



MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES DE MASTER

Parcours :

Option :

Génie des procédés

Chimie d'environnement

THEME

Digestion anaérobie mésophile des boues liquide de premier bassin de la station de lagunage de la ville d'Adrar (sud-ouest de l'Algérie): optimisation de la concentration du substrat

Présenté par :

Aida NEKILI

Encadré par :

Mr Mohamed DJAAFRI

Président

Mr Kalloum

Examineur

Mr KHELAFI Mustapha



MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES DE MASTER

Parcours :

Option :

Génie des procédés

Chimie d'environnement

THEME

Digestion anaérobie mésophile des boues liquide de premier bassin de la station de lagunage de la ville d'Adrar (sud-ouest de l'Algérie): optimisation de la concentration du substrat

Présenté par :

Aida NEKILI

Encadré par :

Mr Mohamed DJAAFRI

Président

Mr Kalloum

Examineur

Mr KHELAFI Mustapha

Dédicace

Je dédie ce modeste travail

- ❖ A mes chers parents.*
- ❖ A tout ma grande famille.*
- ❖ A tous mes frères et mes collègues .*
- ❖ A tous mes amis sans exception.*

REMERCIEMENTS

Je remercie tous d'abord **Allah** de m'avoir donné la foi le courage pour terminer ce mémoire de Master, pour les efforts qui m'ont donné, pour pouvoir réaliser ce modeste travail.

Je tiens à présenter mes remerciements les plus sincères à mon promoteur ; **Mr DJAAFRI Mohamed** , pour avoir accepté de m'encadrer, de m'avoir donné un sens de responsabilité, pour sa générosité, sa gentillesse, sa patience et ses précieux conseils tout le long de ce travail. Mes remerciements sont adressés à **Mr BABOURI Idriss**. Je remercie également **Mr MOUMNI Abdelaziz**.

Je remercie encore l'ensemble du service laboratoire SORALCHIN.



TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	I
CHAPITRE I : STABILISATION ET VALORISATION DE LA BOUE	
I. STABILISATION ET VALORISATION DE LA BOUE.....	03
I.1. Origine.....	03
I.2. Type des boues.....	03
• Les boues primaires.....	03
• Les boues physico-chimiques.....	03
• Les boues biologiques.....	03
• Les boues mixtes.....	04
• Les boues d'aération prolongée.....	04
I.3. Caractéristiques des boues.....	04
I.4. Le traitement des boues.....	07
I.4.1. Réduction de la teneur en eau des boues.....	08
1- L'épaississement.....	08
2- la déshydratation.....	09
3- Le séchage.....	10
I.4.2. Stabilisation des boues.....	10
1- la stabilisation biologique aérobie.....	10
2- la stabilisation biologique anaérobie.....	0
3- le compostage.....	11
4- la stabilisation chimique (le chaulage).....	12
5- La stabilisation physique (séchage poussé).....	12
I.4.3. Le traitement de stérilisation.....	12
I.5. Valorisation de la boue.....	13
I.5.1. La valorisation en agriculture des boues.....	13
I.5.2. La valorisation énergétique de la boue.....	13
1. <u>La méthanisation</u>	13
2. <u>l'incération</u>	13
3. <u>La thermolyse</u>	14
4. <u>la gazéification</u>	15
5. <u>l'oxydation par voie humide (OVH)</u>	16
CHAPITRE II : LA DIGESTION ANAEROBIE (METHANISATION)	
II. LA DIGESTION ANAEROBIE (METHANISATION).....	19
II.1. Histoire de la méthanisation.....	19
II.2. Définition de la méthanisation.....	19
II.3. Avantages de la méthanisation.....	20
II.4. Bactéries de la méthanisation.....	21
1- <i>Les bactéries hydrolytiques et fermentatives</i>	22
2- <i>Les bactéries acétogènes</i>	22
3- <i>Les bactéries méthanogènes</i>	23
II.5. Etapes de la digestion anaérobie.....	23
4- <i>L'hydrolyse</i>	23
5- <i>L'acidogènese</i>	24
6- <i>L'acétogènese</i>	25

7- La méthanogenèse.....	26
II.6. Conditions physico-chimiques.....	28
• Le substrat.....	28
• Le pH.....	29
• La température.....	30
• Le potentiel d'oxydoréduction.....	31
• Besoins nutritionnels.....	31
• Macroéléments.....	31
• Oligo-éléments.....	32
• L'agitation.....	32
• La présence des inhibiteurs	32
• L'humidité	33
II.7. Les systèmes de digesteurs.....	33
II.7.1. Le procédé discontinu (batch)	34
II.7.2. Le système de digestion en continué infiniment mélangé.....	35
II.8. Technologie de la digestion anaérobie.....	36
Procédés utilisant une population bactérienne libre.....	36
Procédés à biomasse fixée.....	36
II.9. Valorisation.....	39
1- DEFINITION.....	39
2- VALORISATION DU BIOGAZ.....	39
a- Valorisation thermique.....	40
b- Valorisation électrique (avec ou sans cogénération).....	40
c- Le biogaz carburant.....	40
3- PROPRIETES DU BIOGAZ.....	41
4- CONDITIONS DE VALORISATION DU BIOGAZ.....	42
CHAPITRE III : MATERIELS ET METHODES	
III.1. PRESENTATION DE SITE.....	44
III.1.1. Le réseau d'assainissement de la ville d'Adrar.....	44
III.1.2. Station de relevage Koussen.....	45
III.2. ECHANTILLONNAGE.....	46
III.3. LANCEMENT DES REACTEURS.....	46
III.4. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUE.....	49
III.4.1. Détermination de la matière sèche (MS) et la matière organique (MO).....	50
III.4.2. La détermination du pH.....	52
III.4.3. La détermination de la Demande chimique en oxygène (DCO).....	52
III.4.4. Détermination des AGV et TAC.....	55
III.4.5. Volume de biogaz produit.....	55
III.4.6. Inflammabilité du biogaz.....	56
III.4.7. analyses microbiologiques.....	58
CHAPITRE VI : RESULTATS ET DISCUSSION	
VI. Résultats et discussion.....	60
VI.1. Résultats.....	60
VI.1.1. Résultats des MS et MO.....	60
- Taux de matière sèche.....	60
- Taux d'humidité.....	60
- Taux de matière organique initial.....	60

- Taux de matière organique finale.....	60
VI.1.2. Résultats de pH.....	61
VI.1.3. Les acides gras volatiles (AGV) et le titre alcalimétrique complet (TAC).....	62
VI.1.4. Comparaison entre le pH et les AGV.....	64
VI.1.5. Production de biogaz.....	65
a- Production quotidien.....	65
b- Cumule de production.....	66
c- Inflammabilité du biogaz.....	66
d- Identification de la qualité du biogaz par la chromatographie en phase gazeuse (CPG) ...	67
VI.1.6. La Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	69
IV.1.7. Résultat des analyses microbiologiques	70
VI.2. Discussion.....	72
CONCLUSION	
BIBLIOGRAPHIE	

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1. Composition chimique typique des boues fraîches et digérées	04
Tableau 1.2: Valeurs de la teneur en métaux lourds des boues résiduelles	06
Tableau II.1 : Principaux groupes microbiens impliqués dans l'étape d'hydrolyse.	24
Tableau II.2 : Métabolites des bactéries fermentaires de la digestion anaérobie.	25
Tableau II.3 : Bactéries acétogènes de la digestion anaérobie.	27
Tableau II.4 : la biodégradabilité théorique des lisiers.	28
Tableau II.5 : proportion de H ₂ S selon le type de substrat.	29
Tableau II.6 : L'effet de pH sur la digestion anaérobie.	30
Tableau II.7 : Comparaison de la digestion en condition mésophile et thermophile.	31
Tableau II.8 : pourcentage des compositions du biogaz.	41
Tableau II.9 : pouvoir calorifique du biogaz en fonction de la proportion de méthane.	42
Tableau VI.1 : Concentration de la boue.	61
Tableau VI.2 : Suivi de l'inflammabilité du biogaz.	67
Tableau VI.3 : Identification et pourcentage des différents types de biogaz produits.	67
Tableau IV.4. : Charge microbienne initiale du substrat avant la digestion	70
Tableau IV.5. : Charge microbienne de l'inoculum	70
Tableau IV.6. : Charge microbienne initiale après l'ajout de l'inoculum avant la digestion.	70
Tableau IV.7. : Charge microbienne du substrat après la	70

LISTE DES FIGURES

Fig I.1 : Options et classification des procédés pour le traitement des boues	08
Fig I.2 : Epaisseur.	09
Fig I.3 : Déshydratation mécanique.	09
Fig I.4 : Etapes de la digestion aérobie.	11
Fig I.5 : (a) Four de la thermolyse, (b) Combustion du gaz de la thermolyse.	15
Fig I.6 : Résidu solide de la thermolyse.	15
Fig I.7 : Schéma de l'enceinte de gazéification.	16
Fig I.8 : Schéma d'une unité d'oxydation par voie humide (OVH).	17
Figure II.1 : Schéma global du bilan de la méthanisation.	20
Figure II.2 : équivalent énergétique d'un mètre cube de biogaz.	21
Figure II.3 : les différentes étapes de la méthanisation.	27
Figure II.4 : les différentes formes de digesteurs.	33
Figure II.5: schéma du procédé de digestion en batch.	34
Figure II.6: schéma du procédé de digestion en continué infiniment mélangé.	35
Figure II.7 : différentes types de valorisation de biogaz.	39
Fig III.1 : Schéma des réseaux d'assainissement d'ADRAR.	47
Fig III.2: Station de lagunage naturel de Koussen- Adrar.	48
Fig III.3 : des Réacteurs plonger dans un bain marie à T° fixe	50
Fig III.4 : 4 ^{ème} réacteur pour les analyses CPG.	50
Fig III.5: Méthode d'injection de biogaz par la chromatographie.	62
Fig VI.1. : Variation de pH en fonction de temps.	61
Fig VI.2. : Variation d'AGV en fonction de temps.	62
Fig VI.3. : Variation de TAC en fonction de temps.	62
Fig VI.4. : Variation d'AGV/TAC en fonction de temps.	63
Fig VI.5. Comparaison entre les AGV et le pH en fonction du temps.	64
Fig VI.6. : Variation de volume CH ₄ en fonction de temps.	65
Fig VI.7. : Variation de volume de biogaz cumulé en fonction de temps.	66
Fig VI.8. : Résultats de CPG (les pics).	68
Fig VI.9. : identification et pourcentage des différents types de biogaz produits.	68
Fig VI.10. : Variation de DCO en fonction de temps.	69
Fig. IV.11. Charge microbienne de digesteur D1 avant et après digestion	71
Fig. IV.12. Charge microbienne de digesteur D1 avant et après digestion	71
Fig. IV.13. Charge microbienne de digesteur D3 avant et après digestion	71

ABREVIATION

AGV Acide Gras Volatile

C/N Rapport Carbone / Azote

COV Composés organique volatils

CPG Chromatographie à Phase Gazeuse

DCO Demande Chimique en Oxygène

DSU Déchets solides urbains

DBO₅ Demande Biologique en Oxygène de cinq jours hab habitant

J Jour K cal Kilo calorie

M Masse

MS Matière Sèche

MO Matière Organique

PC Pouvoir Calorifique

DA Digestion anaérobie

DCO Demande chimique en oxygène

TSH le temps de séjour hydraulique .

TRH Temps de Rétention Hydraulique

V Volume



INTRODUCTION

Digestion anaérobie mésophile des boues liquide de premier bassin de la station de lagunage de la ville d'Adrar (sud-ouest de l'Algérie): optimisation de la concentration du substrat

Introduction

L'énergie renouvelable qui provient des ressources naturelles tel que (l'eau, le soleil, le vent...etc.) est appelée l'énergie verte[1], Elles semblent la solution prometteuse et alternatif des énergies fossiles (pétrole et gaz). Cette énergie renouvelable, n'exercée que peu d'impacts négatifs sur l'environnement et la santé humaine [2].

Par ailleurs la croissance démographique et les activités humaines[3], génère une augmentation régulière du volume des déchets de différentes sources(industriel, agricole, eaux usées, urbain...etc.)[4]. Tous ces déchets, ont des impacts très néfaste sur l'environnement et sur la santé humaine [5].

Parmi ces sources de pollution, nous citons les boues en excès provenant des stations des eaux usées souvent rejetées dans le milieu récepteur (mer, rivières, sols) sans traitement préalable, qui engendre ainsi de nombreuses maladies hydriques et une propagation des épidémies.

Le traitement, la stabilisation et la valorisation de ces boues en excès avant le rejetée dans l'environnement représentent un problème de plus en plus important partout dans le monde [6][7].

La digestion anaérobie des boues d'épuration est une technique efficace et durable par ses capacités de transformer plus de matière organique en biogaz (60-70% en volume de méthane, CH₄), de stabiliser les boues au moyen de la réduction de sa masse et détruisant la plupart des agents pathogènes présents dans la boue. Aussi elle limite les éventuels problèmes d'odeurs associées aux matières putrescibles résiduelles, et le méthane produit caractérisé par une haute valeur calorifique est considérée comme une source d'énergie renouvelable alternative aux combustibles fossiles limités. [27]

Cependant, des difficultés intrinsèques de fonctionnement efficace peuvent engendrer, tels que les concentrations de la biomasse (fluctuations dans la composition de l'alimentation) ainsi que le temps de séjour et la cinétique de processus, ce sont des sujets de

recherche très important dans les processus de AD. Pour cela nous avons lancé cette étude pour optimiser la concentration de la boue et par conséquent la production du biogaz.[28]

Pour laquelle nous avons lancé trois digesteurs avec des concentrations différentes. Le premier digesteur ne contient que de la boue liquide brute sans dilution avec de l'inoculum (avec une concentration de 6% de MS), le deuxième et le troisième sont dilué avec de l'eau (où les concentrations sont de 4% et 2% de MS successivement).

