

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE



Université Abbès Laghrour Khenchela
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département : Ecologie et Environnement



Mémoire de fin d'étude
Présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Master Académique
Option : *Ecologie et environnement*

Thème

**CONTRIBUTION À L'ÉTUDE DE LA
VALORISATION DES BOUES PAR
MÉTHANISATION**

Présenté par : ***ABEKHTI Elaid***

Devant le jury:

Présidente	ADDAD D.	MAA.	Univ. Abbes Laghrour
Examinatrice	MERIDJA W.	MAB.	Univ. Abbes Laghrour
Promotrice	ABABSA N.	MAA.	Univ. Abbes Laghrour
Co-promoteur	DJAAFRI M.	MAA.	URENR MS Addrar

2015 / 2016

Remerciements

Je remercie DIEU tout puissant qui m'a donné le courage, la force et la Volonté pour réaliser ce modeste travail ;

J'exprime ma gratitude à ABABSA N. mon encadreur qui n'a pas hésité à me faire confiance. Je tiens à l'à remercier très sincèrement pour sa patience à mon égard durant les étapes de ce travail, pour ces conseils ainsi que son soutien permanent.

Un grand merci également au directeur de l'Unité de Recherche en Energies Renouvelables en Milieu Saharien d'ADRAR Mr le professeur HAMMODA M. et tous les membres de laboratoire la division de la conversion thermique et thermodynamique, avec une mention particulière pour Mr DJAAFRI Mohamed.

J'adresse mes vifs remerciements à Madame ADDAD D. et madame Meridja W. Qui ont accepté d'évaluer mon travail.

J'exprime ma reconnaissance à tous les enseignants qui ont contribué à ma formation.

Un grand merci pour toutes les personnes qui de près ou de loin ont contribué à la réussite de ce travail, par le soutien moral, administratif ou technique.

Je dédie ce travail à

Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond amour. Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.

A la mémoire de mon Père **SEDDIK**

Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime, le dévouement et le respect que j'ai toujours eu pour vous. Rien au monde ne vaut les efforts fournis jour et nuit pour mon éducation et mon bien être. Ce travail est le fruit de tes sacrifices que tu as consentis pour mon éducation et ma formation.

A ma très chère mère **ZOHRA**

Affable, honorable, aimable : Tu représentes pour moi le symbole de la bonté par excellence, la source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi. Ta prière et ta bénédiction m'ont été d'un grand secours pour mener à bien mes études.

A mon cher frère : Ismail.

A mes adorables sœurs Fatima, Meriem, Samia, Noura et Rokya.

A tous mes oncles et leurs enfants Nour Elislam Ayoub Abd Elrahman Hammadi.

A tous les membres de ma famille **ABEKHTI**.

Et Hanoun k et ses enfants : nacre Eddine et Aroua, et Hamoulili k et ses fils : et Alaa et Mohamed Anesse

A mes adorables amis : Zouhir, Aymen, Djaber K, Abdelkrim, Saddam ; Ramzi, moussa, Moustapha, Rmadane, Nacer, Ibrahim, Mammam, Abd Allah, Allal, Moukhtar, Nadir, Abd Elghafour, koko, Hakim, Yacine, Yamina, Manel, Imane. Djawida Fawzia et Dalila.

A tous mes collègues de la promo 2015-2016 **ECOLOGIE**

En témoignage de l'amitié qui nous a uni et des souvenirs de tous les moments que nous avons passé ensemble je vous dédie ce travail et je vous souhaite une vie pleine de santé et de bonheur.

*"Rien ne se perd, rien ne se crée,
tout se transforme"*

Antoine Lavoisier

Sommaire

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction

La première partie : synthèse bibliographique

1. Généralités sur les boues comme résultats de traitement des eaux usées.....	01
1.1. Types de boues.....	01
1.2. Nature et composition de la boue.....	01
1.3. Traitements et destination des boues	02
2. Généralités sur la digestion anaérobique	03
2.1. Historique.....	03
2.2. Principes de la digestion anaérobie.....	04
2.3. Les étapes biochimiques de la digestion anaérobie.....	05
2.4. Différents systèmes de digesteurs.....	06
a) Le digesteur batch ou discontinu.....	07
b) Digesteur continu.....	07
2.5. Facteurs influençant la stabilité du processus de biogaz.....	08
2.6. Conditions physico-chimiques nécessaires à la digestion anaérobie.....	09
2.7. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie.....	09
3. Biogaz : source d'énergie renouvelable.....	10
3.1. Caractéristiques du biogaz.....	11
3.2. Modes de valorisation.....	11
3.3. Amélioration du débit de biogaz.....	12
3.4. Equivalences énergétiques du biogaz.....	12

La deuxième partie : partie expérimentale

1. matériel et méthode	13
2. Origine et caractérisation du substrat utilisé.....	13

Méthodes d'analyses

1. Détermination de la matière sèche.....	16
2. Détermination de la teneur en matière organique.....	18
3. Les paramètres de contrôle et de suivi	19
3.1- Paramètres du fonctionnement.....	20
3.2- paramètres d'épuration.....	23

La Troisième partie : Résultats et discussions

Caractérisation du substrat.....	25
1. Evolution des paramètres de fonctionnement	25
1.1. Evolution de pH durant la digestion anaérobie.....	25
1.2. Evolution du volume de biogaz durant la digestion anaérobie.....	26
1.3. Inflammabilité du biogaz.....	27
1.4. Evolution des acides gras volatile durant la digestion anaérobie.....	28
1.5. Variation de titre d'alcalinité complet.....	29
1.6. Rapport AGV/TAC.....	30
1.7. Variation de la DCO.....	30

Conclusion

Références bibliographiques

Résumé

Liste d'abréviation

AGV : acides gras volatils

DCO : Demande chimique en oxygène

MO : Matière organique.

MS : matière sèche.

PCI : pouvoir calorifique inférieure

PCS : Le pouvoir calorifique supérieur.

pH : potentiel d'hydrogène.

TAC : Le titre alcalimétrique complet

TSH ; le temps de séjour hydraulique.

URER.MS : Unité de recherche d'énergie renouvelable dans le milieu saharienne.

Liste des figures

Figure 1. Étapes des traitements des boues.

Figure 2. Vue générale d'un type de digesteur chinois produisant du biogaz pour faire cuire et s'allumer. L'image originale a été éditée dans le journal (Biogas in China) par National office for Biogas Development and Extension, People's Republic of China.

Figure 3. Étapes de la digestion anaérobie (B. : bactéries ; A. : Archées).

Figure 4. Substrat avant et après le prétraitement.

Figure 5. Montage utilisé comme réacteur biologique vide.

Figure 6. Le réacteur biologique placé dans un bain marie chauffé.

Figure 7. Capsules contenant de la boue pour séchage dans l'étuve.

Figure 8. Refroidissement des capsules dans un dessiccateur.

Figure 9. Four à moufle utilisé pour la calcination.

Figure 10. Mesure du pH avec un pH-mètre.

Figure 11. Schémas de mesure et stockage du volume de biogaz produit.

Figure 12. Test de l'inflammabilité du biogaz.

Figure 13. Etapes du dosage de la DCO.

Liste des tableaux

Tableau 1. Composition des boues urbaines obtenues par le mélange des boues des décanteurs primaires et secondaires de stations d'épurations à boues activées.

Tableau 2. La caractérisation microbiologique d'inoculum.

Tableau 3. Caractéristiques physicochimiques des eaux avant et après le traitement dans la station d'épuration.

Introduction

Introduction

Les boues sont des sous produits majoritaires et inévitables considérées comme des déchets issus des différentes étapes de traitement des eaux usées, elles sont constituées d'eau et de matières minérales et organiques. Généralement 1 m³ d'eaux usées domestiques donne, après traitement, 350 à 400 grammes de boues. Ce qui signifie que l'augmentation de la quantité des boues est en croissance avec l'augmentation de la consommation d'eau et l'amélioration des techniques de traitement. Cela peut engendrer des problèmes pour les usines de traitement des eaux s'ils ne trouvent pas des débouchés de valorisation ou d'élimination de cette boue. Généralement l'épandage, l'incinération et l'élimination dans les CET restent les principaux débouchés des boues.

Une des technologies efficace et moins coûteuse permettant le traitement de la fraction organique de ces boues est la digestion anaérobie, qui consiste en une dégradation biologique, en absence d'oxygène, de la matière organique en un biogaz qui est un mélange de méthane (CH₄,) et de dioxyde de carbone (CO₂). Grâce à la digestion anaérobie, les déchets deviennent une source de richesses. Cette technologie devient essentielle dans le processus de réduction des volumes de boues et la production de biogaz, qui est une source d'énergie renouvelable pouvant être utilisée dans la production d'électricité et de la chaleur (**Office International de l'Eau, 2001**). Surtout que l'augmentation exponentielle de la consommation d'énergie, spécialement celle des combustibles fossiles, causée par le développement rapide de l'économie provoque une augmentation de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et entraîne des changements climatiques. De plus, les réserves de combustibles fossiles sont bientôt finies et, au rythme de consommation actuel, leur épuisement doit être envisagé. Il est donc nécessaire de diminuer la dépendance aux combustibles fossiles et d'explorer les nouvelles énergies renouvelables.

Notre travail est une contribution à l'étude de la valorisation des boues considérées comme déchets en grande quantités par le procédé de dégradation biologique en absence d'oxygène appelé encore bio méthanisation ou digestion anaérobique.

Notre mémoire est structurée en trois parties :

La première partie est une revue de la littérature scientifique ;

La deuxième partie est une présentation des matériels et méthodes utilisés;

La troisième partie est consacrée à l'analyse des résultats.

Synthèse bibliographique

1. Généralités sur les boues comme résultats de traitement des eaux usées

Ramade (2000), définit les eaux usées comme étant des eaux dont la qualité a été compromise par l'activité humaine pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et rejeté dans un émissaire d'égout. D'après **Rodier et al. (2005)**, les eaux usées englobent, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux de vannes chargées de fèces et d'urines ; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine. Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux microorganismes.

Cela nécessite un traitement de cette eau polluée avant le rejet final vers l'espace naturel.

Les boues générées par les stations d'épuration sont provenus des différentes étapes de traitement des eaux usées dont le prétraitement, le traitement primaire traitement secondaire.

1.1. Types de boues

Les boues d'épuration sont classées en trois grands groupes :

Les boues primaires, sont issues du traitement primaire et sont produites par simple décantation, en tête de station d'épuration. Ces boues sont fraîches et fortement fermentescibles (**Derbal, 2009**). Les boues issues des stations qui utilisent des flocculants minéraux (sel de fer ou d'aluminium) pour la décantation dans le traitement sont appelées des boues physico-chimiques (**Derbal, 2009**).

Les boues secondaires, issues du traitement secondaire après clarification. Elles sont essentiellement composées de biomasse présente en excès dans le système et par la matière réfractaire à l'épuration biologique. Ce sont des boues fraîches biologiques, essentiellement sous forme de floccs de bactéries (**Derbal, 2009**).

Le mélange de boues primaires et secondaires conduit à l'obtention des **boues mixtes**, leur composition est dépendante de la quantité et la composition de boues primaires et secondaires produites. Très fermentescibles, ces boues subissent un traitement de stabilisation (**Derbal, 2009**).

1.2. Nature et composition de la boue

Selon la nature des effluents et le type de traitement, les caractéristiques des boues sont extrêmement variables d'une source à l'autre.

