{273}{308}.$$

Elle traduit une activité microbienne optimale de digestion anaérobie exprimée en NL de biogaz/kg MV ou MS ou DCO, selon les conditions et la durée de l'expérience.

Le taux de dégradation d'un substrat est calculé à partir du volume de biogaz (ou de méthane) produit, rapporté à la production théorique de biogaz.

$$\% \text{ dégradation} = V_{biogaz} \frac{\frac{NL}{kg} MV}{V_{th}} \left(\frac{NL}{kg} MV \right) \times 100$$

Annexe 3 : Sections transversale et longitudinales du digesteur pilote.



Annexe 4 : Coefficients d'équivalence et de conversion

GPL : 1 tonne = 1,09 tep (tonne équivalent pétrole)

Kérosène : 1 tonne = 1,04 tep

Bois : 1 tonne = 0,405 tep

Charbon de bois : 1 tonne = 0,69 tep

1 tep = 10,79 barils de GPL = 7,38 barils de kérosène

1 baril = 159 litres

1 baril équivalent pétrole (bep) = 0,13878 tep

1 gallon = 0,02381 baril (bl) ; 1 bl = 42 gallon (gal)

1 gallon = 3,785 litres

1 MWh = 0,6196 bep = 0,08599 tep (équivalent à la consommation)

1 MWh = 0,022 tep (quantité d'énergie nécessaire pour produire 1 MWh)

1 gallon de kérosène = 3,1 kilo (kg)

1 kg = 2,2 livres (lb) ; 1 lb = 0,4536 kg

1 kg GPL = 42,5 méga joules (MJ)

1 litre kérosène = 35 MJ

1 kg bois = 16 MJ

1 kg charbon de bois = 31 MJ

FOLIO ADMINISTRATIF

THESE SOUTENUE DEVANT L'INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUEES DE LYON

NOM : LACOUR	DATE de SOUTENANCE : 19 mars 2012	
Prénoms : Joaneson		
TITRE : Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti		
NATURE : Doctorat	Numéro d'ordre : 2012ISAL0026	
Ecole doctorale : Ecole doctorale Chimie de Lyon (Chimie, Procédés, Environnement)		
Spécialité : Chimie de l'Environnement		
<p>RESUME : Dans les espaces ruraux et périurbains d'Haïti, les déchets et résidus organiques générés principalement par les activités agricoles et agroindustrielles, sont traditionnellement valorisés in situ dans l'alimentation animale comme provende, dans la fertilisation des sols comme amendement organique et/ou à des fins énergétiques comme combustibles. Parallèlement, au niveau des villes, les déchets organiques sont majoritairement éliminés sans aucune forme de ségrégation dans des décharges non contrôlées. Ce travail de recherche a voulu mettre l'accent sur l'opportunité de valoriser ces déchets par la méthanisation approchée comme une voie alternative de traitement biologique des déchets organiques fermentescibles.</p> <p>Le travail d'évaluation des gisements de déchets organiques a mis en évidence que la mauvaise gestion de ces gisements entraîne une perte annuelle de matières estimée à près de 2 960 000 tonnes de matière sèche, potentiellement convertibles en 367 500 000 Nm3 de méthane ou 310 000 tep, correspondant à environ 16% de la couverture énergétique finale des ménages à l'échelle nationale.</p> <p>L'approche expérimentale à l'échelle de laboratoire a permis d'évaluer les potentiels biométhanogènes de certaines catégories de déchets d'origine agricole, dont la bagasse, le chou et les déjections de bovins, porcins et poulets, ainsi que les possibilités d'optimisation des cinétiques de digestion anaérobie par des moyens peu onéreux comme la réduction de la taille des particules, l'augmentation du ratio InoculumMV/SubstratMV et les effets de synergie liés à la co-digestion.</p> <p>Des recherches à l'échelle du pilote de terrain ont également été réalisées. Un digesteur a été construit sur le modèle des digesteurs indiens et suivi pendant plusieurs semaines. Malgré les conditions particulières de mise en œuvre du pilote, les essais réalisés ont démontré la faisabilité de la filière avec la technologie rustique sélectionnée. Le temps de retour sur investissement pour un fonctionnement optimal du digesteur pilote a été estimé à 5 ans.</p>		
MOTS-CLES : Haïti, digestion anaérobie, déchets organiques, traitement biologique, biogaz..		
Laboratoire (s) de recherche : Laboratoire de Génie Civile et d'Ingénierie Environnementale, INSA de Lyon (France) Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya (Haïti)		
Directeur de thèse: Rémy BAYARD & Evens EMMANUEL		
Président de jury : Pierre BUFFIERE		
Composition du jury :		
Rémy BAYARD	HDR (LGCIE, INSA de Lyon)	Directeur de thèse
Pierre BUFFIERE	Professeur (LGCIE, INSA de Lyon)	Examineur
Evens EMMANUEL	HDR (LAQUE, UniQ)	Directeur de thèse
Jean Fénel FELIX	Docteur (FAMV, UEH)	Rapporteur
Rémy GOURDON	Professeur (LGCIE, INSA de Lyon)	Examineur
Guy MATEJKA	Professeur (GRESE, ENSIL)	Rapporteur
Invités :		
Paul VERMANDE	Professeur (CEFREPADE)	
Pascale NAQUIN	Docteur (CEFREPADE, INSAVALOR)	