Notre objective d'une part est d'optimisé la concentration de substrat et de produire de l'énergie renouvelable qui est le biogaz (méthane et hydrogène). D'autre part pour exploiter les boues de premier bassin afin de stabiliser ces dernières, éliminé les agents pathogènes et les problèmes de mauvaise odeurs. Aussi pour éclairer les eaux traitées et facilité la culture des micro-algues dans les deux bassins qui suit (photosynthèse) afin de réutiliser ces eaux pour la bio-irrigation.

Chapitre I : parti théorique

I-GENERALITE SUR LES BOUES DES STATIONS D'EPURATION.

I. GENERALITE SUR LES BOUES DES STATIONS D'EPURATIONS.

I.1. Origine :

Les boues des stations d'épuration sont des produits résiduaire qui résultent du traitement des eaux usées dans les stations d'épuration. Les effluents urbains, comprenant les eaux résiduaire urbaine d'origine domestique et éventuellement industrielle et les eaux pluviales, subissent un traitement de dépollution avant leur rejet dans le milieu naturel. L'épuration consiste essentiellement à éliminer les pollutions organiques et minérales des effluents et ce par le biais de divers prétraitements et traitements. Au cours de ces prétraitements et traitement des boues sont produites. [5].

I.2. Type des boues

On distingue différents types de boues selon les traitements appliqués pour épurer l'eau dans un milieu boueux [8].

- **Les boues primaires :**

Ce sont les dépôts récupérés par une simple décantation des eaux usées (dans les décanteurs-digesteurs par exemple). Elles présentent des concentrations élevées en matières minérales (sable, terre...) mais aussi en matière organique pouvant évoluer[8].

- **Les boues physico-chimiques :**

Elles ressemblent aux boues primaires sauf que durant le traitement de l'eau usée, il a été rajouté un réactif (sels de fer, d'aluminium, et autres agents flocculant) pour agglomérer les fines particules et améliorer la décantation[8].

- **Les boues biologiques :**

Elles sont aussi appelées boues secondaires, elles proviennent d'une épuration biologique des eaux (boues activées, disques biologiques, lits bactériens...). Ces boues, de concentrations médiocres (10 g/l), sont très organiques car elles sont principalement constituées de corps bactériens et de leurs sécrétions[9].

On distingue aussi:

- **Les boues mixtes:**

Constituées d'un mélange de boues primaires et biologiques, elles proviennent de la plupart des stations de traitement complètes[8].

- **Les boues d'aération prolongée:**

Obtenues sans décantation primaire avec des matières polluantes intensivement aérées. Les boues sont peu concentrées, moins organiques et donc moins susceptibles de produire des nuisances [8].

I.3. Caractéristiques des boues

Les différents procédés de traitement des effluents produisent différentes quantités et qualités de boues. Dans une station d'épuration, les caractéristiques changent pendant l'année ou même pendant une journée à cause des variations de la composition de l'eau brute. Quelle que soit leur origine, les boues urbaines sont constituées de l'ensemble des Matières organiques et minérales qui s'accumulent au cours des étapes de traitement de l'eau et leur composition varie donc en fonction des effluents et des traitements effectués. Néanmoins, elles sont, en général, constituées de 95% d'eau et de 5% de matière sèche ce qui leur confère un pouvoir fermentescible très élevé. Le tableau I.1, présente la composition des différents types de boues produites au cours du traitement des eaux usées. Les constituants les plus importants pour classer et déterminer la qualité des boues, leur traitement, et leur destination finale sont: la matière organique (matière volatile) ; les nutriments ; Les microorganismes pathogènes ; les métaux ; les composés organiques sous forme de traces [8].

Caractéristiques	Boues primaires fraîches		Boues primaires digérées		Boues activées
	Intervalle	Valeur typique	Intervalle	Valeur typique	Intervalle
Matière Sèche (MS)%	2–8	5	6–12	10	0,83–1,16
Matière organique (%MS)	60–80	65	30–60	40	59–88
Graisses et huiles (%MS)	–	–	–	–	–
Solubles dans l'éther	6–30	–	5–20	18	–
Extrahibles à l'éther	7–35	–	–	–	5–12
Protéines (%MS)	20–30	25	15–20	18	32–41
Azote (N,%MS)	1,5–4	2,5	1,6–6	3	2,4–5
Phosphate (P ₂ O ₅ ,%MS)	0,8–2,8	1,6	1,5–4	2,5	2,8–11
Potasse (K ₂ O,%MS)	0–1	0,4	0–3	1	0,5–0,7
Cellulose (%MS)	8–15	10	8–15	10	–
Silicium (SiO ₂ ,%MS)	15–20	–	10–20	–	–
pH	5–8	6	6,5–7,5	7	6,5–8,0
Alcalinité (mg.L ⁻¹ éq CaCO ₃)	500–1500	600	2500–3500	3000	580–1100
Acides organiques (mg.L ⁻¹)	200–2000	500	100–600	200	1100–1700
Pouvoir calorifique (MJ/Kg)	23000–29000	25500	9000–13500	11500	18500–23000

Tableau I.1. Composition chimique typique des boues fraîches et digérées.[7]

Une boue est aussi représentée par plusieurs données numériques qui permettent de la caractériser.

- **La siccité :** les boues sont constituées d'eau et de matières sèches. La siccité est le pourcentage massique de matière sèche. Ainsi une boue avec une siccité de 10 % présente une humidité de 90 %.
- **Le taux de matières volatiles sèches (MVS) :** la matière sèche est constituée de matières minérales et de matières organiques qui sont appelées matières volatiles sèches. La concentration en MVS est un taux par rapport à la matière sèche totale. Le suivi de ce taux permet de connaître la stabilité d'une boue sur une échelle[8].
- **La consistance :** C'est une donnée obligatoire à connaître pour toute manipulation des boues. La consistance est un état physique dépendant de la siccité.
- Boues liquides / siccité de 0 à 10 %
- Boues pâteuses / siccité de 10 à 25 %
- Boues solides / siccité de 25 à 85 %
- Boues sèche / siccité supérieure à 85 %

Selon les traitements d'épuration appliqués les boues ont des caractéristiques différentes :

- **Lit bactérien :** siccité 2 à 5 % ; MVS 60 à 70 %
- **Lagunage naturel :** siccité 5 à 10 % ; MVS 30 à 60 %
- **Décanteur-digesteur :** siccité 4 à 7 % ; MVS 40 à 60 %
- **Boues du bassin d'aération en station à boue activée :** siccité 0,4 à 0,6 %.
- **Boues du clarificateur en station à boue activée :** siccité 1 %.
- **Les nutriments :** Les boues urbaines contiennent trois nutriments essentiels pour la croissance des plantes: l'azote, le phosphore et le potassium. Les concentrations typiques dans les boues sont plus faibles que celles d'un fertilisant commercial. Un nutriment peut être présent dans les boues sous des formes chimiques différentes. L'azote est sous forme organique, ammoniacal ou de nitrates et le phosphore sous forme de phosphates ou d'orthophosphates.
- **Les microorganismes pathogènes :** Les boues résiduaires contiennent une grande quantité de microorganismes (virus, bactéries et parasites). Ils sont éliminés de l'eau avec

les boues qui décantent. Une partie de ces microorganismes se trouve sous forme pathogène donc dangereuse. La charge de ces microorganismes pathogènes peut être réduite significativement par les procédés de traitement des boues, comme la digestion anaérobie, aérobie et le compostage [8].

- **Les métaux lourds :** La concentration en métaux lourds dans les boues dépend du type d'eau résiduaire traitée. Le cadmium, chrome, cuivre, plomb, nickel, mercure, argent et zinc peuvent être présents. Le Tableau 02 présente la concentration des métaux dans les boues.

Tableau I.2 : Valeurs de la teneur en métaux lourds des boues résiduaires [2].

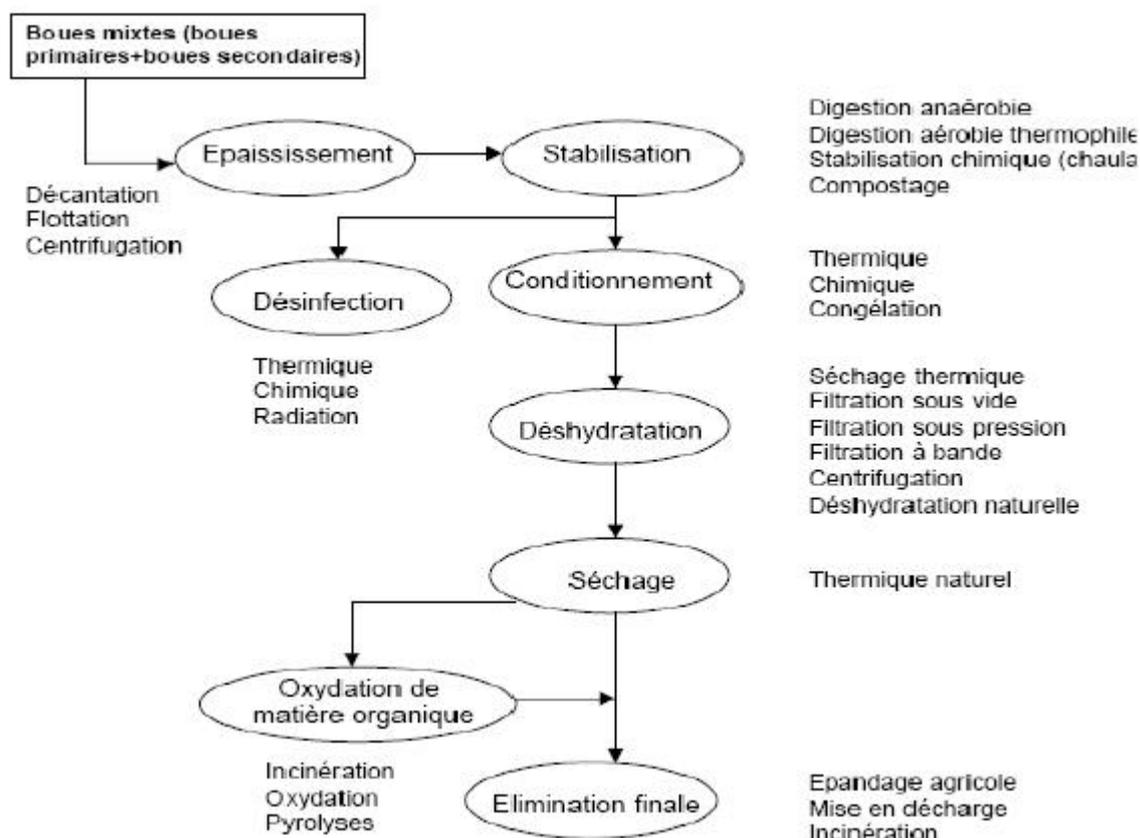
Boues sèches mg.Kg ⁻¹		
Métaux	Intervalle	Moyenne
Arsenic	1,1–230	10
Cadmium	1–35	10
Chrome	10–99000	500
Cobalt	1,3–2490	30
Cuivre	84–17000	800
Fer	1000–154000	17000
Plomb	13–26000	500
Manganèse	32–9870	260
Mercure	0,6–56	6
Molybdène	0,1–214	4
Nickel	2–5300	80
Sélénium	1,7–17,2	5
Zinc	101–49000	1700

- **Les composés organiques sous forme de traces :** Il s'agit de composés organiques généralement présents en faible quantité dans les déchets, de l'ordre du µg/L. Il peut toutefois s'agir de composés à risque pour l'environnement et/ou inhibiteurs de l'activité bactérienne lors de la fermentation. De manière générale, les composés organiques sous forme de traces ne sont pas solubles dans l'eau. Ils ont une grande affinité pour les matières organiques des boues et des sols et sont peu biodégradables. Ces substances lipophiles peu dégradables prennent de l'ampleur avec l'augmentation du poids moléculaire. Les composés sont ainsi concentrés au niveau des boues d'épuration et pourront s'accumuler progressivement au niveau du sol.

I.4. Le traitement des boues

La quasi-totalité des procédés d'épuration appliqués aux eaux usées domestiques, qu'ils soient biologiques ou physico-chimiques, conduisent à la concentration des polluants sous la forme de suspensions aqueuses ou de boues représentant des déchets volumineux. Il s'avère de plus en plus difficile de trouver une solution au problème des boues. Ces derniers représentent une phase difficile et très délicate en raison de la raréfaction des terrains ou cavités disponibles pour l'épandage ou le dépôt des boues, les nécessités et exigences de l'environnement et de l'hygiène publique, et l'importance économique compte tenu aussi bien des coûts d'investissement que d'exploitation d'une installation de traitement de boues. Les objectifs principaux d'une filière boue sont la réduction des volumes et des nuisances. En effet, telles qu'elles ont été évacuées de la filière eau, les boues sont constituées à 99% d'eau, ce qui engendre des volumes de stockage conséquents. De plus, elles sont très fermentescibles donc dégagent rapidement des odeurs désagréables, en partie, responsables du refus psychologique de les utiliser en agriculture. Les procédés de traitement des boues peuvent varier suivant leurs natures et la taille de la station d'épuration. Trois grands types de traitement sont à distinguer:[9]

- Des traitements de réduction de la teneur en eau des boues (l'épaississement, déshydratation, séchage), visant à diminuer le volume de boues à stocker ou à épandre et/ou à améliorer leurs caractéristiques physiques (tenue en tas notamment) ;
- Des traitements de stabilisation, dont l'objectif est de réduire le pouvoir fermentescible des boues afin de limiter ou d'annuler les nuisances olfactives ;
- Des traitements de stérilisation qui visent à éliminer la charge en microorganismes pathogènes.