La caractérisation des boues passe par la détermination des paramètres suivants : pH, siccité, pourcentage de matière organique, PCI, composition en NTK, NH₄⁺, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO

et des micro-organismes (surtout des bactéries dégradatives issues de biomasses épuratrices). Généralement la composition est extrêmement variable en fonction du site où elles sont produites. A la sortie des décanteurs elles sont aux alentours à 10-15 g/litre en matière sèche. (Moletta, 2003). Le tableau (1) donne un exemple de la composition des boues urbaines exprimée sur une base de la matière sèche.

Tableau 1. Composition des boues urbaines obtenues par le mélange des boues des décanteurs primaires et secondaires de stations d'épurations à boues activées. (Moletta, 2003).

	Matière organique	Azote	Phosphore	Potassium	Calcium
Teneur en % de la matière sèche	60- 80	3.5- 4.5	2 -2.5	0.2- 0.3	5 -15

1.3. Traitements et destination des boues

Le traitement des eaux résiduaires fait appel à des procédés qui transforment les polluants en sous-produits solides. Ces derniers se distinguent principalement par leur forme, leur siccité et leur teneur en éléments minéraux et organiques : graisses (0,05% des sous produits solides), refus de dégrillage (0,18%), sables (0,14%) et boues (99%), les boues constituent donc le principal sous-produit de l'épuration (Bonnier, 2008). Les boues nécessitent un traitement avant d'atteindre leur destination finale, le choix d'une filière de traitement des boues est important. Pour des raisons de stabilisation, de réduction de volume et d'élimination des agents pathogènes.

Elles peuvent être, après les procédés de traitements d'épaississement, de stabilisation et de séchage, valorisées en agriculture avec ou sans compostage, valorisées énergétiquement, incinérées ou éliminées en Centre d'Enfouissement Technique (fig. 1).

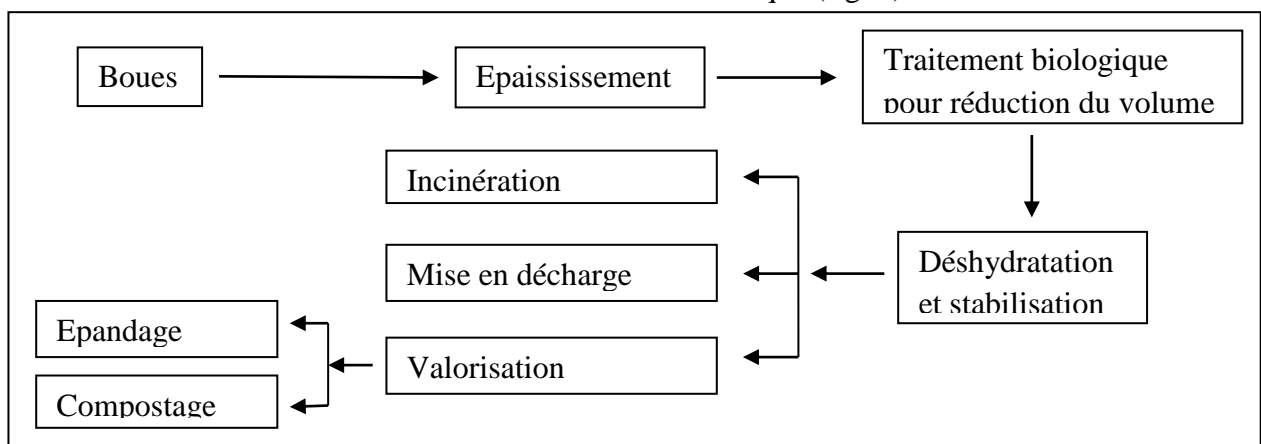


Figure 1. Étapes des traitements des boues (Bonnier, 2008 modifiée).

2. Généralités sur la digestion anaérobie

2. 1. Historique

Gijzen (2002), indique que l'utilisation de la digestion anaérobie pour le traitement des eaux usées date depuis le 19ème siècle. Dans les régions rurales de la Chine et de l'Inde, des constructions simples de réacteur (fig. 2) ont été longtemps employées pour traiter les déchets des animaux et agricoles dans le but principal de récupérer l'énergie pour faire cuire et allumer.

La méthanisation des boues des stations d'épuration, à grande échelle, employant une technologie de pointe a été présentée en France depuis 1860 (**Mccarty, 2002**).

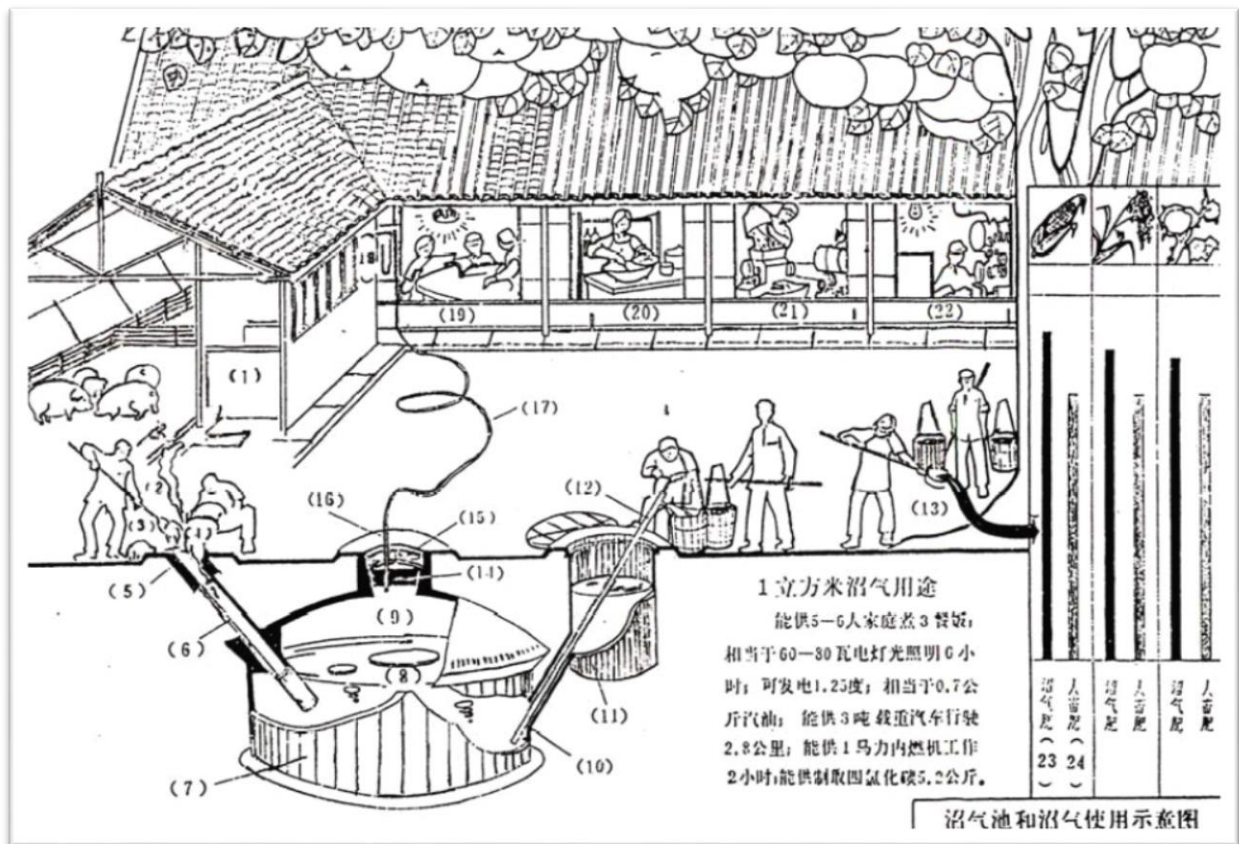


Figure 2. Vue générale d'un type de digesteur chinois produisant du biogaz pour faire cuire et allumer. L'image originale a été éditée dans le journal (Biogas in China) par National office for Biogas Development and Extension, People's Republic of China. (**Derbal, 2009**)

Toutefois, c'est à partir des années 70 que le traitement anaérobie a attiré plus d'attention en termes de recherche et développement technologique (**Ahring, 2003**). **Marcato (2007)**, souligne que la digestion anaérobie a été énormément étudiée sous un angle de production d'énergie renouvelable. Cet intérêt a augmenté, à la suite de la prise de conscience

environnementale accrue de la population. En outre (**Ahring, 2003**) signale qu'à la fin des années 80, la Co-digestion traite un mélange de différents types de déchets, y compris les déchets d'animaux, les déchets alimentaires et les déchets organiques ménagers, ont été présentées dans plusieurs pays.

Aujourd'hui, un nombre important de systèmes technologiques de digestion anaérobie est en service pour le traitement de différents types de substrats et le développement est encore en marche (**Gijzen, 2002**).

2. 2. Principes de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un procédé naturel de fermentation et de transformation de la matière organique via des bactéries en absence d'oxygène. Elle conduit à la formation d'un biogaz riche en méthane et utilisable comme source d'énergie. Ainsi, (**OTV., 1997**) souligne que la digestion anaérobie permet une réduction de la matière sèche d'environ 50%. D'après (**Mata, 2003**).

Le biogaz, composé principalement de méthane (55-70%) et de dioxyde de carbone (25-40%), avec des traces de l'hydrogène et de H₂S.

En même temps les micro-organismes anaérobies consomment peu d'énergie, ce qui entraîne une production de boues limitée (3 à 20 fois inférieure à un traitement aérobie) (**Bitton, 1994**).

En effet, **Trably (2002) et Moletta (1993)** indiquent que les micro-organismes utilisent seulement 10 à 15 % de l'énergie du substrat pour leur croissance le reste étant utilisé pour la production du biogaz.

Par l'action combinée de plusieurs communautés de micro-organismes, en absence totale d'oxygène et dans un réacteur biologique appelé digesteur, la méthanisation se déroule en quatre étapes principales : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et enfin la méthanogénèse. Les étapes sont présentées sur le schéma de la figure (3).

Pour mener à bien une digestion anaérobie, il est nécessaire d'avoir des vitesses de réactions équilibrées pour ne pas inhiber une des étapes et le contenu du digesteur est mélangé et maintenu à une température variant entre 35 et 40°C (phase mésophile) (**Edeline, 1997**).

2. 3. Les étapes biochimiques de la digestion anaérobie

La méthanisation est un processus de fermentation anaérobie complexe, mettant en jeu plusieurs étapes biochimiques correspondant à l'action de différents groupes bactériens et aboutissant à la formation de biogaz et du digestat:

- L'hydrolyse de la matière organique.
- L'abiogénèse : transformation de la matière organique en acide gras.
- L'acétogénèse : formation d'acétate, d'hydrogène et de gaz carbonique à partir des acides gras.
- La méthanogénèse qui conduit à la formation de méthane à partir des produits de la réaction précédente.

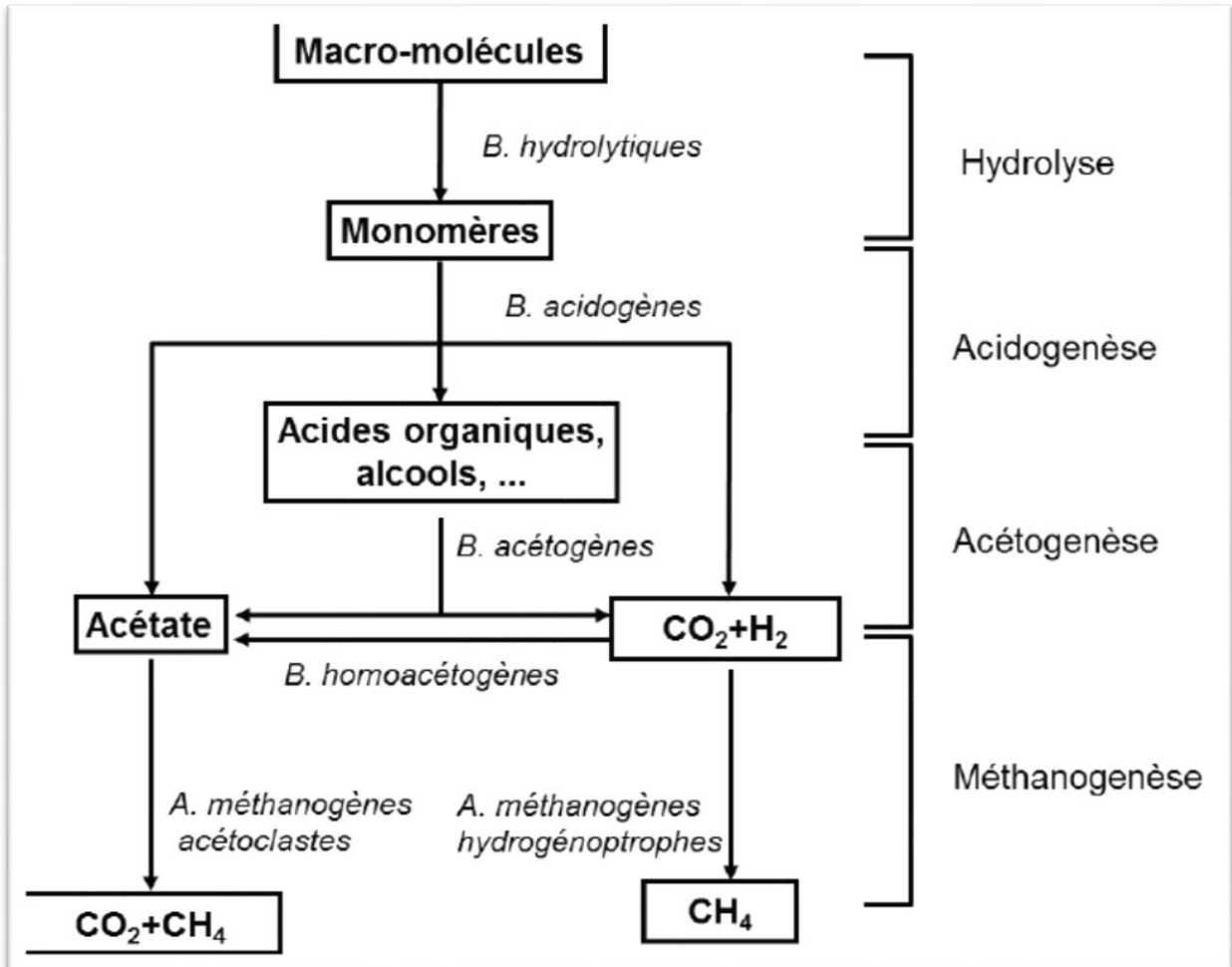


Figure 3. Étapes de la digestion anaérobie (B. : bactéries ; A. : Archées) (Hess, 2007).

Au cours de la première étape d'**hydrolyse**, les macromolécules complexes sont solubilisées sous l'action d'enzymes extracellulaires excrétées par des bactéries anaérobies strictes (*Clostridium* pour la dégradation de cellulose, amidon) ou facultatives aérotolesérantes (*Bacillus* pour la dégradation de protéines) (Hess, 2007). Les composés particuliers sont scindés en monomères (ou dimères) de taille suffisamment petite pour pouvoir être transportés au travers

de la membrane cellulaire. Une fois dans la cellule ces molécules simples pourront être utilisées comme source d'énergie pour le métabolisme (**Zeikus, 1980 ; Moletta, 2002**).

Dans une seconde étape, il s'agit **de l'acidogénèse**, où les monomères issus de l'hydrolyse, ainsi que les composés dissous, servent de substrats à des microorganismes fermentaires qui les dégradent principalement en acides de faibles poids moléculaires comme les acides gras volatils [AGV] tels que propionate, butyrate, valérate, mais également en pyruvate, lactate, ou en alcools tels que le méthanol, l'éthanol (**Mosey, 1983 ; Mccarty et Mosey, 1990**).

Hess (2007), indique qu'**au** cours de ces réactions du gaz carbonique et du dihydrogène sont également produits et les microorganismes réalisant cette étape peuvent aussi bien être anaérobies facultatifs (du genre *Acetobacter* ou *Streptococcus*) que strictement anaérobies (*Clostridium*).

La troisième étape concerne l'**acétogénèse** où, d'après **Hess (2007)**, les produits de l'hydrolyse et de l'acidogénèse (acides, sucres, alcools,...) sont réduits en acétate, hydrogène et dioxyde de carbone.

La **méthanogénèse** constitue l'étape de réduction **finale** du processus de méthanisation. Elle est considérée comme l'étape limitante dans le processus de dégradation des composés dissous (**Kaspar et Wuhrmann, 1978**).

La méthanogénèse est réalisée par une classe spécifique de bactéries anaérobies strictes, les Archae, qui peuvent utiliser divers substrats comme l'acétate, le dioxyde de carbone et l'hydrogène, ou encore, pour certaines espèces, le méthanol, les méthylamines ou le formate (**Braun, 2007**).

2. 4. Différents systèmes de digesteurs

Le digesteur, encore appelé fermenteur ou bioréacteur - anaérobie est généralement constitué d'une cuve fermée, étanche à l'air et de préférence isolée thermiquement de l'extérieur dans laquelle différents microorganismes se côtoient pour dégrader chimiquement et biologiquement les déchets et effluents organiques et produire du biogaz. Le choix du digesteur varie en fonction du type de déchets à traiter et de l'application visée. On peut classer les digesteurs selon :

- le mode d'alimentation : batch, continu ou semi-continu ;
- le type de substrats : solide, semi-solide ou liquide ;
- le nombre d'étapes : mono- ou bi-étape selon que la méthanogénèse et l'acidogénèse se déroulent dans le même réacteur ou dans deux cuves séparées

a) Le digesteur batch ou discontinu

Il a l'avantage d'être d'une construction simple. Le mode opératoire consiste à remplir le digesteur avec les substances organiques et laisser digérer, le temps de rétention étant fonction de la température et d'autres facteurs. A la fin de la digestion, le digestat est évacué et le processus peut recommencer. Ces systèmes, rustiques et d'une grande simplicité technique, sont avantageux pour traiter les déchets solides comme les fumiers, les résidus agricoles ou les ordures ménagères. La production de biogaz n'est pas régulière : au début du cycle, la fermentation du substrat ne venant que de commencer, la production de biogaz est lente. Elle s'accélère, et atteint un taux maximal au milieu du processus de dégradation et chute en fin de cycle lorsque seuls les éléments difficilement digestibles restent dans le digesteur (**Héteu et Martin, 2003**).

b) Digesteur continu

Dans ces réacteurs agités, la biomasse est dispersée dans la masse liquide et sera acheminée à la sortie avec l'effluent. Le temps de rétention des solides serait dans ce cas égal à celui de l'effluent liquide. Comme la croissance du milieu bactérien nécessite un temps de séjour assez long (de 10 à 20 jours dans la plupart des cas), les débits d'alimentation et de soutirage seraient très faibles notamment pour les réacteurs à faible volume réactionnel.

Il est à noter que les réacteurs infiniment mélangés sont de loin le type d'installation le plus utilisé jusqu'à présent. Le mélange est assuré en intégrant un agitateur mécanique et/ou en recyclant une partie des effluents à la sortie (effluent liquide et/ou biogaz). Ce type de réacteur est le plus souvent utilisé pour le traitement des déchets solides et boueux. (**Saber, 2013**).

Comme la croissance du milieu bactérien nécessite un temps de séjour assez long (de 10 à 20 jours dans la plupart des cas), les débits d'alimentation et de soutirage seraient très faibles notamment pour les réacteurs à faible volume réactionnel (**Saber, 2013**).

Le digesteur semi-continu fonctionne avec une combinaison des propriétés des deux précédents afin de tirer profit des avantages des deux extrêmes (**Héteu et Martin, 2003**).

2. 5. Facteurs influençant la stabilité du processus de biogaz

Les paramètres ayant un effet sur le processus de la digestion anaérobie sont nombreux entre autre : la température, le temps de séjour, le pH, la composition du déchet à dégrader et la présence d'inhibiteurs (**Bitton, 1994**).

La température est l'un des paramètres les plus importants pour les procédés biologiques car elle affecte la cinétique de croissance des microorganismes et le transfert de matière. Les microorganismes sont classifiés en trois catégories selon la plage de températures dans laquelle ils peuvent proliférer : les psychrophiles (qui tolèrent une gamme de température de 10 à 30°C, avec un optimum de 12 à 18°C), les mésophiles (de 20 à 50°C, avec un optimum de 25 à 40°C), et les thermophiles (de 55 à 75°C). (Cresson, 2006).

En ce qui concerne le **temps de séjour hydraulique (TSH)**, il doit être suffisamment long pour éviter le lessivage des micro-organismes épurateurs. Ainsi, il est nécessaire que le temps de séjour hydraulique soit supérieur au temps de génération de nouveaux micro-organismes, en particulier des méthanogènes (micro-organismes les plus lents). (Bitton, 1994).

Le même auteur signale qu'en culture libre, le TSH est équivalent au temps de rétention des micro-organismes, et peut être fixé entre 10 et 60 jours : en général il est fixé à 25 - 35 jours, alors qu'en système à biomasse fixée, le temps de séjour hydraulique est dissocié du temps de rétention et peut être diminué (1 à 10 jours).

Omil et al. (1997), indiquent que le **pH** est un des facteurs les plus influents sur l'activité enzymatique. Il est indispensable de maintenir le pH dans la gamme de la neutralité (6,7 - 7,4), l'optimum étant autour de 7,0 - 7,2 unités pH. Afin de maintenir le réacteur au pH optimal, celui-ci est régulé par l'ajout de soude ou de bicarbonate de sodium. Le pH est essentiellement lié à la présence d'acides gras volatils. Lors du bon fonctionnement du digesteur, le pH est tamponné par la présence des bicarbonates produits par les méthanogènes (Bitton, 1994).

La nature des boues est à prendre en compte, notamment le type de boues. A l'inverse des boues primaires (substrat très réactif et fermentescible), les boues secondaires sont beaucoup plus difficiles à digérer (Degrémont, 1989). **Kacimi et al. (2012)**, indiquent que ces boues sont déjà en partie stabilisées, d'autant plus si le temps de séjour dans le bassin d'aération est élevé.

La présence de toxiques et d'inhibiteurs comme l'oxygène, d'ammoniaque, d'AGV, d'acides gras longues chaînes, de métaux lourds, de composés chlorés, d'hydrogène...peut inhiber la digestion anaérobie et plus particulièrement la méthanogénèse (Bitton, 1994).