FigI.1 : Options et classification des procédés pour le traitement des boues.

I.4.1. Réduction de la teneur en eau des boues :

Pour réduire le volume des boues, différents procédés sont mis en œuvre, comprenant par ordre croissant d'efficacité et de coût, l'épaississement, la déshydratation et le séchage.

[10]

1- L'épaississement :

C'est la première étape du traitement. A l'entrée de la filière, la boue étant extrêmement liquide, pour réduire les volumes à traiter, on élimine l'eau libre. L'épaississement peut être statique, gravitaire ou dynamique par flottation, selon le type de boue à traiter. Ainsi, pour une boue activée, on préfère l'épaississement dynamique par flottation car les particules en suspension sont de gros diamètre et de faible densité.

Par contre, pour les boues primaires, l'épaississement gravitaire permet de concentrer la boue de deux à huit fois, en l'amenant de quelques grammes par litre à quelques dizaines de grammes par litre. IL existe une troisième méthode, plus performante, mais qui nécessite

l'emploi de polymères. C'est l'épaississement dynamique sur table d'égouttage: la boue est floculée avec le polymère, puis circule sur une toile filtrante où l'eau est éliminée.[10]



FigI.2 : Epaississeur [4].

2- la déshydratation :

La déshydratation est la deuxième étape de la réduction de volume des boues. Elle conduit à l'élimination d'environ 40-50% de la phase liquide. Elle est réalisée:

- 1- Par centrifugation,
- 2- Par filtration (filtre à plateaux, sacs filtrants, tamis d'égouttage),
- 3- Par séchage (lits de séchage naturel, séchoirs thermiques directs ou indirects) [9].



FigI.3 : Déshydratation mécanique [9].

3- Le séchage :

Le séchage élimine l'eau en grande partie ou en totalité par évaporation, soit par voie naturelle (lits de séchage), soit par voie thermique. La technique des lits de séchage se réalise à l'air libre sur des boues liquides et combine évaporation naturelle et drainage de l'eau libre à travers une couche filtrante de sable et de graviers. Le séchage thermique permet une élimination de la quasi-totalité de l'eau (siccité d'environ 95%) [9].

I.4.2. Stabilisation des boues :

Cette étape permet de réduire le pouvoir fermentescible des boues, ainsi que les nuisances olfactives. Il existe trois grands types de stabilisation: la stabilisation biologique (digestion aérobie ou anaérobie, compostage), la stabilisation chimique (chaulage) et la stabilisation physique (séchage poussé). Les procédés biologiques permettent de dégrader les matières organiques, et conduisent à une réduction de la matière. En revanche, les procédés chimiques et physiques bloquent l'action des microorganismes par inhibition de leur métabolisme, la quantité de matière reste la même ou augmente suite à l'ajout de produits chimiques (ajout de chaux, par exemple). Certains de ces traitements permettent aussi de réduire les risques sanitaires. [11]

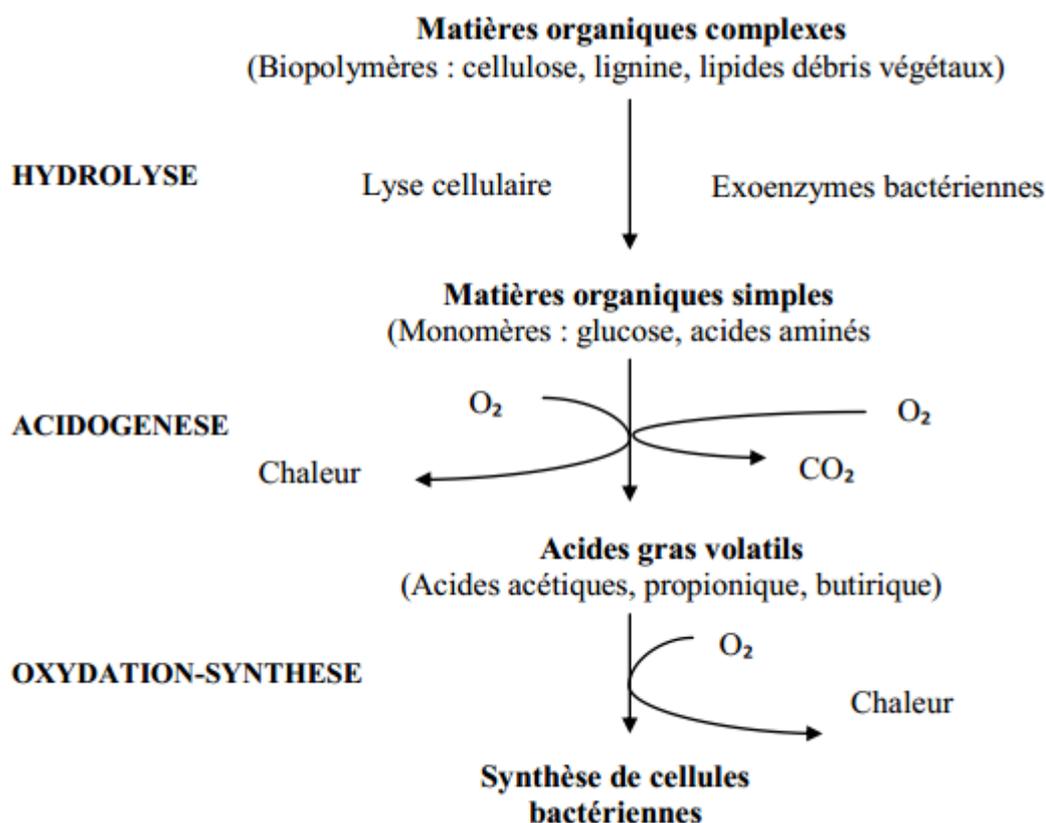
1- la stabilisation biologique aérobie :

Tous les procédés biologiques sont basés sur les activités métaboliques naturelles des organismes impliqués. Lorsqu'un substrat métabolisable est disponible dans le milieu, (substrat exogène), les cellules l'utilisent comme source de matière organique pour leurs activités cataboliques et anaboliques. C'est ce processus qui prédomine dans les procédés où le milieu à traiter est riche en matière organique, comme par exemple les processus de boues activées ou de digestion aérobie. Le principe de la stabilisation aérobie est identique à celui évoqué pour les boues activées, exception faite du temps de séjour des solides biologiques qui est plus long. C'est une transformation de la matière organique par oxydation en milieu aérobie, avec dégagement de chaleur et production de dioxyde de carbone. [12]

2- la stabilisation biologique anaérobie :

La stabilisation anaérobie des boues permet de fermenter une partie des matières organiques en dioxyde de carbone et méthane, avec une production relativement faible de biomasse cellulaire. Le processus implique plusieurs populations microbiennes distinctes qui

sont continuellement en interactions, et dont la majorité ne produit pas directement du méthane. Le processus microbiologique de la digestion peut se séparer en quatre étapes, qui regroupent les principales réactions anaérobiques.



FigI.4 : Etapes de la digestion aérobie [5]

3- le compostage

Le compostage est un traitement biologique des boues ou des déchets organiques. C'est un processus de dégradation de la matière organique en présence d'oxygène. Ce procédé aérobie contrôlé, conduit à l'obtention d'une stabilisée, hygiénique et riche en humus. Des dizaines d'espèces de micro-organismes et de macro organismes se développent par millions sur les déchets organiques et se nourrissent de sucres, de protéines, de cellulose et d'autres constituants des matières organiques [12, 13]. Il permet d'atteindre les objectifs suivants :

1. Stabilisation du déchet pour réduire les pollutions ou nuisances associées à son évolution biologique ;
2. Réduction de la masse de déchets ;
3. Production d'un compost valorisable comme amendement organique pour les sols.

4- la stabilisation chimique (le chaulage)

Cette technique ne modifie donc pas la quantité de la matière organique biodégradable contenue dans la boue; une reprise de la fermentation est possible si l'évolution ultérieure des conditions du milieu le permet. La chaux, du fait de son coût réduit, de son alcalinité et de son effet favorable à un renforcement de la structure physique de la boue, est le réactif le plus utilisé [1].

5- La stabilisation physique (séchage poussé)

Le séchage est une opération du traitement des boues consistant à évaporer l'eau libre et liée. En effet, le coût énergétique du séchage ramené à la tonne d'eau évaporée est plusieurs centaines de fois supérieure à celui de la déshydratation mécanique, de telle sorte qu'il est économiquement aberrant de sécher des boues non déshydratées. [1]

I.4.3. Le traitement de stérilisation :

Elle n'est pas, à proprement parler, un procédé de stabilisation. Elle a pour but d'obtenir une désinfection de la boue. L'inactivation totale des agents pathogènes peut être recherchée, par exemple, dans le cas d'épandage des boues sur des pâturages en exploitation. Un critère de l'hygiénisation est l'absence d'entérobactéries sur un échantillon de 10 grammes. Il est sûrement atteint si toutes les particules de la suspension boueuse sont maintenues à 70 °C pendant 30 min [1]. Certains traitements déjà évoqués, détruisent les germes pathogènes contenus dans les boues : le chaulage en élevant le pH au-dessus de 12. Le compostage peut détruire les germes pathogènes par les températures élevées (jusqu'à 70°C) atteintes lors du compostage et la sélection de microorganismes saprophytes. [12]

I.5. Valorisation de la boue

Les boues des stations d'épuration sont des résidus issus de l'assainissement des eaux usées domestiques ou industrielles. L'épandage agricole est la principale voie de valorisation de ces déchets. Lorsque leurs recyclages s'avèrent impossible en agriculture vis-à-vis de la législation, les boues constituent un déchet humide difficile à gérer. La valorisation énergétique peut être une voie complémentaire ou alternative à la valorisation agricole. [14]

I.5.1. La valorisation en agriculture des boues :

L'épandage de la boue est la voie la plus répandue en agriculture. Elle existe depuis plus de 30 ans et offre la possibilité d'augmenter la fertilisation des sols. Cette pratique courante ne concerne pas que les boues d'épuration, mais plusieurs centaines de millions de tonnes ou de mètres cubes de matières diverses. Ces matières entretiennent la fertilité des sols quand elles sont correctement appliquées, diminuant alors les besoins d'engrais commerciaux. En agriculture, les boues sont utilisées comme engrais, c'est-à-dire comme produit capable de fournir aux cultures des éléments nutritifs nécessaires à leur croissance et à leur développement. Compte tenu des multiples procédés épuratoires utilisés dans les différentes stations, les boues sont susceptibles de présenter une diversité de composition selon le type de traitement utilisé, le type d'effluent entrant ou encore la taille de la station.

I.5.2. La valorisation énergétique de la boue :

La valorisation énergétique des boues des stations d'épuration se réalise selon cinq procédés:

1. **La méthanisation** : La méthanisation ou digestion anaérobie est un procédé naturel de transformation de la matière organique en énergie par des bactéries en absence d'oxygène. Conduite dans des enceintes confinées appelées digesteurs, à l'intérieur desquels les réactions de fermentation sont optimisées et contrôlées, elle produit du biogaz composé essentiellement de méthane, tout en réduisant de moitié le taux de matières organiques. Le résidu de la digestion (ou digestat) est stable, désodorisé, débarrassé en grande partie des germes pathogènes [14].
2. **l'incinération** : Ce traitement fait appel à des réactions de combustion qui mettent en œuvre des phénomènes d'oxydation. Les boues doivent être injectées dans une chambre maintenue à une température 1200 °C. Une combustion efficace nécessite un temps de séjour contrôlé, une température optimale et uniforme, ainsi qu'une turbulence élevée. Pour être incinérées, les boues doivent présenter une siccité minimale de 25 à 35% [15].

3. **La thermolyse** : La thermolyse consiste en un traitement thermique à température modérée (450 à 750 °C) en absence d'air dans un four ou un thermolyseur au cours duquel les matières organiques sont décomposées sans être brûlées :

- En un composant combustible solide (coke) qui, s'il est séparé des matières inertes et des métaux, est assimilable à du charbon de faible qualité. Il peut être ensuite lavé, refroidi et déchloré. En une phase gazeuse. Cette phase gazeuse contient une fraction de non condensables (hydrogène (H₂), méthane (CH₄), oxydes de carbone (CO), hydrocarbures, etc.) et une fraction de condensables constituée essentiellement d'eau et d'huiles plus ou moins lourdes. Toutes les conditions sont réunies pour détruire les organochlorées et les dioxines éventuellement présentes dans les déchets. Les matières minérales conservent leurs intégrités physique et chimique du fait des conditions de fonctionnement des fours (ni oxydation, ni formation de conglomerats) [16].
- **Le gaz de thermolyse** est caractérisé par un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de l'ordre de 13 MJ/kg, soit environ 5.000 MJ par tonne de déchets entrant. Compte tenu de sa composition, ce gaz doit être brûlé sur place dans des conditions satisfaisantes en ce qui concerne les émissions.
- **Le solide de thermolyse** contient de 60 à 65% de cendres, le solide étant des matières minérales. Après lavage et déchloration éventuels, puis criblage, tamisage et séparation physique des verres et métaux, on obtient un "**combustible solide de thermolyse (CST)**" à 30 - 40 % de cendres. Ce CST s'apparente à un charbon de qualité médiocre (de 18 à 20 MJ/kg), avec un potentiel énergétique de l'ordre de 4.000 MJ par tonnes de déchets [2].



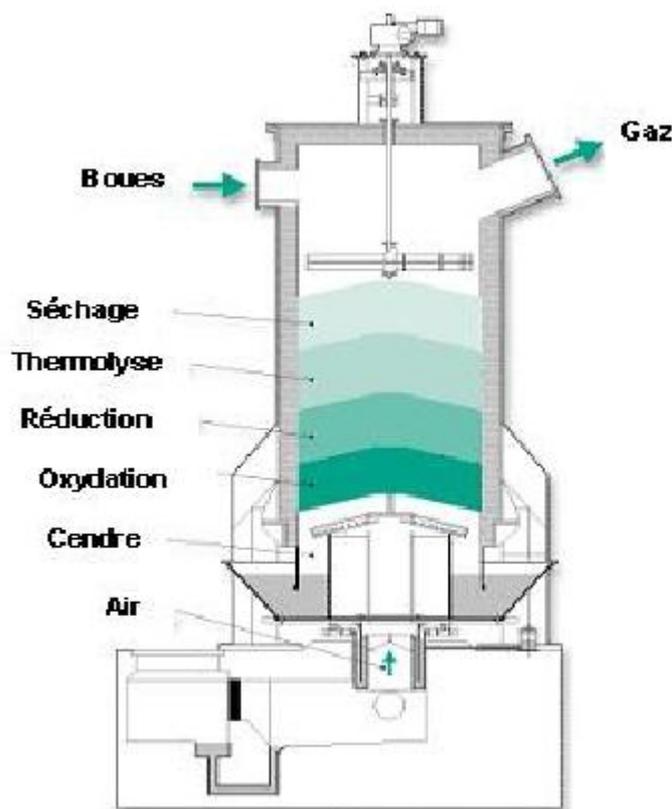
FigI.5 : (a) Four de la thermolyse [16], (b) Combustion du gaz de la thermolyse [2].



FigI.6 : Résidu solide de la thermolyse.[2]

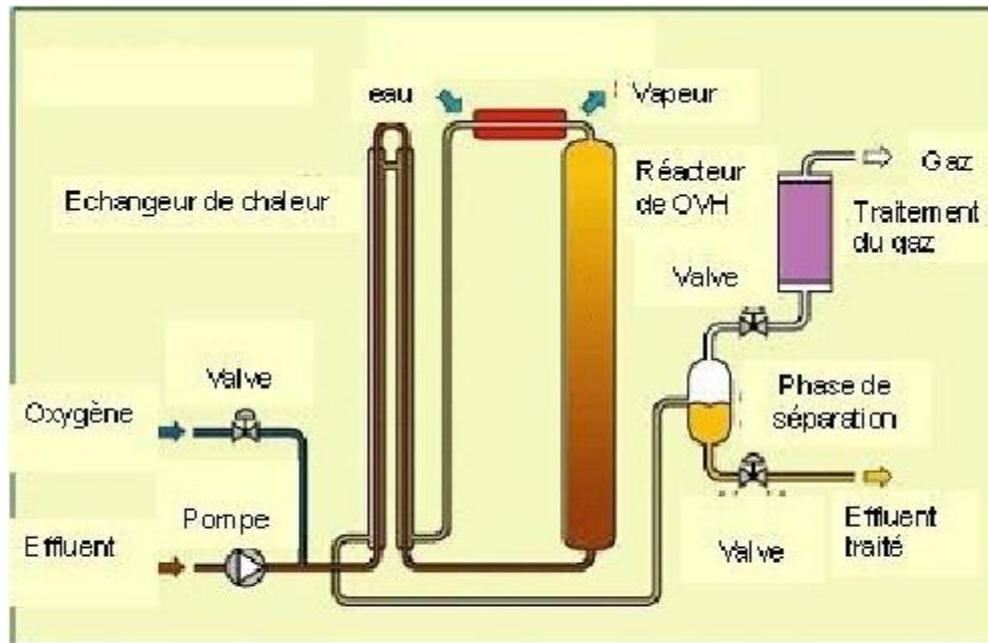
4. **la gazéification** La gazéification des boues résulte d'un processus thermochimique en deux étapes: une étape de thermolyse suivie d'une étape de gazéification. Ces deux étapes peuvent être réalisées dans la même enceinte thermique ou dans deux réacteurs séparés. L'étape de thermolyse, produit des matières volatiles sous forme d'hydrocarbures gazeux (goudrons) et du coke, essentiellement constituées de carbone fixe. Les hydrocarbures et le carbone fixe sont convertis en gaz combustible (CO , H_2), dans la seconde étape, dite de gazéification,

par réactions thermochimiques, en présence d'un agent gazeux de gazéification (air, O_2 , H_2O). Les procédés actuels de gazéification des boues visent essentiellement, non pas la production de gaz de synthèse, considérés comme matière première pour l'industrie chimique, mais la destruction thermique de ces déchets, avec valorisation du contenu énergétique des gaz combustibles produits [17].



FigI.7 : Schéma de l'enceinte de gazéification [17]

- 5. L'oxydation par voie humide (OVH)** L'OVH est un procédé technologique qui permet l'oxydation poussée des boues de station d'épuration jusqu'au stade ultime de destruction de la matière organique. Cette oxydation est réalisée en milieu aqueux à haute pression et haute température sans flamme et sans émission de fumée. Le produit final issu de ce procédé, totalement inerte, ne contient que la fraction minérale des boues, et son volume après déshydratation ne représente plus que 20 à 25% de la masse de boue initiale. Ce procédé est une alternative à l'incinération conventionnelle des boues. Il ne produit pas de fumées et sa consommation énergétique est faible, compte tenu du caractère exothermique des réactions d'oxydation [2].



FigI.8 : Schéma d'une unité d'oxydation par voie humide (OVH) [2]

Chapitre II : partie

théorique

Chapitre I: Généralité

sur les boues des

stations d'épuration

II. LA DIGESTION ANAEROBIE (METHANISATION)

II.1. Généralité sur la méthanisation

La découverte de la méthanisation remonte à 1776 lorsque A.VOLTA durant une de ses promenades observa que du gaz se libérait d'un marais. Après avoir étudié ce phénomène et fait plusieurs expériences il mit en évidence que le "gaz des marais" était inflammable. Un peu plus tard (1787), A.L. LAVOISIER lui donne le nom de "gashydrogeniumcarbonatrum" mais le terme de "méthane" fut proposé en 1865 et confirmé en 1892 par un congrès international de nomenclature chimique. Pendant ce temps, la présence de ce gaz est mise en évidence dans d'autres milieux (dont le fumier) et son origine est attribuée à l'activité microbienne. Celles-ci se développent dans des milieux anaérobies naturels. Le gaz des marais qui contient une forte proportion de méthane provient de la décomposition des déchets organiques végétaux des marécages. Cette décomposition se déroule également dans les lacs et des rizières. Les sols des zones humides tels que les forêts tropicales, la toundra et les tourbières participent aussi à la production du méthane atmosphérique. Enfin, les processus de digestion des animaux libèrent du méthane. Les ruminants et les termites sont la source d'une quantité importante de gaz. Les phénomènes anaérobies qui se déroulent dans les sédiments marins sont responsables d'une partie du méthane dissous dans l'eau de mer.[17]

Au début du XXème siècle, la première installation produisant du méthane voit le jour à Exeter en Grande-Bretagne, elle permet l'éclairage des rues de la ville. Les développements modernes de la méthanisation sont issus des travaux d'IMHOFF sur les boues urbaines et de DUCELLIER sur les rejets d'élevages. [18]

II.2. Définition de la méthanisation

La méthanisation est une digestion anaérobie, ou fermentation méthanique, qui transforme la matière organique en compost, méthane et gaz carbonique par un écosystème microbien complexe fonctionnant en absence d'oxygène. La méthanisation permet d'éliminer la pollution organique tout en consommant peu d'énergie, en produisant peu de boues et en générant une énergie renouvelable : le biogaz. [13]

Les quantités de boues obtenues sont faibles (5 à 10 fois moindre que par voie aérobie) dans le cas du traitement d'effluent. La biomasse active a des besoins limités et s'adapte à des effluents très divers. Le procédé nécessite peu d'énergie pour son fonctionnement. Le bilan carbone est neutre. [15]

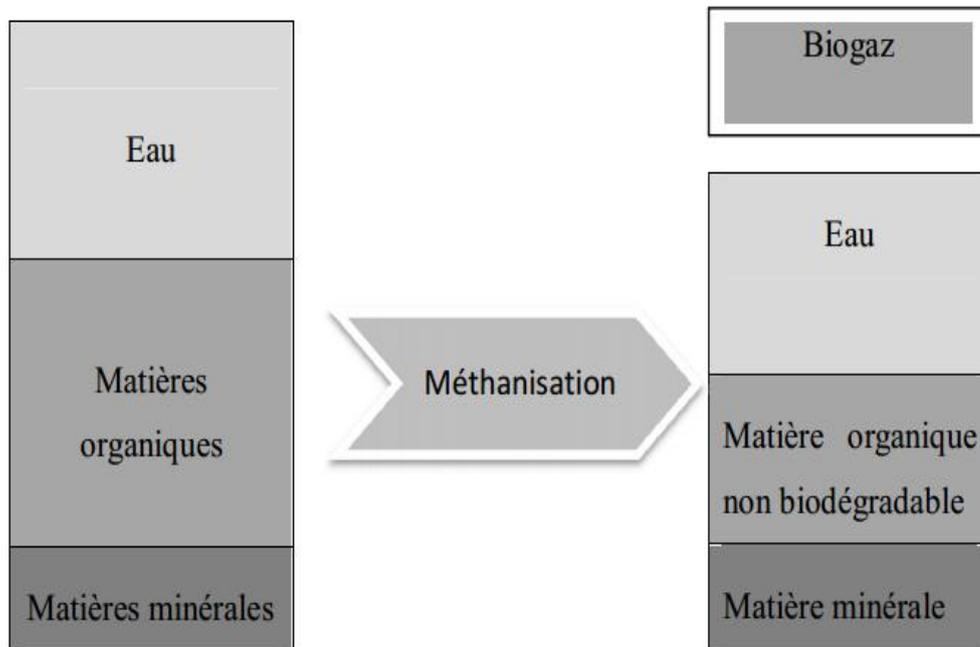


Figure II.1 : Schéma global du bilan de la méthanisation [18]

II.3. Avantages de la méthanisation

Le méthane, représentant 55 à 85% du volume de biogaz produit, est utilisable comme source d'énergie, ainsi 1m^3 de méthane (soit 8 570 kcal) est l'équivalent d'un litre de mazout.

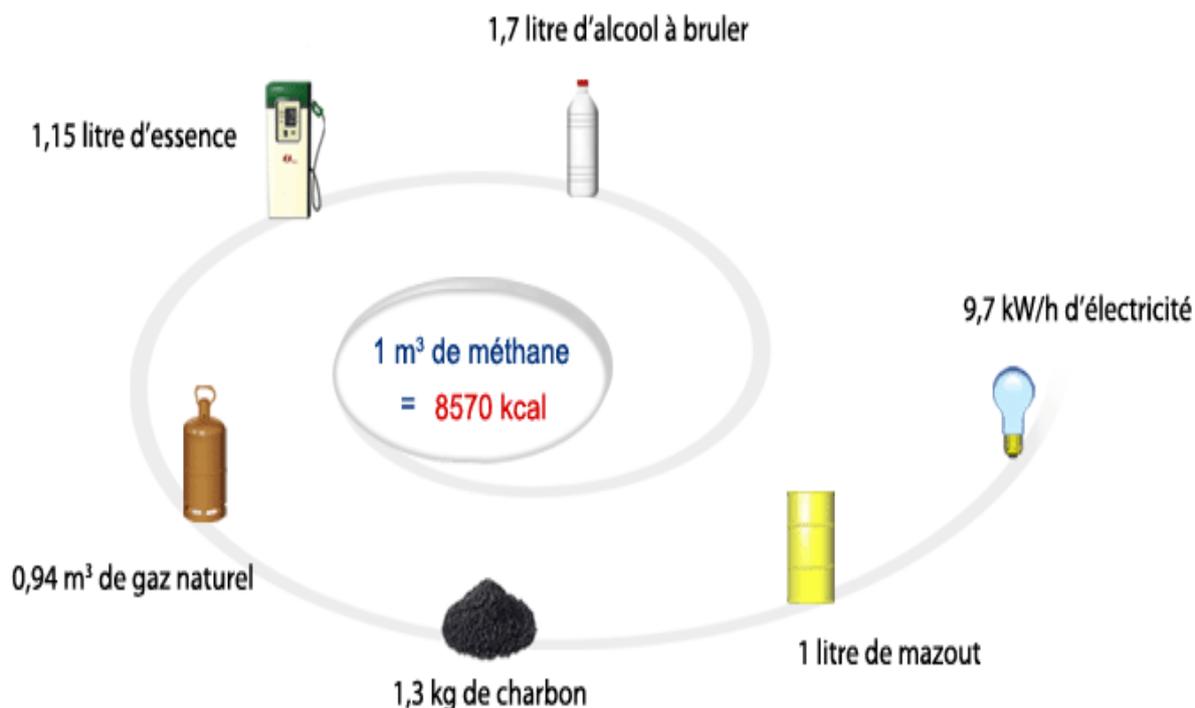


Figure II.2 : équivalent énergétique d'un mètre cube de biogaz [15].