La digestion anaérobie est inhibée par la présence d'AGV en trop grande quantité, le composé le plus toxique étant l'acide propionique. En effet, lorsque la concentration en AGV devient supérieure à 2 - 3 g/L, le pH diminue et la phase de méthanisation est inhibée. Ceci peut être provoqué par une surcharge organique. Ainsi, les performances du digesteur dépendent de l'équilibre entre la synthèse et la dégradation des AGV. L'étape d'acétogénèse est, elle, inhibée

par la présence d'hydrogène. Les réactions d'acétogénèse ne sont thermodynamiquement réalisables que pour des pressions partielles en hydrogène très faibles : 10 - 20 P (**Parawira et al., 2005**).

2. 6. Conditions physico-chimiques nécessaires à la digestion anaérobie

Pour assurer un bon déroulement du processus de dégradation, la digestion anaérobie doit être réalisée sous certaines conditions :

- absence d'oxygène, de nitrates ou de sulfates (**Parawira et al., 2005**).
- pH proche de la neutralité : optimum 6,8 – 7,5 (**Moletta, 2002**).
- concentration en acide gras volatils (AGV) inférieures à 2 – 3 g/l (**McCarty, 2002**).
- une pression partielle en hydrogène très faible : 10 – 20 Pa au maximum (**Trably, 2002**).
- un potentiel d'oxydoréduction inférieur à -300 mV (**Suh et Roussaux, 2002**).
- absence d'éléments inhibiteurs : agent chlorés, antibiotiques,...
- une température stable optimale pour les micro-organismes épurateurs (**Bitton, 1994**)

2. 7. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie

Comme tous les procédés la digestion anaérobie présente des avantages et des inconvénients. Dans ce qui suit nous citerons les plus importants

Les avantages de la digestion anaérobie sont :

- Une réduction de la matière sèche des boues de l'ordre de 50% (**Bendixen, 1994**).
- Une production d'un Biogaz valorisable sous forme d'énergie (chauffage, cogénération d'électricité) ;
- Une réduction du nombre de micro-organismes pathogènes **Schnurer et al. (1996)**.
- Un intérêt agronomique, lié à une concentration importante en azote ammoniacal (NH_4^+ et en phosphates (PO_4^{3-}) due à la lyse de la matière organique (**Münch et Greenfield, 1998**).
- Une demande en énergie plus faible que les procédés aérobie et pas d'apport en oxygène ;
- la possibilité de traiter des charges organiques élevées : de 2 à plus de 80 kg de DCO par mètre cube de réacteur et par jour avec des taux d'épuration de 80 à 98%.

Ce procédé de dégradation anaérobie comporte aussi quelques **inconvénients** :

- Une forte sensibilité aux variations de charges et aux composés toxiques (**Schnurer et al., 1999; Oles et al.,1997**).
- Une dégradation plus lente que pour les procédés aérobie (**Bitton, 1994**).
- Des coûts d'investissement importants ;

- Du fait de la faible vitesse de croissance bactérienne, la cinétique d'épuration est lente et les périodes de démarrage des réacteurs relativement longues;
- les populations microbiennes sont sensibles aux perturbations, en particulier à l'oxygène et aux métaux lourds où encore aux surcharges organiques et le procédé se révèle souvent instable (OTV., 1994).
- le traitement par digestion anaérobie est souvent insuffisant pour rejeter directement les effluents dans le milieu naturel : un post-traitement aérobie de finition est nécessaire pour achever l'élimination du carbone et éventuellement de l'azote et du phosphore (Derbal, 2009).

3. Biogaz : source d'énergie renouvelable

Le méthane appelé couramment biogaz peut représenter une source d'énergie renouvelable avec de nombreux avantages sociaux et environnementaux. Il résulte d'un processus de dégradation biologique des matières organiques en l'absence totale d'oxygène. Il peut notamment être produit dans des installations de stockage des déchets ou dans des digesteurs. Avant épuration le biogaz est un mélange composé principalement de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂). Il contient également, à l'état de trace, des composés, tels que le sulfure d'hydrogène (H₂S), l'ammoniac (NH₃) et d'autres composés organiques volatils. Dans plusieurs pays européens, le biogaz après épuration systématique est injecté dans le réseau de gaz naturel. Pour pouvoir atteindre les spécifications du gaz naturel, le biogaz doit être composé de 95 à 98 % de méthane et ne doit pas contenir d'eau, d'ammoniac, de sulfure d'hydrogène ni de gaz carbonique. Car le CO₂, en grande concentration, diminue la capacité énergétique du biogaz, le H₂S est toxique et corrosif et le NH₃ lors de sa combustion produit des oxydes d'azote (NO_x) dangereux (Kadir et al., 2012).

Il existe plusieurs sources d'émission du biogaz avec chacune leurs caractéristiques:

- Les boues des stations d'épuration: Le biogaz provient des matières organiques contenues dans les eaux. C'est un gaz riche en méthane, en hydrogène sulfuré ;
- Les biogaz industriels ou agricoles (des industries agro-alimentaires) ;
- Le biogaz de décharge: Les décharges produisent spontanément du biogaz car les déchets fermentescibles y sont régulièrement déposés. L'émission peut durer plusieurs dizaines d'années, d'abord à un rythme croissant, puis décroissant.

3. 1. Caractéristiques du biogaz

Les caractéristiques physico-chimiques du biogaz sont proches de celles du gaz naturel, et il peut être valorisé sous diverses formes (**Barako et Kadri, 2013**).

- Energie thermique seule (chaudière ou groupe frigorifique) ;
- Energie de travail seule (moteur à gaz, turbine à vapeur, turbine à gaz et plus récemment pile à combustible) ;
- Production simultanée d'énergie thermique (chaleur ou froid) et de travail par cogénération ;
- Production simultanée de chaleur, de travail et de froid par trigénération ;
- Carburant automobile (après compression et stockage) ;
- Injection dans le réseau de gaz de ville.

Le pouvoir calorifique d'un composé combustible représente l'énergie dégagée par la combustion de ce dernier (**Le Guen, 2003**). Le méthane est le seul composé du biogaz qui soit énergétiquement intéressant et le pouvoir calorifique du mélange dépend uniquement de la pression partielle en méthane. Pour du méthane pur, le pouvoir calorifique est de 12,67 kWh.m⁻³, et pour un biogaz contenant 70% de CH₄ il sera donc de 8,87 kWh.m⁻³, soit 32 MJ.m⁻³ (**Barako et Kadri, 2013**).

3. 2. Modes de valorisation

Le choix d'un mode de valorisation du biogaz découle principalement d'un calcul de rentabilité (**Moletta, 2012**). De nombreux critères comme la proximité d'utilisateurs finaux pour l'électricité et/ou la chaleur produite, ou encore de la composition du biogaz brut entrent en ligne de compte. En effet le biogaz doit être purifié avant son utilisation pour en retirer les composés toxiques et corrosifs. **Barako et Kadri, (2013)** distinguent quatre types de valorisation:

- Valorisation thermique en chaudière;
- Valorisation électrique par turbine à vapeur ou groupe électrogène ;
- Valorisation en carburant automobile ;
- Valorisation par injection dans le réseau de gaz de ville.

3. 3. Amélioration du débit de biogaz

L'amélioration de la production de biogaz, en terme de débit, passe en premier lieu par la bonne gestion du procédé (**Barako et Kadri, 2013**). Les solutions technologiques permettant une dégradation plus rapide et plus complète de la matière organique peuvent être classées dans les catégories suivantes :

- Utilisation d'additifs ;
- Optimisation des conditions opératoires (taux de dilution, température,...) ;
- Immobilisation de la biomasse, et recirculation des boues.

3. 4. Equivalences énergétiques du biogaz

Barako et Kadri (2013), signalent que le pouvoir calorifique supérieur (PCS) d'un m³ de biogaz brut qui a une composition moyenne contient 60% en méthane (CH₄) est semblable à celui de :

- 0.4 litre de gaz butane.
- 0.6 litre de gasoil.
- 2 kilogrammes de charbon.
- 5 kilogrammes de bois de chauffe.

Kalloum (2006), signale qu'après la purification (élimination en grande partie CO₂ et du gaz corrosif H₂S), le pouvoir calorifique supérieur (PCS) peut atteindre les 9,55 kWh/m³ ce qui représente l'équivalence de :

- Un litre d'essence.
- Un litre de gasoil.
- 0.93 litre de gaz de butane.

Matériel et méthodes

Matériel et méthodes

Dans cette deuxième partie, nous allons présenter l'ensemble du dispositif expérimental et toutes les méthodes d'analyse utilisées, ainsi que l'origine du substrat utilisé pour l'alimentation du digesteur.

Il est important de mentionner que cette étude est le fruit d'une collaboration entre la faculté des sciences de la nature et de la vie de l'université de Khenchela et l'Unité de Recherche en Energies Renouvelables en Milieu Saharien (**URER.MS**) du centre de Développement des Energies Renouvelables, ADRAR.

1. Origine et caractérisation du substrat utilisé

Pour cette étude, le substrat utilisé pour l'alimentation de digesteur, est constitué d'une boue générée par la station d'épuration à boues activée qui traite les eaux de la ville de Khenchela.

Le tableau (2) résume quelques caractéristiques des eaux de la ville de Khenchela avant et après le traitement. La boue utilisée dans notre étude est le résultat du traitement de ces eaux considérée comme déchet généré par le traitement.

2. Dispositif expérimental

Afin d'optimiser la cinétique et le rendement de production du biogaz et de réduire le temps de séjour et pour assurer une homogénéisation de l'échantillon, un prétraitement physique du substrat est appliqué, il s'agit d'un broyage de la boue (**De la Rubia et al., 2011**).

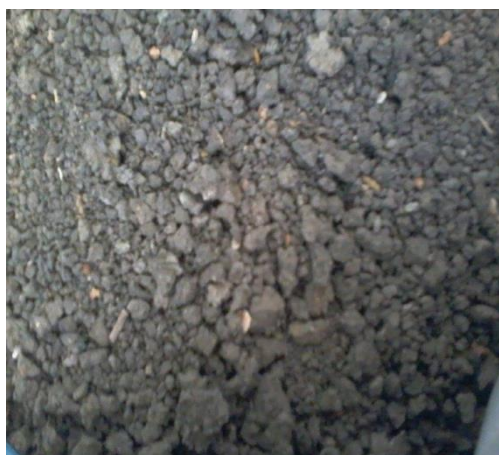


Figure 4. Substrat avant et après le prétraitement.

Tableau 2. Caractéristiques physicochimiques des eaux avant et après le traitement dans la station d'épuration.

Paramètre	Eau brute	Eau épurée
pH	8	8.06
CE en siemens/m	0.236	0.169
TURBIDITE (Ntu)	77.9	10.5
O ₂ dissous mg/l	53.1	81.7
SALINITE %	0.1	0.1
TDS en g/l	1.88	1.10
ORP en mv	101	97
HCO ₃ ⁻ mg/l	512.4	341.6
Cl ⁻ mg/l	340	240
Ca ⁺⁺ mg/l	200.4	128.25
Mg ⁺⁺ mg/l	72.9	58.3
NO ₃ ⁻ mg/l	20.2	20
NO ₂ ⁻ mg/l	0.05	0.03
NH ₄ ⁺ mg/l	47	4,16
PO ₄ ⁻ mg/l	11.6	9,5
SO ₄ ⁻ mg/l	188	203.07
Na ⁺ mg/l	18	2
DBO5 mg/l	140	5
DCO mg/l	27.4	25

2.1. Préparation de l'inoculum

Afin d'optimiser la cinétique et le rendement de production du biogaz et de réduire le temps de séjour nous avons enrichi le milieu par inoculum bactérien extrait de crottes de vache.