II.4. Bactéries de la méthanisation

Les responsables de ce processus naturel sont les bactéries méthanogènes et sont strictement anaérobies. [19]

Le processus de croissance microbienne est un processus endergonique, c'est à dire qu'il consomme de l'énergie. Pour obtenir cette énergie, les micro-organismes effectuent des réactions biochimiques d'oxydo-réduction. La méthanogénèse est le processus microbiologique au cours duquel des réactions d'oxydation des composés organiques, qui engendrent l'énergie requise par des micro-organismes, sont couplées à des réactions de réduction aboutissant finalement à la production de méthane.

Les voies métaboliques simplifiées, décrivant le processus de cette transformation, ont été exposées dans un modèle, aujourd'hui largement accepté. Le modèle fait intervenir plusieurs types de micro-organismes classés dans trois phases distinctes :

- les bactéries hydrolytiques et fermentatives (hydrolyse et acidogénèse)
- les bactéries acétogènes (acétogénèse)
- les bactéries méthanogènes (méthanogènes)

Ces trois communautés doivent constituer un écosystème équilibré pour que l'essentiel des équivalents réducteurs produits comme déchets au cours de l'anabolisme bactérien se retrouve finalement dans le méthane.[4]

1- Les bactéries hydrolytiques et fermentatives :

L'étape d'hydrolyse est réalisée par plusieurs groupes d'eubactéries anaérobies strictes et facultatives dont la nature dépend de la composition qualitative et quantitative de l'alimentation. Les principales espèces appartiennent aux genres Clostridium, Bacillus, Ruminococcus, Enterobacteroïdes, Propionibacterium et Butivibrio.[11]

2- Les bactéries acétogènes

Au cours de cette étape, l'oxydation des substrats (surtout les acides propionique et butyrique et l'éthanol) est couplée à la formation d'hydrogène, de dioxyde de carbone et d'acétate. Elle représente l'activité de trois groupes de bactéries : les homoacétogènes des genres Clostridium, Acetobacterium, Sporomusa, Acetogenium, Acetoanaerobicum, PelobacterButyribacterium, Eubacterium..., les syntrophes des genres Syntrophobacter, Syntrophomonas, Syntrophus... et les sulfato-réductrices des genres Desulfovibrio, Desulfobacter, Desulfotomaculum, Desulfomonas...[11].

Il est important de noter que, lorsque la pression partielle en hydrogène s'élève, cette oxydation est thermodynamiquement impossible (réaction endergonique). Par conséquent, la croissance de la flore acétogène et l'utilisation du substrat dépendent strictement de l'élimination de l'hydrogène du milieu par les microorganismes méthaniques voire les bactéries sulfato-réductrices (en présence de sulfate). Cette association syntrophique avec des bactéries méthanogènes hydrogénéophiles permet de rendre les réactions endergoniques possibles. L'oxydation des substrats est seulement possible à des pressions partielles en hydrogène faibles, de l'ordre de 10⁻⁴atm.[17]

3- Les bactéries méthanogènes

Les bactéries actives de cette dernière étape sont réunies dans un groupe qui leur est propre: celui des Archae. Elles possèdent, en effet, des caractéristiques spécifiques par rapports aux eubactéries et aux eucaryotes, notamment en ce qui concerne leurs coenzymes. Les Archae constituent un des trois statuts de règne primaire, avec les eubactéries et les eucaryotes.[17]

II.5. Etapes de la digestion anaérobie

La méthanisation se réalise en absence d'oxygène, ce qui permet de stabiliser les matières organiques en les transformant le plus complètement possible en méthane et en dioxyde de carbone. C'est le résultat d'une activité microbienne complexe qui se divise en quatre étapes principales :[4]

1- L'hydrolyse :

L'hydrolyse par laquelle les macromolécules organiques se trouvent décomposées en éléments plus simples ; le déchet solide est ainsi liquéfié et hydrolysé en petites molécules solubles, à l'origine du jus de fermentation ; on parle de « solubilisation » des matières organiques : par exemple, la cellulose est transformée en sucres solubles tels que le glucose ou le cellobiose.[11]

Tableau II.1 : Principaux groupes microbiens impliqués dans l'étape d'hydrolyse [19]:

Substrat hydrolysé	Groupes microbiens impliqués
Cellulose	Acetivibrio cellulolyticus Bacterioides succinogenes Butyrivibrio fibrisolvens Bactériodes spp. Clostridium spp.
Lipides	Anaerovibrio lipolytica Syntrophomonas spp. Bacillus spp.
Protéines	Bacteroides spp. Peptococcus spp. Clostridium spp. Butyrivibrio spp.
Composés azotés	Clostridium Bifidobacterium spp. Micrococcus aerogenes

2- L'acidogènese :

elle transforme les molécules simples par l'action des bactéries en acides de faibles poids moléculaire, tel l'acide lactique ou des acides gras volatils de 2 à 5 atomes de carbone (acétate, propionate, butyrate); parallèlement, sont produits des alcools de faibles poids moléculaires, tel que l'éthanol, du bicarbonate (HCO_3^-) et de l'hydrogène moléculaire (H_2).[17]

Tableau II.2 : Métabolites des bactéries fermentaires de la digestion anaérobie. [19]

Métabolites	Espèces
Acétate	acetivibrio spp. Acetobacterium spp. Clostridium spp. Pelobacter spp.
Butyrate	Butyrivibrio spp. Fusobacterium spp.
Lactate	Lactobacillus spp. Streptococcus spp.
Acétate, propionate	Propionibacterium spp. Veillonella spp.
Acétate, lactate	Bifidobacterium spp.
Acétate, lactate, formate	Ruminococcus spp.

3- L'acétogénèse :

Tous les produits résultants de l'étape de liquéfaction/fermentation autre que l'acétate (CH_3COO^-), le bicarbonate (HCO_3^-) et l'hydrogène moléculaire (H_2) nécessitent une transformation supplémentaire avant de pouvoir effectivement produire du méthane. C'est ici qu'interviennent des bactéries réductrices acétogènes et des bactéries sulfato-réductrices, Productrices d'hydrogène, et d'hydrogène sulfuré (H_2S).[4]

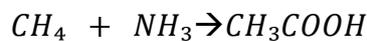
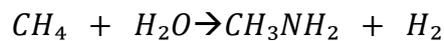
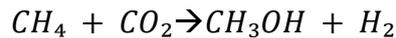
Tableau II.3 : Bactéries acétogènes de la digestion anaérobie. [19]

Groupe		Espèce
Syntrophes		Syntrophomonas spp. Syntrophobacter spp. Syntrophus sp. Syntrotrophococcus spp.
Acétogène non syntrophes	sous-groupe 1 : fermentation du substrat → acétate	Butyribacterium spp. Peptococcus glycinophilus
	sous-groupe 2 : $\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow$ acétate	Acetoanaerobiunoterae Acetobacterium spp. Clostridium spp. Eubacterium limosum Sporomusa spp.

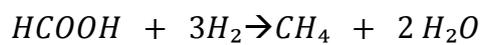
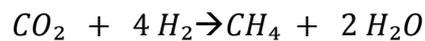
4- La méthanogenèse :

C'est la phase, au cours de laquelle deux types de bactéries méthanogènes prennent le relais : les premières, acétogènes, réduisent l'acétate (CH_3COO^-) en méthane (CH_4) et en bicarbonate (HCO_3^-). Les secondes, hydrogéntrophiques, réduisent le bicarbonate (HCO_3^-) en méthane (CH_4).

- **Les acétogènes**, productrices de méthane à partir d'acide acétique, de méthanol et de méthylamines :



- **Les hydrogéntrophiques**, spéciales dans la réduction du CO_2 par l' H_2 et production de méthane à partir d'acide formique :



Ces réactions sont lentes et peu exothermiques. Elles génèrent néanmoins 70 % du méthane produit [20]. Il résulte que le biogaz produit est généralement composé :

De moitié aux trois quarts de méthane (CH_4) De un quart à la moitié de dioxyde de carbone (CO_2).[4]

Voici les différentes étapes de la digestion anaérobie et les flux de carbones associés (en % de DCO) :

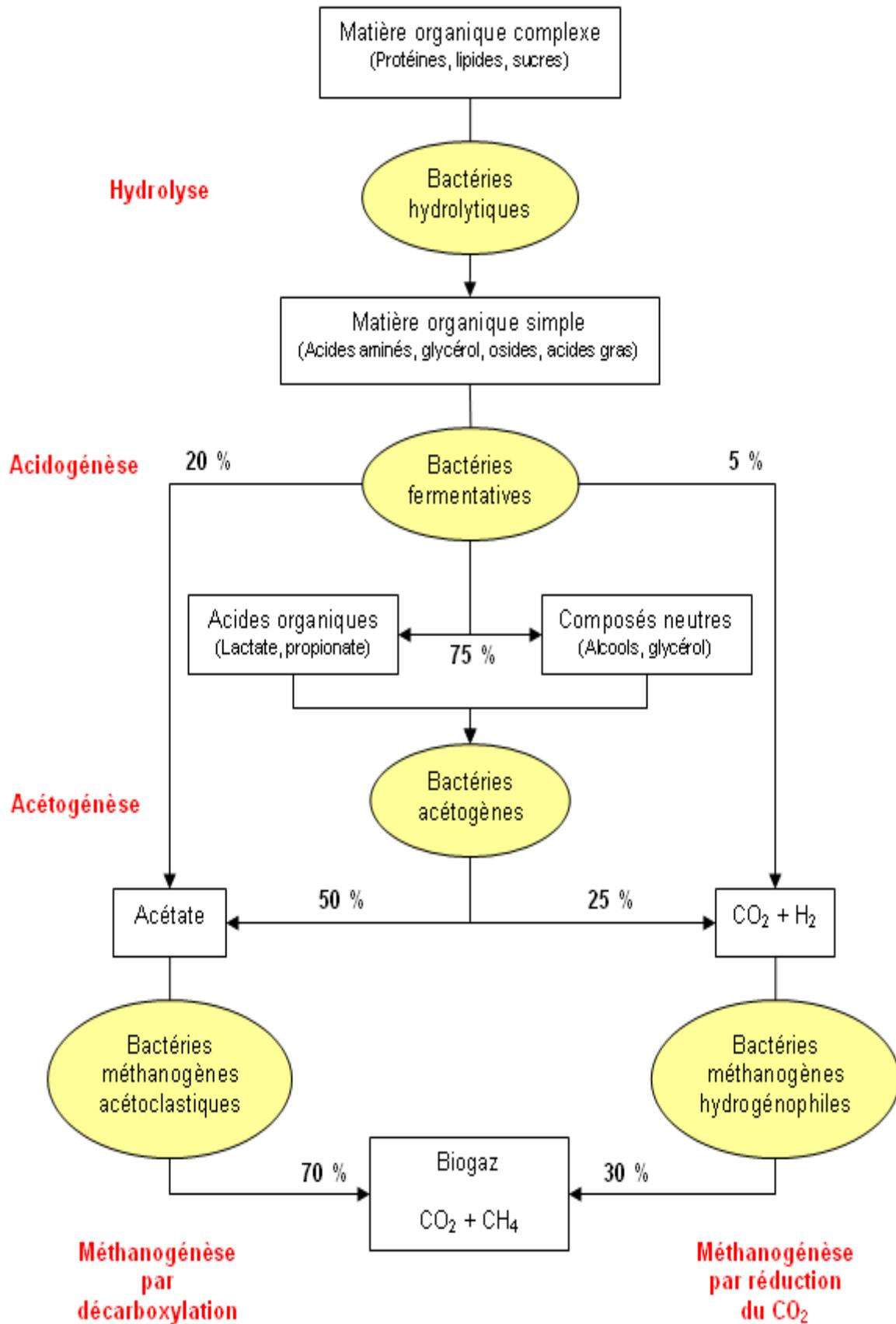


Figure II.3 : les différentes étapes de la méthanisation [21].

II.6. Conditions physico-chimiques

Comme tout micro-organisme, la population bactérienne qui constitue le consortium méthanogène exige des conditions particulières pour sa croissance. Les principaux facteurs physico-chimiques qui affectent le procédé de digestion anaérobie sont le pH, la température et le potentiel d'oxydoréduction[22].

- **Le substrat :**

Le type et la composition du substrat influent directement sur le rendement et la composition de biogaz. Un produit organique ne pourra donc fournir plus que sa composition ne le permette.

La biodégradabilité diffère d'un substrat à un autre, et influe directement sur le potentiel de production de gaz.

Tableau II.4 : la biodégradabilité théorique des lisiers [17].

Substrat	Biodégradabilité % de MO	Volume (CH₄) m³ kg de MO
Lisier de porc	90	0.45
Lisier volaille	80	0.40
Lisier de bovin	70	0.35

Par ailleurs, selon la qualité du substrat, le gaz obtenu sera plus ou moins riche en sulfure hydrogène (H₂S), mélangé à l'eau et au dioxyde de carbone, rend le biogaz beaucoup plus corrosif, nécessitant pour certain utilisations un système de traitement et d'épuration du gaz [22].

Tableau II.5 : proportion de H₂S selon le type de substrat.

Type de substrat	Proportion de H ₂ S dans le biogaz
Fumier de bovin	Moins de 0.3%
Fientes de volaille	Proche de 1%
Lisier de porc	De l'ordre de 0.7%

- **Le pH**

Le pH optimum de la digestion anaérobie se situe autour de la neutralité. Il est le résultat du pH optimum de chaque population bactérienne : celui des bactéries acidifiantes se situe entre 5,5 et 6, les acétogènes préfèrent un pH proche de la neutralité tandis que les méthanogènes ont une activité maximale dans une gamme de pH comprise entre 6 et 8. Toutefois, la méthanisation peut se produire dans des milieux légèrement acides ou alcalins.