Tableau 3. Caractérisation microbiologique de l'inoculum.

Produites	Quantité 1 biote = 500g	Germes
Milieu Mac Conkey	1 biote	coliform
Gélose au sang	1 biote	Streptocoques
Milieu Slanetz	1 biote	enterocoques
bouillon de Giolliti- Cantonii :	1 biote	staphylocoques
Tellurite (trioxotellurate dipotassique)	200 g	
Sulfaméthazine	100 g	
Gélose CHAPMAN	1 biote	staphylocoques
Gélose Vogel-Johnson	1 boite	Staphylocoques aureus
Gélose TSC(Tryptone Sulfite Cyclosérine)	1 biote	Clostridium perfringens
Gélose TSN (Tryptone Sulfite Néomycine)	1 biote	Clostridium perfringens
Milieu viande-foie	1 biote	Clostridium
Alain de fer	1 biote	
Gélose Sabouraud	1 biote	Levures et moisissures
Oxytétracyclin	200 g	
gélosé (PDA) (potato dextrose Agar)	1 biote	Levures et moisissures
Gélose <i>Salmonella-Shigella</i> .	1 biote	<i>Salmonella-Shigella</i>
gélose au cétrimide	1 biote	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Milieu King A et King B	1 biote	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Agar Listeria selon Ottaviani et Agosti (ALOA)	1 biote	<i>Listiria monocytogenes</i>
Gélose oxford	1 biote	<i>Listiria monocytogenes</i>
Gélose à l'amidon	1 biote	bacillus
Milieu MEIKLEJOHN	1 biote	nitrobacter

Les essais ont été réalisés dans un réacteur du type continu. Dans notre essai nous avons réalisé un montage à partir d'une bouteille en verre opaque de 2 litres. Le réacteur est muni de trois trous, le premier trou pour le prélèvement des échantillons liquides à l'aide d'une seringue, le deuxième pour l'alimentation à l'aide d'une seringue, et le troisième trou permet au gaz produit de s'échapper pour la mesure du volume. Le réacteur est alimenté par une quantité de boue de 498 g et 1800 ml de l'eau physiologie (9 g de NaCl/1l d'eau distillée). Le réacteur est réalimenté avec une quantité de 87.15 g de boue et 350 ml de l'eau physiologie après 35 jours du début de processus de dégradation biologique qui a duré 46 jours. La figure (5) illustre bien le montage réalisé.



Figure 5. Montage utilisé comme réacteur biologique vide.

Le réacteur est maintenu en condition mésophile ($35\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) dans un bain marie chauffé et régulé par un thermostat et agité manuellement en le secouant une à deux fois par jour. Le pH du milieu est maintenu au alentour de 7 par l'ajout de la Soude (NaOH) 0,5 N (Québec, 2010).

2.2. Méthodes d'analyses

2.2.1. Détermination de la matière sèche (MS)

La matière sèche est déterminée par dessiccation dans une étuve maintenue à 105°C jusqu'à ce que le poids de l'échantillon à analyser devienne constant (Ould Aloueimine, 2006). La différence du poids correspond à la perte d'humidité et le résidu représente la teneur en matière sèche de l'échantillon.

Pour déterminer la matière sèche, une prise d'échantillon de masse quelconque, soit (M_1), est versée dans une capsule de masse connue soit (M) préalablement nettoyée et séchée, ensuite



Figure 6. Le réacteur biologique placé dans un bain marie chauffé.

L'ensemble est placé dans une étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant (figure 7). La capsule est pesée après refroidissement dans un dessiccateur (M_2) (figure 8).

Le taux de matière sèche est donné par l'équation :

Avec :

$$MS\% = \frac{M_1}{M_2} \times 100$$

M : masse de la capsule ;

M_1 : masse de l'échantillon avant dessiccation.

M_2 : masse de l'échantillon après dessiccation.



Figure 7. Capsules contenant de la boue pour séchage dans l'étuve.



Figure 8. Refroidissement des capsules dans un dessiccateur

2.2. 2. Détermination de la teneur en matière organique (MO)

Pour déterminer la teneur en matière organique (MO), une masse quelconque de l'échantillon après dessiccation, soit (M_1), est introduite dans une capsule préalablement nettoyée et séchée ayant une masse (M), l'ensemble est placé dans un four à moufle (figure9). pour une

calcination à 550 °C pendant 12-18 heures (Ould Aloueimine, 2006). Après refroidissement la capsule contenant la matière minérale est pesée encore une fois M2.



Figure 9. Four à moufle utilisé pour la calcination.

Le taux de la matière organique s'obtient selon la relation :

$$MO\% = \frac{(M_2 - M_3)}{M_2} \times 100$$

Avec :

M2 : Masse de l'échantillon après dessiccation (g).

M3 : Masse de l'échantillon après calcination (g).

MO % : Pourcentage de matière organique contenue dans l'échantillon.

3. Les paramètres de contrôle et de suivi

Le contrôle de digesteur anaérobie est nécessaire pour assurer la réussite de l'opération. À cause de la complexité du processus de la digestion anaérobie due à la sensibilité des groupes micro-organismes à plusieurs facteurs, il est important de pouvoir détecter le déséquilibre de processus au début et donc l'action peut être prise à temps pour empêcher l'échec du processus. Les paramètres à suivre sont divisés en deux groupes, il s'agit **des paramètres de fonctionnement** où nous avons réalisé un suivi régulier du pH, l'acidité (AGV), l'alcalinité

(TAC) ainsi que le volume du gaz et **des paramètres d'épuration** où nous avons effectué un suivi chaque trois de la Demande Chimique en Oxygène.

3.1. Paramètres du fonctionnement

Toutes les mesures de **pH** sont réalisées à l'aide d'un pH-mètre de type Mettler Toledo. Le changement du pH peut être la cause du déséquilibre du processus, puisque les micro-organismes peuvent fonctionner seulement dans une plage spécifique de pH au voisinage de 7 comme l'indique **Rémy, (2012)**. L'ajustement du pH se fait à l'aide d'une solution de NaOH 0,5 N. la mesure de pH a été réalisé chaque trois jours.



Figure 10. Mesure du pH avec un pH-mètre.

Le titre alcalimétrique complet (TAC) représente le dosage des carbonates et bicarbonates, responsables du pouvoir tampon du fermenteur vis-à-vis des acides organiques et acides gras volatils. Cette alcalinité permet au pH de rester aux alentours de la neutralité malgré la présence d'acides.

Le contrôle des acides gras volatils (AGV), stade intermédiaire obligatoire de la fermentation méthanique, est indispensable. L'accumulation de ces acides provoque un

ralentissement de l'activité des bactéries méthanogènes et peut même bloquer le processus fermentaire.

Ces deux paramètres sont suivis pour contrôler le bon fonctionnement du processus de digestion anaérobie.

Pour mesurer le titre alcalimétrique complet (TAC) on prend un volume précis dont, on mesure le pH initial, puis à l'aide d'une burette de 10 ml, on acidifie avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4) 0,1 N jusqu'à pH = 4, soit V ml :

$$TAC = \frac{V \times 0.1 \times 1000}{V_e} \text{ (meq/l)}$$

Ou :

$$TAC = \frac{V \times 0.1 \times 1000 \times 0.05}{V_e} \text{ (g/l de } CaCO_3)$$

Avec :

V_e : volume de la prise d'essai.

V : volume de l'acide sulfurique.

Pour mesurer les acides gras volatils nous continuons à acidifier, à l'aide de l'acide sulfurique (H_2SO_4) 0,1 N, la prise d'essai jusqu'à pH = 3,5. Le liquide est ensuite bouilli pendant 3 min, puis laissé refroidir.

Le liquide refroidi est porté sous l'électrode du pH-mètre tout en versant sous agitation de la soude (NaOH) 0,1 N jusqu'à pH = 4, soit V_2 le volume obtenu. En continuant à verser de la soude jusqu'à pH = 7 nous avons V_3 le nouveau volume.

$$AGV = \frac{(V_3 - V_2) \times 0.1 \times 1000}{V_e} \text{ meq/l}$$

Ou :

$$AGV = \frac{(V_3 - V_2) \times 0.1 \times 1000 \times 0.06}{V_e} \text{ g/l}$$

Mesure du volume de biogaz

Le volume de biogaz est mesuré quotidiennement, par la méthode de déplacement de liquide indiqué dans l'étude de **Kalloum, (2007)**, où le gaz produit en sortie du digesteur, passe dans une éprouvette graduée plongée dans un liquide de garde, ce qui va déplacer le niveau du liquide contenu dans l'éprouvette et indique ainsi le volume du gaz produit.

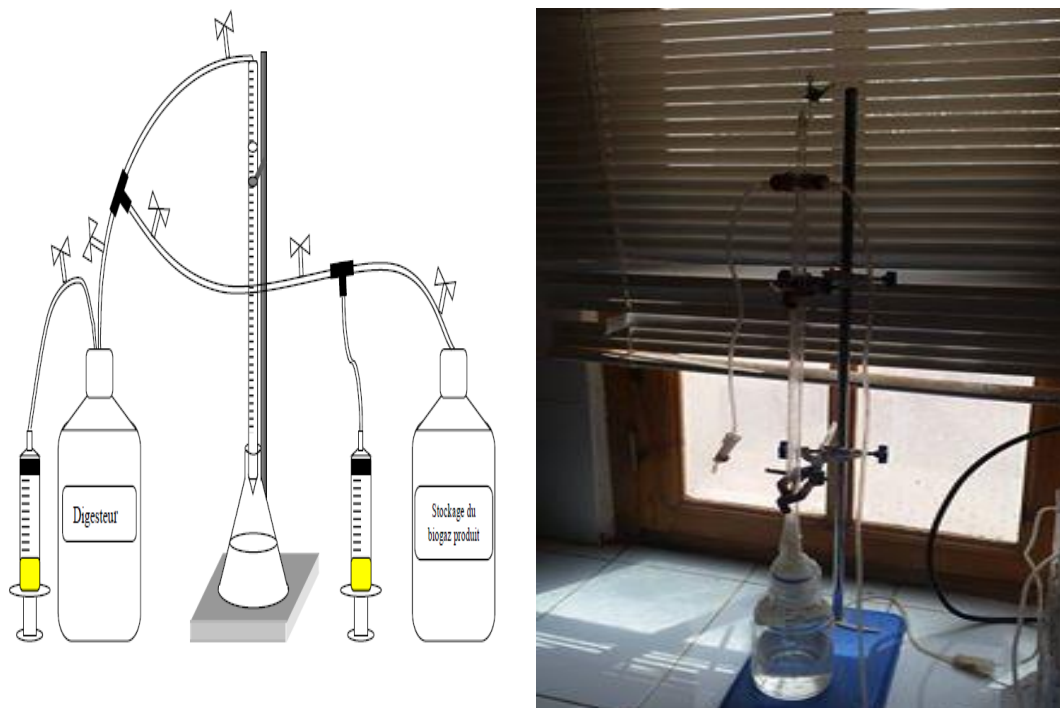


Figure 11. Schémas de mesure et stockage du volume de biogaz produit.

Inflammabilité du biogaz

Le test d'inflammabilité de biogaz, donne une idée sur le rendement énergétique de l'échantillon utilisé. Chaque fois, après la mesure de volume de biogaz, on passe à un test d'inflammabilité de ce dernier. Le biogaz est retiré à l'aide d'une seringue et soufflé dans une flamme comme il est montré dans la figure (12).



Figure 12. Test de l'inflammabilité du biogaz

3.2. Paramètres d'épuration

3.2.1. La demande chimique en oxygène DCO

Les mesures de demande chimique en oxygène (DCO) sont réalisées sur la boue selon une méthode normalisée.

La matière organique contenue dans l'échantillon est oxydée, en milieu acide (H_2SO_4), en présence d'un catalyseur (Ag_2SO_4) et de HgSO_4 pour éviter l'interférence des chlorures, par le bichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), introduit en excès. Après deux heures de chauffe à 150°C , après la digestion et le refroidissement, la DCO est déterminée par dosage en retour : l'excès de bichromate de potassium est déterminé à l'aide d'une solution de sel Mohr 0,25 N par dosage colorimétrique, avec la ferroïne comme indicateur coloré. Les principales étapes du dosage sont présentées dans la figure (13).

La DCO est exprimé par la relation :

$$DCO_{(mg/l)} = \frac{(V_t - V_E) \times 8000 \times T \times D}{V_e}$$

Avec :

VT : volume de sel de Mohr pour le témoin ;

VE : volume de sel de Mohr pour l'échantillon ;

T : titre de sel de Mohr ;

D: facteur de dilution ;

Ve : la prise d'essai de l'échantillon.

$$T = \frac{V_{\text{dichromate}}}{V_{\text{sel de mohr}}} \times 0.25$$



Figure 13. Etapes du dosage de la DCO.

Résultats et discussion

Résultats et discussion

1. Caractérisation du substrat

La biométhanisation permet de transformer la matière organique volatile en énergie, tout en préservant le pouvoir fertilisant (M'Sadak et Ben M'Barek, 2015). Raison pour laquelle il est primordial de connaître la teneur en matière organique du substrat du départ. Les résultats montrent que le taux de la matière organique est de 44.13%, avec un taux de matière sèche de 80.36%.

2. Evolution des paramètres de fonctionnement

Au cours de ce travail l'évaluation du processus de biométhanisation est basée sur le suivi de quelques paramètres comme le pH, volume et inflammabilité du gaz, les AGV l'alcalinité et la DCO.

2.1. Evolution de pH durant la digestion anaérobie

Le pH est un indicateur très intéressant dans la stabilisation et le bon déroulement de la digestion anaérobie (Bouliguez, 2012). Rémy (2012), indique que la digestion anaérobie est fortement influencée par le pH, elle se déroule de façon optimale au voisinage de la neutralité, avec une valeur optimale entre 6,5 et 7,5. La présence d'ammonium (NH_4) qui est un produit acide résultant de la fermentation des protéines présentes dans les matières organiques est toxique pour les bactéries. Il est donc déterminant de mesurer le pH durant le processus.

La figure (13) qui représente l'évolution de pH durant le processus de digestion fait montrer une chute de sa valeur de 7,6 à 6,4 dans les cinq premiers jours. Cette chute est expliquée par la décomposition de la matière organique et la production des acides gras volatils (AGV) dans le milieu. Igoni et al. (2008), indiquent que la production des AGV correspondrait aux deux premières phases hydrolyse et acidogènes.

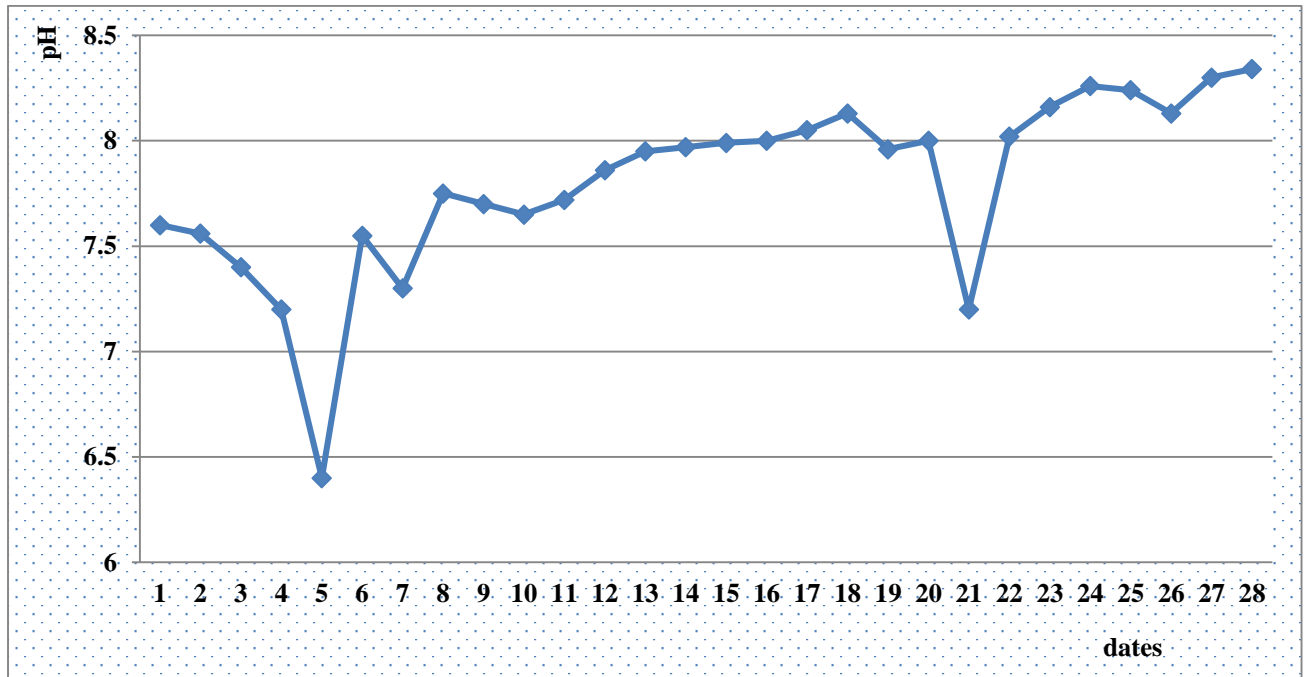


Figure 13. Evolution de pH durant la digestion anaérobie.

Une correction du pH a été réalisée le 5^{ème} jour avec une solution de NaOH 0,1N pour atteindre un pH autour de 7, car la baisse du pH a une valeur inférieure à 5,5 peut inhiber le déroulement de processus de la digestion, d'où la nécessité de la correction de ce dernier. **Igoni et al. (2008).**

Après l'ajustement, le pH augmente à une valeur de 7,55 après le sixième jour, il diminue encore une fois à une valeur de 7,3, cela est due à la continuité de la production des acides **(Kalloum 2007).**

Après Le 8^{ème} jour le pH reste stable supérieur à 7,5 jusqu'aux vingtièmes jours, cela est expliqué par la consommation des Acides Gras Volatile (AGV) et l'épuisement de la matière organique.

Après le 20^{ème} jour une diminution de pH a été remarqué où nous avons enregistré une valeur de 7,2 après l'ajout de la boue, en suite le pH augmente suite à la consommation des AGV (retour vers la stabilisation des valeurs de pH).

2. 2. Evolution du volume de biogaz durant la digestion anaérobie

Nous avons enregistré une production de biogaz à partir du septième jour ce dernier est non inflammable.

A partir du 11^{ème} jour le digesteur commence à produire le biogaz inflammable avec des volumes importants (525 ml), cela est expliqué par la transformation des acides gras volatils en méthane et en gaz carbonique. La valeur maximale est celle enregistrée dans le vingtième (1250 ml) jour en suite le volume est diminué à 330 ml.

Les valeurs de 16^{ème}, 21^{ème}, 26^{ème}, 31^{ème} et 36^{ème} jour sont supérieures à la valeur du 20^{ème} jour à cause de l'accumulation du gaz pendant les weekends.

Dans le 33^{ème} jour nous avons alimenté le réacteur ce qui à engendré l'augmentation du volume de gaz à partir du 34^{ème} jour (fig. 14).

A partir du 37^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérimentation jour nous avons enregistré une diminution continue du volume qui est devenu nul au 46^{ème} jour dans le digesteur, cela est éventuellement expliqué par l'épuisement de la matière organique et par conséquence l'épuisement des AGV dans le milieu ainsi que le déséquilibre du milieu de culture (absence des nutriments).

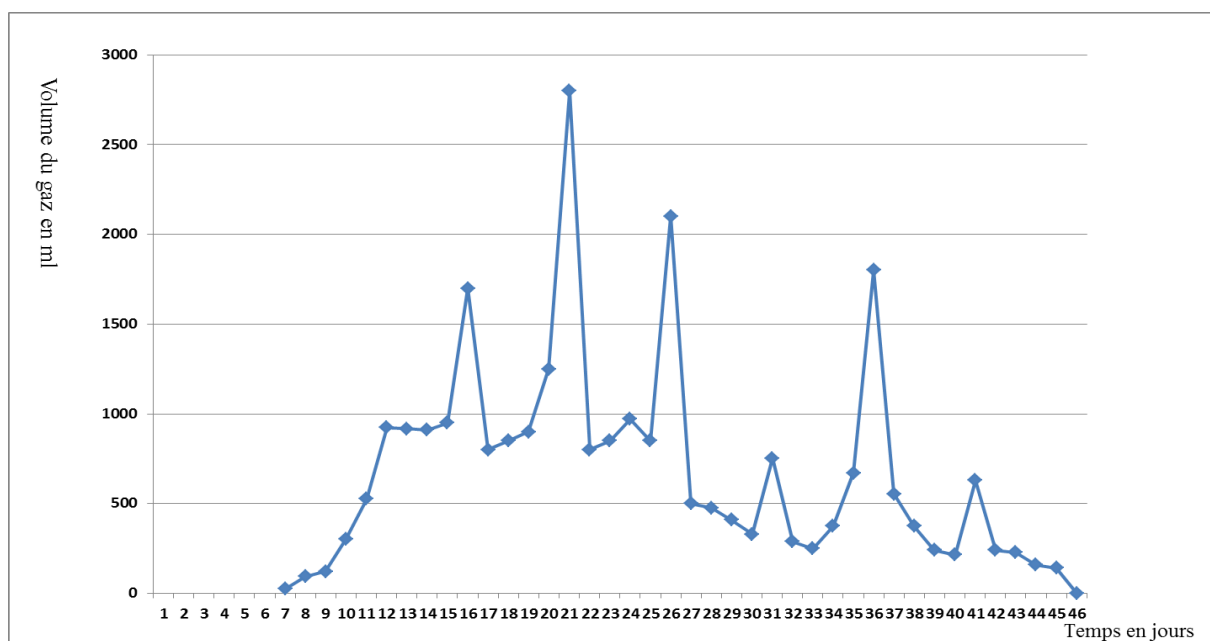


Figure 14. Evolution du volume de biogaz.

2.3. Inflammabilité du biogaz

La production du biogaz est l'objectif principal de la méthanisation, mais la qualité de ce biogaz joue aussi un rôle très important pour la valorisation de ce biogaz, plus tard.

Dans notre étude, la détermination de la qualité du biogaz produit est faite de manière traditionnelle, le gaz est tout simplement enflammé. Si le biogaz est inflammable ça veut dire que le biogaz est arrivé aux limites d'inflammabilité qui sont entre 10 et 45 jours

On a testé l'inflammabilité durant 46 jours d'expérimentation, où nous avons remarqué l'inflammabilité à partir du 10^{ème} jour.