Tableau II.6 : L'effet de pH sur la digestion anaérobie[19]

Auteurs	Etape	Substrat	Valeur de pH	Effet
He <i>et al.</i> (2006) Palenzuela-Rollón (1999)		Protéines	≤ 8	Aucun effet sur l'hydrolyse
Zhang <i>et al.</i> (2005) Ueno <i>et al.</i> (2006)		Polysaccharides	7 ≤ 6	pH optimal Ralenti de moitié l'hydrolyse
Sanders <i>et al.</i> (2000)	Hydrolyse	Boues primaires	6,5	pH optimal
Elefsiniotis <i>et al.</i> (1996)		Déchets particulaires	6,1 à 5,1 5,1 à 4,1	Ralenti l'hydrolyse Aucun effet sur l'hydrolyse
Gourdon et Vermande (1987)		Déjection porcs	5	
Veeken <i>et al.</i> (2000)		Déchets solides	7 à 5	Ralenti l'hydrolyse
Yu et Fang (2002)	Acidogenèse	Gélatine	5,9 à 6,0	pH optimal
Kim <i>et al.</i> (2004)		Butyrate	4,5 – 5	pH optimal
Meher et Ranade (1993) Kim <i>et al.</i> (2004)	Acétogenèse	Propionate	7,5 5 – 6	pH optimal
Drake (1994)		-	6,7 – 7,7	Gamme de pH optimale
Boopathy (1996)	Méthanogenèse	Lister porcs	5,5 – 7,5 6,8	Gamme de croissance pH optimal
Costello <i>et al.</i> (1991)	Méthanogenèse acétotrophe	Glucose	7 – 7,2	pH optimal
Savant et Ranade (2004) Savant <i>et al.</i> (2002)	Méthanogenèse hydrogénotrophe	Eaux usées de distillerie	6,0	pH optimal

- **La température**

L'activité du consortium méthanogène est étroitement liée à la température. Deux plages de températures optimales peuvent être définies : la zone mésophile (autour de 35°C) et la zone thermophile (entre 55-60°C) avec une décroissance de l'activité de part et d'autre de ces températures.

La majorité des espèces bactériennes a été isolée dans des environnements mésophiles, mais tous les groupes trophiques des étapes de digestion anaérobie possèdent des espèces thermophiles utilisant les mêmes voies métaboliques que les bactéries mésophiles avec des performances analogues. Il reste possible de travailler à des températures différentes des optima avec des performances plus faibles.

Tableau II.7 : Comparaison de la digestion en condition mésophile et thermophile [19].

Critère	Digestion mésophile	Digestion thermophile
Charge organique	Faible	élevée
Destruction des pathogènes	Faible	élevée
Sensibilité aux composés toxiques	Faible	élevée
Sensibilité aux changements de T°	inférieure	supérieure
Vitesse réactionnelle	inférieures	supérieures
Coûts opérationnels	Faible	élevés
Maintien de la température	Moyenne difficile	difficile

- **Le potentiel d'oxydoréduction**

Ce paramètre représente l'état de réduction du système, il affecte l'activité des bactéries méthanogènes. Ces bactéries exigent en effet, outre l'absence d'oxygène, un potentiel d'oxydoréduction inférieur à 330 mV pour initier leur croissance.

- **Besoins nutritionnels**

Comme tout micro-organisme, chaque bactérie constituant la flore méthanogène demande un apport suffisant de macroéléments (C, N, P, S) et d'oligo-éléments pour sa croissance.

- **Macroéléments**

Les besoins en macroéléments peuvent être évalués grossièrement à partir de la formule brute décrivant la composition d'une cellule ($C_5H_9O_3N$). Pour les bactéries méthanogènes, le milieu de culture doit avoir des teneurs en carbone (exprimée en DCO), en azote et en phosphore au minimum dans les proportions DCO/N/P égale à 400/7/1.

L'ammonium est leur principale source d'azote. Certaines espèces fixent l'azote moléculaire alors que d'autres ont besoin d'acides aminés. Les besoins en azote représentant 11 % de la masse sèche volatile de la biomasse et les besoins en phosphore 1/5 de ceux de l'azote.

Les bactéries méthanogènes possèdent de hautes teneurs en protéines Fe-S qui jouent un rôle important dans le système transporteur d'électrons et dans la synthèse de coenzymes. Aussi la concentration optimale de soufre varie de 1 à 2 mM dans la cellule. Cette flore utilise généralement les formes réduites comme le sulfure d'hydrogène. Les méthanogènes assimilent le phosphore sous forme minérale.

- **Oligo-éléments**

Certains oligo-éléments sont nécessaires à la croissance des méthanogènes. Il s'agit plus particulièrement du nickel, du fer et du cobalt. En effet, ce sont des constituants de coenzymes et de protéines impliquées dans leur métabolisme. Le magnésium est essentiel puisqu'il entre en jeu dans la réaction terminale de synthèse du méthane ainsi que le sodium apparaissant dans le processus chimio-osmotique de synthèse de l'ATP.

Il existe des facteurs de croissance stimulant l'activité de certains méthanogènes : acides gras, vitamines ainsi que des mélanges complexes comme l'extrait de levure ou la trypticase peptone.

- **L'agitation**

Une bonne agitation permet de maintenir les matières solides en suspension, d'éviter la formation de mousse et de croûte, d'accroître la surface d'échange, d'assurer le transfert de chaleur et de faciliter le dégagement des bulles de biogaz.

- **La présence des inhibiteurs**

La fermentation anaérobie peut parfois être ralentie par la présence d'inhibiteurs. Ces phénomènes sont généralement connus et évitables et sont souvent liés aux élevages ou l'utilisation d'antibiotiques et de désinfectants est massive.

Par exemple l'ammoniac peut parfois devenir un élément toxique pour l'activité bactérienne au-delà d'une dose de 3g.L^{-1} .

- **L'humidité [22]**

Comme pour toute activité biologique, la présence d'eau est indispensable. L'humidité des déchets doit être suffisante pour que l'hydrogène, première étape de la méthanisation, puisse se dérouler normalement. Si au contraire l'humidité est insuffisante, l'acidification se fait trop vite au détriment de la méthanisation, de ce fait le substrat organique doit être dilué (85 à 90% d'eau avec 10 à 15% de matière sèche).

II.7. Les systèmes de digesteurs :

Le digesteur, cœur où se réalise la méthanisation, est aussi appelé fermenteur ou bioréacteur anaérobie.

Le digesteur est une simple cuve fermée, étanche et isolée thermiquement, dans laquelle différents micro-organismes dégradent chimiquement et biologiquement les déchets et les effluents organiques et produisent en stade final du biogaz.

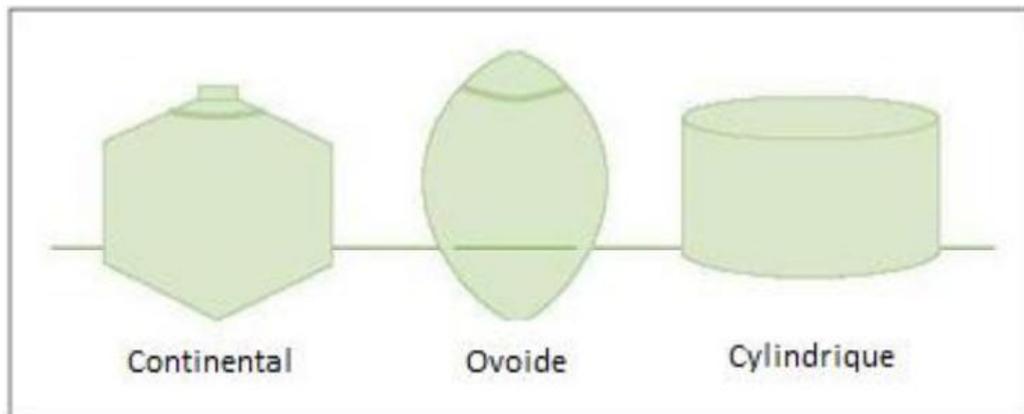


Figure II.4 : les différentes formes de digesteurs.

Il peut être équipé d'un système de chauffage, d'un système d'agitation, d'un système de prélèvement, un système de mesure de teneur en gaz et de dispositifs permettant le contrôle de différents paramètres : la température, le pH, la pression...etc. le choix du digesteur varie en fonction du type de déchets à traiter et de l'application projetée. Le cycle de méthanisation peut être discontinu ou continu[22].

II.7.1. Le procédé discontinu (batch) :

Le système Batch est le plus simple et le plus ancien procédé utilisé. C'est un système à digestion discontinue utilisé le plus souvent pour les déchets solides (fumiers, biomasse aquatique, etc.).

Ce déchet à traiter est placé dans une enceinte close pendant une durée comprise entre 8 semaines et 5 mois avec ou sans système d'agitation. La production de biogaz est irrégulière (rapide au début de la fermentation, beaucoup plus lente à la fin).

Le mode opératoire consiste à remplir le digesteur avec les substances organiques et à laisser digérer.

Le temps de rétention étant fonction de la température ainsi que d'autres facteurs.

A la fin de la digestion, le digestat est évacué et le processus peut recommencer comme l'illustre la figure I.5[22].

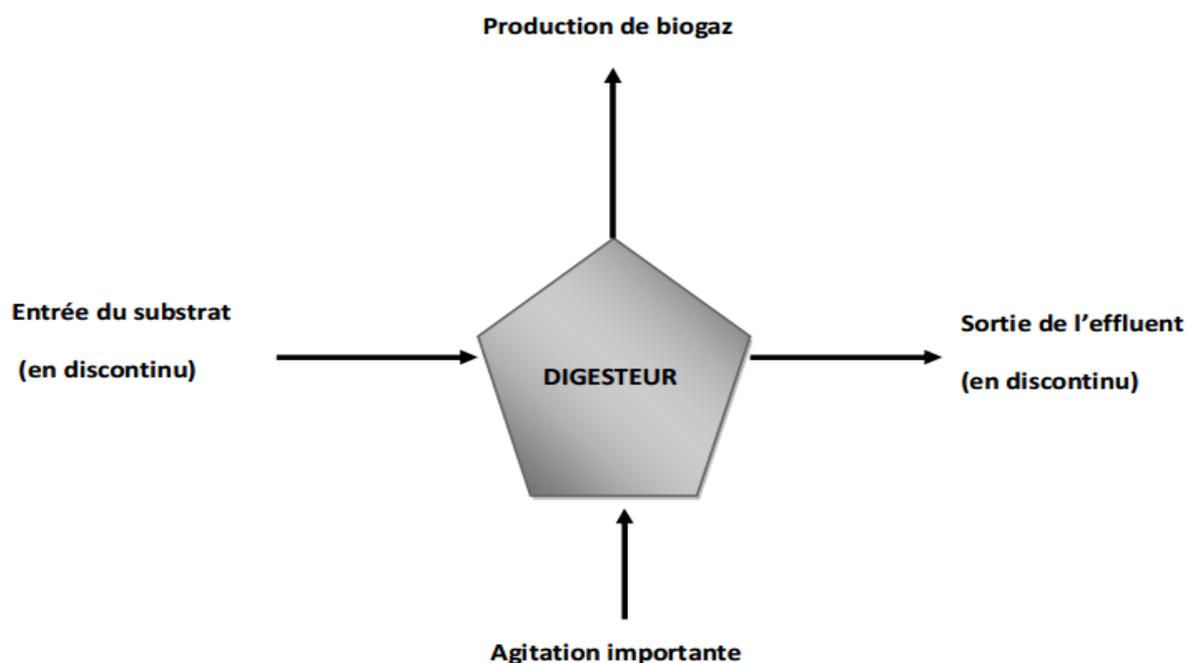


Figure II.5: schéma du procédé de digestion en batch.

Ce système, rustique est d'une grande simplicité technique, il est avantageux pour traiter les déchets solides tels que 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 commence, 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. Ce système nécessite d'autre part beaucoup

de main d'œuvre pour le transport de la biomasse et d'entretien (d'où l'avantage de l'agitation) [22].

II.7.2. Le système de digestion en continu infiniment mélangé [22] :

Ce système est le plus utilisé, son agitation importante permet de conserver une vitesse de production de gaz permanente. La biomasse fraîche est apportée en continu et le résidu liquide de la digestion est régulièrement éliminé.

Ce système est néanmoins soumis à quelques contraintes. En effet il ne peut accepter des substrats dont la matière sèche est supérieure à 100 kg par kg de biomasse apportée car au DIGESTEUR Entrée du substrat(en discontinu)Production de biogazSortie de l'effluent(en discontinu)Agitation importante au delà de cette limite, les déchets ne sont plus pompables. Ce type système correspond parfaitement aux lisiers de porcs.

D'autre part, ce système ne permet pas le maintien de la biomasse active car la grande majorité de celle-ci est évacuée à chaque élimination du résidu. Cette limitation de l'activité bactérienne a une influence sur le rendement de production de biogaz. Elle est généralement constante mais jamais optimale. Une amélioration à ce système peut être apportée en pratiquant une agitation partielle (système continu partiellement mélangé).