2.4. Evolution des acides gras volatile durant la digestion anaérobie

La méthanisation proprement dite commence par une phase d'acidogènes au cours de laquelle la matière organique est d'abord hydrolysée. Il y a alors formation d'acides gras à chaînes courtes tels que l'acide acétique, l'acide propionique ou l'acide butyrique (**Soumet, 2014**). Le même auteur indique que si la quantité de biomasse apportée est excessive, cette phase peut aboutir à une formation trop importante d'acides gras volatils. Si le pouvoir tampon du milieu, mesuré par le titre alcalimétrique complet (TAC), n'est pas suffisant, il y aura alors une acidification du milieu avec des conséquences qui peuvent être très préjudiciables : perte de la biomasse, redémarrage coûteux de l'installation.

Le suivi des variations des acides gras volatiles (AGV) a été effectué durant les 46 jours de l'expérimentation avec une fréquence de trois fois par semaine.

La figure (15), nous permet de constater une augmentation des concentrations des AGV jusqu'à un maximum de 4,3 g/l dans la première semaine. Cette phase de production des AGV correspondrait aux deux premières phases hydrolyse et acidogènes. De ce fait cette accumulation des acides gras volatiles a provoqué des chutes de pH remarquable, mais une fois la phase acétogénèse se déclenche les acides gras seront réduits, qui se traduit par une diminution de la concentration. Puis elle se stabilise entre 1 et 2 g/l, qui signifie d'après **Igoni et al. (2008)**, qu'un équilibre entre production et consommation de ces acides est établie et le processus en général sera stable.

Une augmentation de la concentration des AGV a une concentration de 2.2 g/l, après l'alimentation du réacteur biologique à partir de 19^{ème} jour est observée, après cette concentration une grande baisse des AGV a été remarqué jusqu'à la fin d'expérimentation (fig. 15).

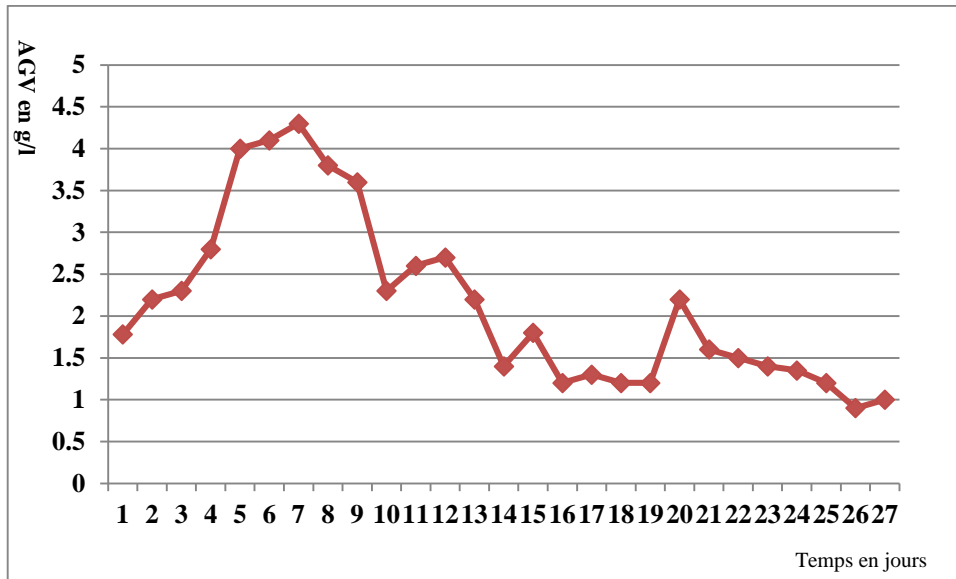


Figure 15. Evolution des Acides gras volatil (AGV) en fonction du temps

2.5. Variation de titre d'alcalinité complet (TAC)

Pour le TAC nous observons dans la figure (16) une diminution rapide durant les trois premier jours a cause de la consommation des ions de carbonate par les ions d'hydrogène engendrés par la dissolution des acides gras volatile formés, mais une fois la phase acétogénèse se déclenche les acides gras seront réduits, qui se traduit par une diminution de la concentration des ions d'hydrogène et le TAC augmente et se stabilise au alentour d'une valeur de 5 mg/l (fig. 16)

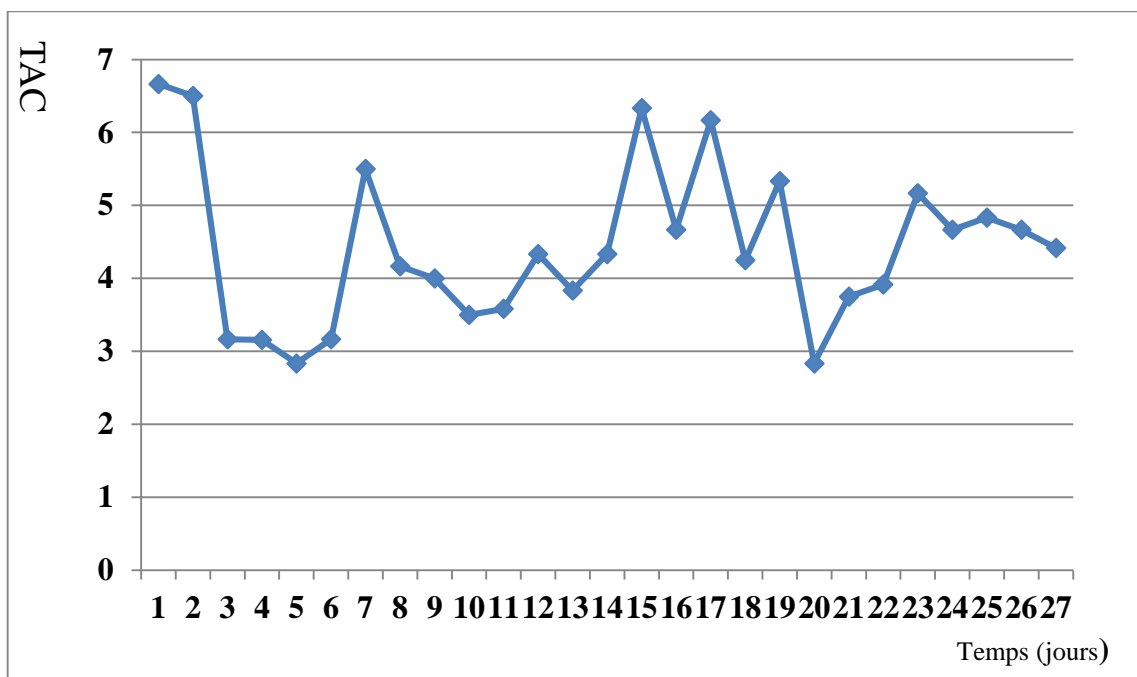


Figure 16. Evolution du titre d'alcalinité complet (TAC) en fonction du temps.

2.6. Rapport AGV/TAC

Le calcul du rapport AGV/TAC, c'est-à-dire de la quantité d'acides gras volatils formés par rapport à la capacité tampon du milieu est un paramètre clé du suivi de processus de dégradation biologique anaérobie. C'est un indicateur de la stabilité de la digestion. Les résultats (fig. 17) montrent que le milieu réactionnel possède un taux d'alcalinité important, ce qui lui permet d'assurer un rapport (AGV/TAC) inférieur à 0,5. Cette valeur citée par plusieurs auteurs explique le bon fonctionnement de digesteur. (Batstone et al., 2002 ; Raposo et al., 2009).

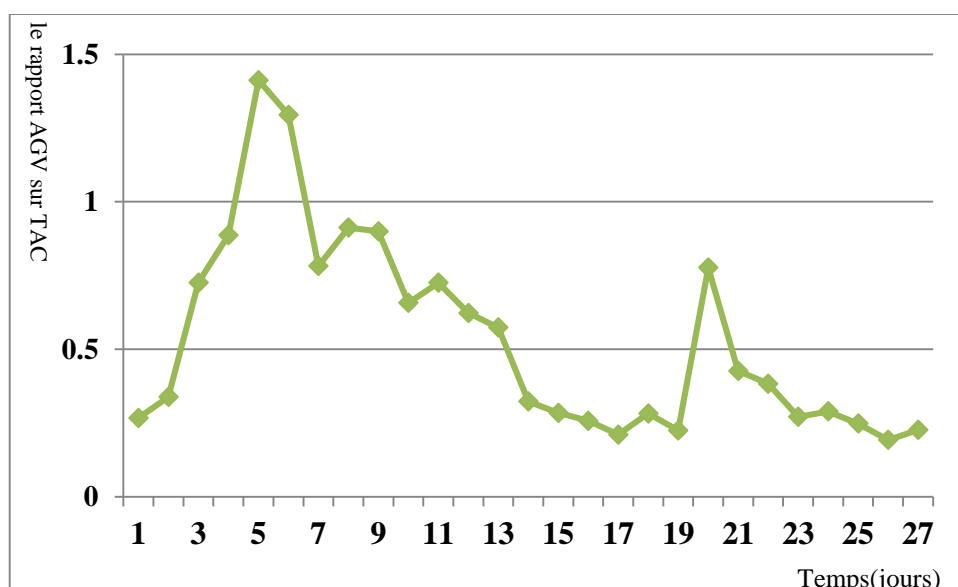


Figure 17. Le rapport (AGV/TAC) en fonction du temps.

2.7. Variation de la DCO

La mesure de DCO permet de quantifier les matières organiques et donne une idée sur le potentiel énergétique du substrat (Soumet, 2014). Dans notre étude elle a été réalisée trois fois par semaine durant toute la période expérimentale.

Au début de la digestion anaérobie la DCO était faible, à cause de la présence du substrat non dégradé constitué majoritairement par des macromolécules (phase d'hydrolyse et acidogènes).

Dans le 4^{ème} jour la DCO atteint une valeur maximal dans le digesteur (DCO= 29100.52 mg/l), cela indique le début de la dégradation du substrat et sa décomposition en micromolécules ainsi que le début de la phase méthanogénèse.

Après le 4^{ème} jour la DCO commence à diminuer jusqu' elle atteint sa valeur minimale qui est de l'ordre de 5291.005 mg/l dans le 19^{ème} jour ces résultats peuvent nous indiquer qu'il y'a une claire réduction de la charge organique.

Dans le 21^{ème} jour nous avons observé une augmentation de la DCO à une valeur de 21333.33 mg/l, cette dernière est due à l'alimentation de digesteur. Après le 21^{ème} jour, la DCO commence à diminuer jusqu'à la fin de l'expérimentation.