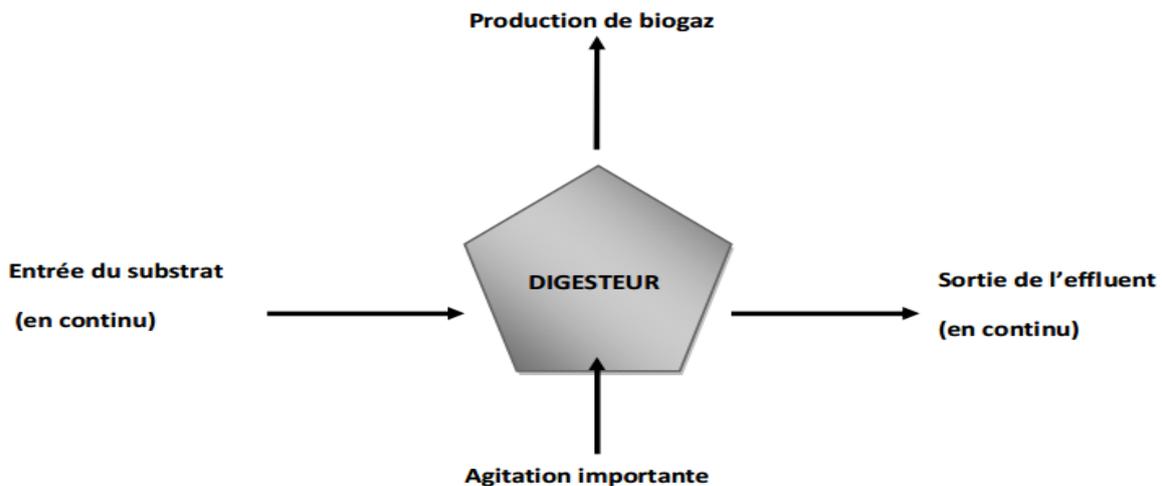


Figure II.6: schéma du procédé de digestion en continu infiniment mélangé.

II.8. Technologie de la digestion anaérobie :

Depuis les années 70, les capacités de traitement se sont améliorées. Une pratique industrielle de la méthanisation a permis de développer des réalisations de plus en plus sophistiquées, des systèmes à biomasse libre vers ceux à biomasse fixée [21].

➤ Procédés utilisant une population bactérienne libre

Parmi les procédés utilisant une population bactérienne libre, on distingue : Le lagunage anaérobie mettant en œuvre des bassins avec un dispositif de récupération de gaz. Il permet de traiter entre 0,5 et 2 kg de DCO/m³/j

Le contact anaérobie comportant un réacteur calorifugé et un décanteur. Ce procédé peut traiter une charge de 3 à 12 kg de DCO/m³/j

Le réacteur à lit de boues dans lequel les granules de bactéries sont mises en suspension par une recirculation du milieu. Ce réacteur est le plus fréquemment utilisé. Le plus performant est le réacteur à flux ascendant (UASB ou Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) qui permet d'atteindre des capacités d'épuration de 20 à 30 kg de DCO/m³/j

L'immobilisation de la biomasse sur des supports permet d'augmenter la concentration des micro-organismes actifs dans le réacteur, d'améliorer le transfert de substrat inter-espèces et ainsi d'atteindre des capacités de traitement plus élevées. Les bactéries se développent sur la surface du support et forment un film bactérien, appelé biofilm [23].

➤ Procédés à biomasse fixée

Parmi les procédés à biomasse fixée, on distingue :

- ✓ Le lit fixe lorsque le support immergé est traversé par l'eau usée
- ✓ Le filtre anaérobie lorsque le garnissage permet la rétention des matières en suspension de l'effluent

L'inconvénient majeur de ces deux techniques est le risque de colmatage. Cependant, les performances de ces réacteurs peuvent avoisiner 20 kg de DCO/m³/j.

Le lit mobile lorsque le support est mis en suspension par le courant du liquide à traiter. Le contact entre les substrats et la biomasse est meilleur et le colmatage est évité. De plus le

rapport surface/volume du support est augmenté. Le faible diamètre des particules utilisées, de 0,1 à 1 mm, permet d'obtenir des surfaces de fixation élevées : jusqu'à 40 000 m²/m³ de support. Toutes ces raisons font du lit fluidisé un réacteur particulièrement efficace pouvant traiter jusqu'à 40 kg de DCO/m³/j à l'échelle industrielle voire 100 kg de DCO/m³/j à l'échelle pilote. Malgré la grande quantité de pollution que ce type de procédé est capable de traiter, des problèmes liés à l'hydrodynamique peuvent apparaître. La production massive de gaz peut perturber la fluidisation

Le lit trouble lorsque le biogaz produit est utilisé pour mélanger le support et le milieu culturel. La charge appliquée à ce type de réacteur lors d'essais pilotes peut atteindre 15 kg de DCO/m³/j.[23]

➤ Paramètres de fonctionnement et de suivi

Les principaux paramètres concernant le suivi des digesteurs anaérobies à alimentation continue sont la charge volumique appliquée et le temps de séjour hydraulique.[19]

- **La charge appliquée**

La composition des matières polluantes est le plus souvent complexe et variable. Il est possible de caractériser globalement les substrats à traiter par leur demande chimique en oxygène (DCO en mgO₂/l). Ainsi, il est possible de calculer la charge organique introduite dans l'enceinte réactionnelle en kg de DCO/jour. Elle peut être massique dans le cas où elle s'énonce en fonction de la quantité de biomasse présente dans le réacteur.

C'est la charge massique appliquée exprimée en kg de DCO/kg de MVES/jour. La charge volumique appliquée (CVA), qui représente la charge appliquée à un certain volume de réacteur, s'exprime en kg de DCO par m³ de réacteur et par jour. Elle permet de comparer les conditions d'alimentation de différents digesteurs. C'est le paramètre de charge le plus utilisé en particulier pour les réacteurs à biomasse fixée pour lesquels l'accès à la concentration en biomasse est impossible[19].

- **Le temps de séjour hydraulique (TSH)**

Le temps de séjour hydraulique (TSH ou temps de séjour théorique ou temps de passage) correspond à la durée théorique du contact entre l'effluent et la biomasse. Il représente le rapport entre le volume du réacteur et le débit d'alimentation.

L'analyse de l'écoulement s'effectue à partir de la courbe de distribution des temps de séjour (DTS). Un traceur est injecté à l'entrée du réacteur. L'évolution de sa concentration en sortie en fonction du temps fournit la DTS qui permet de connaître le temps de séjour réel. Il se peut, en effet, qu'il diffère du temps de séjour théorique en raison de la présence de passages préférentiels ou de volume mort. La DTS permet également de déterminer le modèle hydraulique de l'écoulement dans le réacteur.

Dans les procédés à cellules fixées, comme le sont les lits fixes, les temps de séjour de l'effluent et de la biomasse sont différents.

La nature des composés à dégrader, la quantité de biomasse et leurs vitesses de réaction vont déterminer la valeur minimale du TSH[19].

- **Commande et télégestion**

1. La commande

Il est possible de conduire un réacteur biologique de manière à ce que les micro-organismes réagissent selon un schéma prédéfini pour assurer un traitement optimal des effluents. L'application d'algorithmes de commande et l'utilisation de matériel électronique modulaire autonome, pour la surveillance de certains paramètres fondamentaux des procédés de dépollution permettent :

D'effectuer des calculs (mise à l'échelle, étalonnage des sondes, valeurs moyennes, minimales, maximales, horaire et journalière, cumuls, reports...) d'effectuer des surveillances à partir de valeurs seuils programmées et d'émettre des alarmes sur le site ou par appels téléphoniques automatiques d'émettre ou de recevoir des ordres de commandes par des sorties numériques d'interpréter ou de transmettre des relevés par liaison RS232, localement ou à distance de visualiser les informations sur un moniteur vidéo et/ou sur une imprimante

Le contrôle et la commande des procédés biologiques de dépollution permettent d'améliorer les performances de traitement et la stabilité des réacteurs. Le problème principal étant celui de l'atténuation des perturbations dues aux phénomènes biologiques ou aux fortes perturbations en entrée.[19]

2. La télégestion

La visualisation des données peut se faire sur le site, sur le moniteur vidéo, avec synoptique de l'installation et visualisation en temps réel du déroulement des différentes fonctions et aussi à distance : par liaison téléphonique et modem.

Des actions télécommandées peuvent permettre de modifier des paramètres de base, en fonction de l'interprétation des mesures transmises par le site surveillé, si le logiciel n'est pas en mesure de les corriger lui-même et de transmettre des actions à effet physique (ouverture ou fermeture d'une vanne ou mise en marche ou arrêt d'une fonction motrice)[19].

II.9. Valorisation

DEFINITION :

Le biogaz issu de la dégradation anaérobie de matières organiques (les eaux usées, les ordures ménagères,...etc.) est un gaz combustible, constitué essentiellement de deux composés

en proportion variable selon le substrat traité ;

- ✓ Le méthane (CH_4) ;
- ✓ Le gaz carbonique (CO_2).

Ainsi que quelques traces d'hydrogène, d'hydrogène sulfuré, d'ammoniac, d'azote, d'oxyde de carbone, de différents hydrocarbures et d'eau.

A titre d'exemple : pour produire du biogaz à partir de déchets végétaux, nous enfermons des déchets végétaux dans un flacon en verre, après quelques semaines nous voyons des bulles se dégager ; c'est du biogaz (ou méthane) [19].

VALORISATION DU BIOGAZ

Le biogaz peut être utilisé selon plusieurs modes de valorisation. On distingue trois filières:[23]

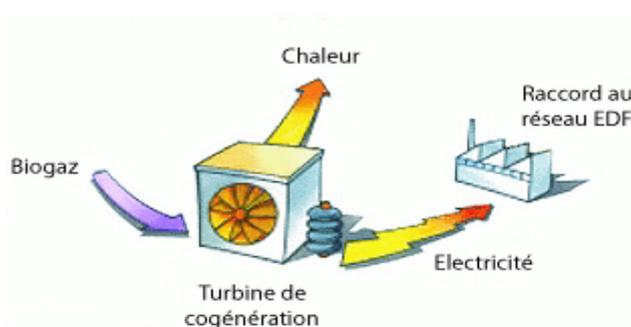


Figure II.7 : différents types de valorisation de biogaz.

- Energie thermique
- Energie électrique
- Biocarburant

Valorisation thermique

La chaleur de combustion du biogaz peut servir pour la production d'eau chaude, de vapeur à moyenne ou haute pression, ou bien dans des fours de procédés. La pression nécessaire pour l'alimentation des appareils au gaz est généralement faible : 20 à 100 mbar. D'une manière générale, les valorisations thermiques nécessitent des débouchés de proximité : il peut s'agir de consommateurs externes au site de production (industries, réseau de chaleur...) ou d'usages internes. Sur les stations d'épuration, une partie du biogaz produit est en général utilisé pour maintenir le digesteur à la température de fermentation (37 ou 55 °C). Cette consommation interne du procédé représente environ 15 à 30% de la production [24].

Valorisation électrique (avec ou sans cogénération)

Le biogaz peut alimenter un moteur à gaz (ou une turbine), qui produit de l'électricité. Lorsque l'électricité est produite seule, celle-ci est le plus souvent exportée vers le réseau public. La cogénération produit de l'électricité et de la chaleur. La chaleur peut être utilisée pour le chauffage des digesteurs et le reste peut servir à tout autre usage : séchage du digestat, séchage de foin, production d'eau chaude, alimentation d'un chauffage domestique. Dans le cas de la solution " moteur à biogaz ", il nécessitera en principe une désulfuration et une déshydratation, dont les performances dépendront des spécifications des motoristes. Dans le cas de la solution turbine à vapeur, on peut se contenter d'un traitement par simple filtre dévésiculeur à l'entrée du surpresseur, de façon à enlever les particules en suspension dans le biogaz. La chaudière sera munie de tubes de fumée dont le matériau pourra résister aux fumées de biogaz, éventuellement à forte teneur en dioxyde de soufre, chlorures ou fluorures.[24].

Le biogaz carburant

Assez répandue en Suède, la valorisation du biogaz sous forme de carburant automobile ne fait l'objet en France que de quelques installations pilotes en cours d'optimisation : Lille,

Sonzay (près de Tours), Chambéry. Elle est destinée pour l'instant à l'alimentation des flottes captives de véhicules des collectivités locales : collecte des ordures ménagères, transport en commun ; son intérêt est à la fois économique et environnemental, compte tenu de la qualité des rejets des moteurs à gaz [24].

PROPRIETES DU BIOGAZ

Le biogaz est principalement constitué de méthane combustible et de gaz carbonique inerte. D'autres gaz peuvent venir s'ajouter de façon minoritaire dans la composition du biogaz: hydrogène, sulfure d'hydrogène (H₂S). La teneur de ces gaz dépend étroitement du déchet traité et du degré d'avancement de la méthanisation. Le pouvoir calorifique d'un combustible est la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète de l'unité de quantité de combustible. Le PCI est le pouvoir calorifique inférieur lorsque l'eau produite par cette combustion reste à l'état de vapeur. Le PCI du méthane à 0°C à pression atmosphérique est de 9,94 kWh/m³. Pour le biogaz, le PCI sera proportionnel à sa teneur en méthane (par exemple, pour un biogaz contenant 70% de méthane, le PCI sera de $9,94 \times 0,7 = 6,96$ kWh/m³)[17].

Tableau II.8 : pourcentage des compositions du biogaz [17].

Nature du gaz	Proportion (en %)
Méthane (CH ₄)	50 - 80
Dioxyde de carbone (CO ₂)	20 - 50
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	0 - 0,5

Tableau II.9 : pouvoir calorifique du biogaz en fonction de la proportion de méthane [17].