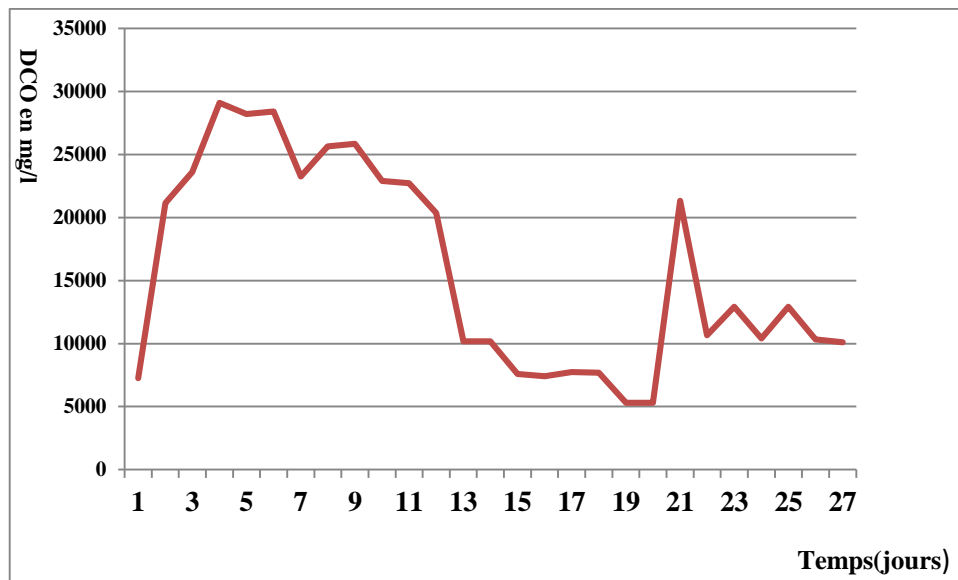


Figure 18. Evolution de la DCO durant la digestion anaérobie.

Références

Références

Ahring B.K., 2003. Perspectives for anaerobic digestion. In Advances in biochemical engineering/biotechnology - Biomethanation I. Edited by B.K. Ahring. Springer. Berlin. pp. 1-30.

Aloueimine S.O., 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. thèse, Limoge, Université de Limoge, 195p

Barako O. et Kadri A., 2013. Etude physico-chimique et microbiologique au cours de la digestion anaérobie d'un déchet ménager. Mèm. Ing. Univ Bechar 70 Page.

Batstone D. J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S. V., Pavlostathis S. G., Rozzi, A., Sanders W. T. M., Siegrist H., Vavilin V. A., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No (ADM1). Water Science and Technology, Vol. 45, No. 10, 65 – 73.

Bendixen H. J., 1994. Safeguards against pathogens in Danish biogas plants. Water Science and Technology, 30, (12), 171-180.

Bitton G., 1994. Wastewater microbiology, Wiley-Liss Editor, New York Trably, E. Etude et optimisation de la biodégradation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) et de Polychlorobiphényles (PCBs) au cours de la digestion anaérobie et aérobie de boues urbaines contaminées, Génie des procédés, Université Montpellier II, Montpellier, 280 p (2002).

Bonnier S., 2008. Etat de la valorisation du biogaz sur site de station d'épuration en France et en Europe. Synthèse technique, 19 pages.

Bouliguez B. et Cloirec P.L., 2012. Purification de biogaz - Élimination des COV et des siloxanes. Techniques d'ingénieur.

Boyer S., Labrunie D. et Segard E., 2009. Projet Scientifique en Laboratoire ; Fabrication de Biogaz : Synthèse de pétrole par fermentation à partir de déchets organiques.

Braun R., 2007. Improvement of Crop Plants for Industrial End Uses. chap. Anaerobic digestion: a multi-faceted process for energy, environmental, management and rural development, p. 335–416, Springer.

Buffiere P., Bayard P., 2009. Germain freins et développements de la filière biogaz : Les besoins en recherche et développement: rapport final, Décembre.

- Cresson R., 2006.** Etude du démarrage de procédés intensifs de méthanisation. Impact des conditions hydrodynamiques et de la stratégie de montée en charge sur la formation et l'activité du biofilm. Thèse Doc. Univ. Montpellier II, 271 pages.
- Degrémont, 1989.** Mémento technique de l'eau. 9^{ème} Edition, Tome 1 et 2, Editions Lavoisier, Paris.
- Derbal k., 2009.** Digestion anaérobie des déchets solides mélangés avec les boues de station d'épuration thèse doc. Univ. Constantine, 148 pages.
- Dinopoulou G., Rudd T. & Lester J., 1987.** Anaerobic Acidogenesis of a Complex Wastewater : I. The Influence of Operational Parameters on Reactor Performance. Biotechnology & Bioengineering, vol. 31, no 9, p. 958–968.
- Edeline F., 1997.** L'épuration biologique des eaux. Théorie & technologie des réacteurs. CEDEBOC Editeur, Paris.
- Gijzen H.J., 2002.** Anaerobic digestion for sustainable development: A natural approach Water Science and Technology 45, 321-328.
- Hess J., 2007.** Modélisation de la qualité du biogaz produit par un fermenteur méthanogène et stratégie de régulation en vue de sa valorisation. Thèse Doc. Univ. Nice, 228 pages.
- Héteu P. T. et Martin J., 2003.** Conversion biochimique de la biomasse : Aspects technologiques et environnementaux. UCL : Université Catholique DE Louvain UNITE TER. 7 pages.
- Hippe H., Caspari D., Fiebig K. & Gottschalk G., 1979.** Utilization of trimethylamine and other N-methyl compounds for growth and methane formation by Methanosarcina barkeri. Proc. N. A. S., vol. 76, no 1, p. 494–498.
- Igoni.A. and Ayotamuno.H., (2008)** Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste [Journal] // Applied Energy vol. 85, pp. 430-438.
- Kadir L. et Aziza M.A., 2012.** Traitement et valorisation du biogaz, Revue des Energies Renouvelables SIENR'12 Ghardaïa 139 – 146
- Kaloume S., 2006.** La digestion anaérobie des boues de la station d'épuration de la ville Adrar : une opportunité environnementale et énergétique, Mem. Mag. École Normale supérieur de l'Enseignement technique D'Oran.
- Kalloum S., Khelafi M., Djaafri M., Tahri A. et Touzi A., 2007.** Etude de l'influence du pH sur la production du biogaz à partir des déchets ménagers. Revue des Energies Renouvelables Vol. 10 N(4) 539-543.

Kalloum S., Bouabdessalem H., Touzi A., Iddou A. and Ouali M.S., 2011. Biogas Production from the Sludge of the Municipal Waste Water Treatment Plant of Adrar City (Southwest of Algeria), *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, N°7, pp. 2554 – 2560.

Kaspar H. F. & Wuhrmann K., 1978. Kinetics Parameters and Relative Turnovers of some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge , *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 36, no 1, p. 1–7.

Le Guen G., 2003. L'accompagnement des projets de méthanisation : Comment faire émerger des projets de méthanisation agricole dans le contexte actuel ?, Esitpa, école d'ingénieurs en agriculture. France.

M'Sadak Y. et Ben M'Barek A., 2015. Valorisation agricole de digestat avicole issu de la méthanisation industrielle en Tunisie. *JFundam Appl Sci*, 7(3), 298-321.

Marache L.E., 2001. La méthanisation des effluents et déchets organiques : état des connaissances sur le devenir pathogène', thèse de doctorat, université Paul-Sabatier de Toulouse, France.

Marcato C.E., 2007. Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins. Rôle de la digestion anaérobie. Thèse doc l'institut national polytechnique de Toulouse, 199 pages.

Mata-Alvares, J., 2003. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes IWA publishing, UK, pp 42.

McCarty P. L., 2001. The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science. and Technology* 44, 149-156.

Mccarty P. L. & Mosey F. E. C., 1991. Modelling of anaerobic digestion processes (a discussion of concepts). *Water Science and Technology*, vol. 24, no 8, p. 17–33.

Moletta R., 1993. La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand. *Biofutur*, janvier, pp. 16-25.

Moletta R., 2002. Procédés biologiques anaérobies. Dans *Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires* Technique et documentation - Editions Lavoisier, Paris.

Moletta R., 2003. Le traitement des boues des stations d'épuration. Document d'information générale -Diffusion référencée libre, 6pages.

Moletta R., 2012. La méthanisation. 2ème édition.

- Mosey F. E., 1983.** Mathematical modelling of the anaerobic digestion process :regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Water Science and Technology*, vol. 15, p. 209–232.
- Münch, E. V. and Greenfield, P. F., 1998.** Estimating VFA concentrations in prefermenters by measuring Ph. *Water Research*, 32, (8), 2431-2441.
- Murray A. & Zinder S., 1985.** Nutritional Requirements of *Methanosarcina* sp. Strain TM-1 , *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 50, no 1, p. 49–55.
- Nishio N., Mazumder T. K. & Nagai S., 1984.** Methane Production from Formate, Methanol and Acetate in Chemostat Cultures , *Journal of Fermentation Technology*, vol. 62, no 5, p. 487–491.
- Oles J., Dichtl N., and Niehoff H., 1997.** Full scale experience of two stage thermophilic/mesophilic sludge digestion. *Water Science and Technology*, 36, (6-7), 449-456.
- Omil F., Bakker C. D., Pol L. W. H. et Lettinga G., 1997.** Effect of pH and low temperature shocks on the competition between sulphate reducing bacteria and methane producing bacteria in UASB reactors. *Environmental Technology* **18** (3), 255-264.
- OTV.(Omnium De Traitements Et De Valorisation), 1997.** Traiter et valoriser les boues. Ouvrage collectif n°2, Editions Lavoisier, Cachan.
- Parawira W., Murto M., Read J. S. & Mattiasson B., 2005.** Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. *Process Biochemistry*, vol. 40, no 9, p. 3412–3418, November.
- Raposo F. Borja R. Martin Santos M.A. Martin A. de la Rubia M.A. and Rincon B., 2009.** Influence of inoculum-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: process stability and kinetic evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 149, (1-3), 70-77.
- Rémy G., 2012.** Traitement biologique des déchets, dossier : Techniques de l'Ingénieur, l'expertise technique et scientifique de référence, g2060.
- Rincon B., Paradis S., Banks C.J. and Zhang Y., 2012.** ‘Anaerobic Digestion of Whole-Crop Winter Wheat Silage for Renewable Energy Production’, *Energy Fuels*, Vol. 26, N°4, pp. 2357 – 2364.
- Saber M., 2013.** Les procédés de digestion anaérobie pour la production du Biogaz. *Recherche et Développement* N° 28, 3 pages.

- Schnurer A., Schink B. and Svensson B. H., 1996.** Clostridium ultunense sp. Nov., a Mesophilic bacterium oxidizing acetate in syntrophic association with a hydrogenotrophes methanogenic bacterium” International Journal of Systematic Bacteriology, 46, (4), 1145-1152.
- Schnurer A., Zellner G. and Svensson B.H., 1999.** Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation in biogas reactors. FEMS Microbial Ecology, 29, (3), 249-261.
- Siegert I. & Banks C., 2005.** The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. Process Biochemistry, vol. 40, no 11, p. 3412–3418.
- Smith P. H. & Mah R. A., 1966.** Kinetics of acetate metabolism during sludge digestion, Applied Microbiology, vol. 14, no 3, p. 368–371.
- Soumet F., 2014.** Production de biogaz : la surveillance en continu de la phase de méthanisation est la clé de la réussite. <http://www.actu-environnement.com>
- Suh Y. J. et Roussaux, P., 2002.** An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios, Resources, Conservation and Recycling, 35, 191-200.
- Veeken A., Kalyuzhnyi S., Scharff H. & Hamelers B., 2000.** Effect of pH andVFA on Hydrolisis of Organic Solid Waste. Journal of Environmental Engineering,vol. 126, no 12, p. 1076–1081.
- Zeikus J. G., 1980.** Chemical and fuel production by anaerobic bacteria. Annual Review in Microbiology, vol. 34, 423–464.