Proportion en CH₄ (%)	PCS (KWh / m³)	PCI (kWh / m³)
50	4.8	4.3
60	5.7	5.1
70	6.7	6.0
80	7.6	6.9
90	8.6	7.8
100	9.5	8.6

CONDITIONS DE VALORISATION DU BIOGAZ

La saturation en eau du biogaz ainsi que la présence de CO₂ et de H₂S éventuel sont susceptibles de rendre le biogaz corrosif. Le transport du biogaz s'effectue ainsi généralement par des canalisations en polyéthylène haute densité ou en inox 316. En amont de sa valorisation, le biogaz doit à minimum inclure une étape de condensation de la vapeur d'eau. La désulfuration du biogaz par ajout oxydation (chimique ou biologique) est également une étape courante d'épuration. Pour des valorisations plus poussées de type biocarburant ou injection dans un réseau de distribution du gaz, une épuration plus importante (élimination du CO₂ par décarbonatation par exemple) est nécessaire afin de rendre la composition du gaz conforme et proche de celle du gaz naturel [17].

Matériels et Méthode

Chapitre III : partie pratique

III-MATERIELS ET METHODES

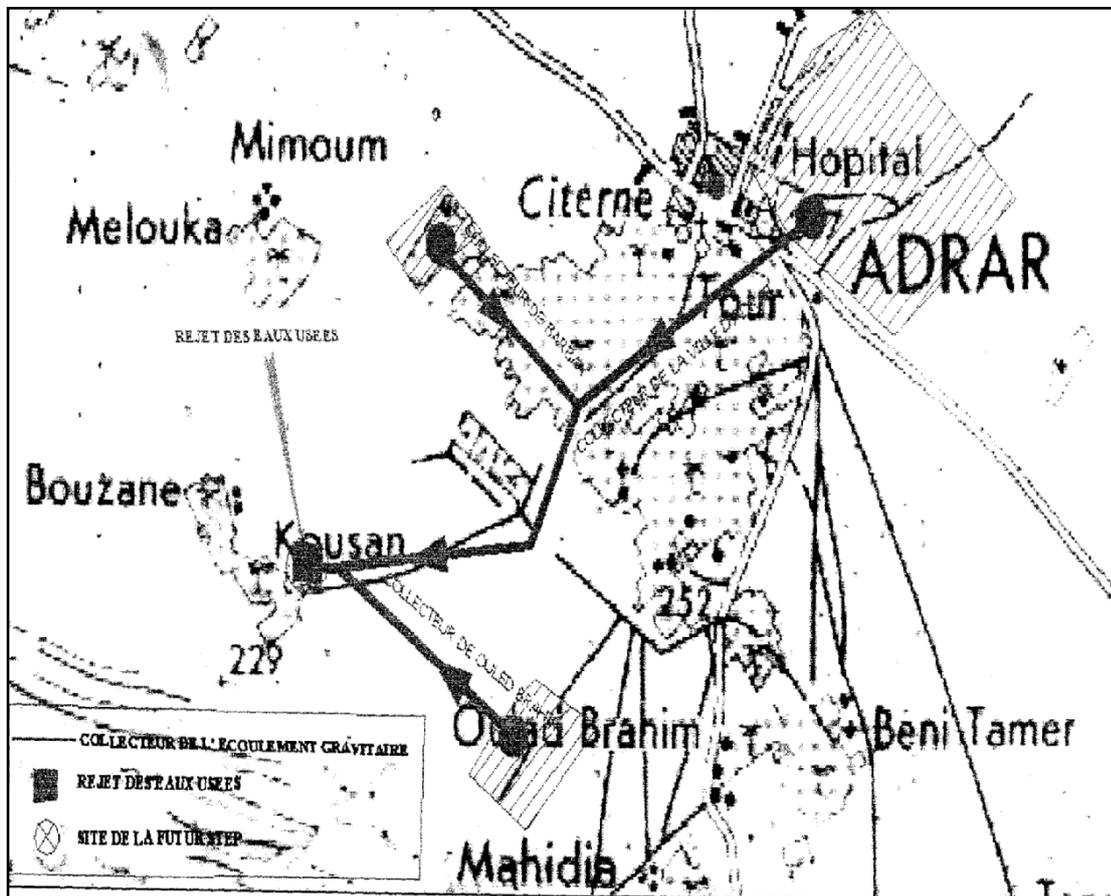
III.1. PRESENTATION DE SITE :

III.1.1 Le réseau d'assainissement de la ville d'Adrar :

Le réseau d'assainissement de la ville d'Adrar a été en amiante de diamètre qui varie entre \varnothing 200 mm pour les réseaux secondaires (le cas des cités 200 logement ZIRARI MOHAMED), et \varnothing 600 mm pour les collecteurs principaux qui présentent un système unitaire.

Dans le cadre de rénovation de réseaux d'assainissement, les services techniques hydrauliques ont actualisé la nature des réseaux qui sont devenus en matière de PVC.

Actuellement il y a 03 collecteurs principaux de la ville d'Adrar. Voir schéma :



FigIII.1:Schéma des réseaux d'assainissement d'ADRAR.

III.1.2. Station de la lagunage de Koussen

La station de lagunage de Koussen a été mise en service en 2002.

Les bassins de décantation d'Adrar sont composés de trois (03) séries, de trois (03) bassins chacune.



Fig III.2: Station de lagunage naturel de Koussen- Adrar

Problématique

Le problème majeure de cette station est accentué sur l'élimination et la stabilisation des boues précipité dans les lagunes après épuration. Pour cela nous avons choisi la méthode de digestion anaérobie pour la valorisation et la stabilisation de ces boues ainsi pour la production de l'énergie renouvelable qui est le biogaz et la production d'un fertilisant de haute qualité pour les sols saharien squelettique.

Afin d'installer un système de digestion anaérobie à l'entrée de station de lagunage. Mais avant d'installer ce système, il faut savoir d'abord comment maitrisé la digestion de flux variable et non stable de réseau d'assainissement.

Pour cela nous avons lancé cette étude pour optimiser la concentration de la boue et par conséquence la production du biogaz.

III.2. ECHANTILLONNAGE :

L'échantillonnage des boues a été recueillies directement l'aide d'un récipient relié à une corde à la partie inférieure de la 1^{ère} lagune de décantation naturelle pour obtenir une concentration maximale. Toutes les expériences ont été effectuées dans le même jour de prélèvement. Les caractéristiques de cette boue sont représentées dans la partie résultat et discussion.

III.3. LANCEMENT DES REACTEURS :

Le bioréacteur de type batch est constitué d'une bouteille en verre d'une capacité de 1 litre avec un volume utile de 700 ml. Sur son bouchon nous avons confectionné deux sorties. La première sert pour le prélèvement des échantillons à l'aide d'une seringue et la deuxième pour permettre au biogaz produit de s'échapper. Cette sortie est reliée au dispositif de mesure de volume du biogaz. Le bioréacteur est fermé hermétiquement, pour assurer une anaérobiose totale. L'inoculum utilisé dans cette étude a été obtenue à partir d'un réacteur de digestion anaérobie mésophile dans notre laboratoire nourris avec de la bouse de vache incubées à 37°C.

- 1- La boue est introduite dans les réacteurs avec des taux de dilutions différents :
 - D1 : 600 ml de la boue liquide + 100 ml incolum.
 - D2 : 400 ml de la boue liquide + 200 ml l'eau physiologie + 100 ml incolum.
 - D3 : 200 ml de la boue liquide + 400 ml l'eau physiologie + 100 ml incolum.
- 2- Les trois réacteurs sont incubé dans un bain marie à une température constante de $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ (phase mésophile).
- 3- Agitation manuelle de réacteur chaque jour pendant une minute.



Fig III.3:des Réacteursplonger dans un bain marri à T° fixe.

Vu le manque d'équipement de la chromatographie (CPG) au niveau d'Unité de Recherche en Energies Renouvelables en Milieu Saharien (URER-MS) ADRAR, etpour suivre les analyses de qualité de biogaz produit, nous avons lancéun 4^{ème} réacteur sans dilution (600 ml de la boue liquide + 100 ml incolum.) au niveau de la **raffinerie de Sbaa**.



Fig III.4 : 4^{ème} réacteur pour les analyses CPG.

III.4. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUE

❖ **Matérielles et Equipement :**

- Balance analytique
- Etuve à chauffage électrique ;
- Tare ;
- PH mètre ;
- Dessiccateur ;
- Bécher ;
- DCO mètre ;
- Barreau magnétique ;
- Four a moufle ;
- Centrifugeuse ;
- Fiole ;
- Plaque chauffante ;
- Eprouvette ;
- Pro pipette ;
- Pipette ;
- Agitateur magnétique ;
- Papier hygiénique ;
- Flacon 50ml ;

III.4.1. Détermination de la matière sèche (MS) et la matière organique (MO) :

❖ But :

Les matières sèches ou siccité est ce que l'on obtient lorsqu'on retire l'eau des boues. Ce paramètre renseigne sur la consistance des boues, donnée obligatoire à connaître pour toute manipulation des boues (pompes, tuyauterie, volume...). Pour la majorité des boues, la détermination des MO et MS permet d'évaluer la quantité de matière organique contenue et donc la biodégradabilité de ces boues. Cela permet d'évaluer la stabilité des boues résultant de la fermentation. Ces boues sont ensuite utilisées en épandage agricole, d'où l'importance de la teneur en matières organiques pour la fertilisation, mauvaises odeurs...

❖ Principe

La détermination de la MS et MO est très important au cours de notre travail.

Le principe est basé sur le séchage de produits à une température de 105°C, puis à 550°C .

❖ Manipulation :

1. Identifier et mettre les étuves 2h à 105°C.
2. Pesés 3 tares vide à l'aide d'une balance analytique
3. Noter les 3 pesés
4. Une prise d'essai environ 15g d'échantillon sont mises dans les tares
5. Pesés l'échantillon plus les tares
6. Placer les tares dans une étuve à 105°C \pm 2°C pendant 2 heures.
7. Pesés les tares après séchagedirectement.
8. Refroidir dans undessiccateurpendant 30 min pour êtreensuite pesés.

Pour déterminer la teneur en matière organique (MO), une masse quelconque de l'échantillon après dessiccation, soit (M2), est introduite dans une capsule préalablement

nettoyée et séchée ayant une masse (M3), l'ensemble est placé dans un four à moufle pour une calcination à 550 °C pendant 12-18 heures. Après refroidissement la capsule contenant la matière minérale est pesée encore une fois. La masse de la matière organique est obtenue par différence entre la masse de matière sèche et la masse de matière minérale [].

❖ **Calcul :**

MS et MO exprime en pourcentage en masse du produits est donner par les formules suivantes :

$$MS \% = \frac{M2}{M1} \times 100$$

$$MO \% = \frac{M2 - M3}{M2} \times 100$$

M1 : La masse avant dissection.

M2 : La masse après la dessiccation.

M3 : La masse après calcination.

III.4.2. La détermination du pH :

❖ **Le principe de la mesure de pH :**

Le pH a été mesuré en utilisant un modèle pH-mètre HANNA HI 8314.

Mode Opérateur :

1. On allume le PH mètre.
2. Rincer l'électrode, avec de l'eau distillée et sécher avec un papier hygiénique.
3. Immerger l'électrode dans l'échantillon à analyser et agiter
4. Lire directement le pH lorsque la valeur s'est stabilisée.
5. Rincer l'électrode avec l'eau distillée et sécher pour réaliser la mesure suivante.
6. Noter la valeur afficher sur l'appareille.

III.4.3. La détermination de la Demande chimique en oxygène (DCO):

❖ **But de DCO :**

Décrive les besoins en oxygène des matières oxydables présents dans l'eau d'un effluent, il s'agit en grande partie de matières organiques qui seront oxydées lors de réactions en- zymotique ou dans oxydables (fer ferreux, chlorures, sulfures, nitrites ...)

La mesure de la DCO permet d'apprécier d'efficacité du traitement appliqué et évaluer l'impact des rejets sure l'environnement quant au risque d'asphyxie par une trop grande consommation d'oxygène lors des réactions de dégradation et d'oxydation.

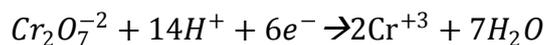
❖ **Principe :**

Dans des conditions définies, certain matières contenue dans l'eau sont oxydées à l'ébullition (150°C) par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent jouant le rôle catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure (II)

permettant de complexer les ions chlorure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

Les matières oxydables (et en particulier les matières organiques) de l'échantillon sont oxydées par le dichromate de potassium dans les conditions précitées.

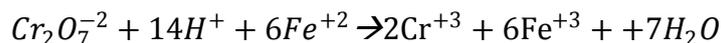
Le dichromate de potassium est réduit :



Le dichromate de potassium résiduel est dosé par une solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (donc de Fe^{2+}), en présence de ferroïne (indicateur d'oxydo-réduction) :



La réaction globale du dosage est la suivante :



Il est alors possible de déterminer la quantité de dichromate de potassium consommé lors de l'essai et d'en déduire la quantité d'oxygène équivalent on pourra déterminer :

- La DCO totale (matières dissoutes et en suspension) de l'échantillon (DCO_{total}).
- La DCO dissoute, après décantation de l'échantillon pendant 2 heures (DCO_{ad2}).

❖ Vérification du titre de la solution de sulfate de Fer et d'ammonium :

Dans un erlenmeyer, mettre 5ml de bichromate de potassium (0.25N) ; on ajoute environ 2ml d'acide sulfurique (97%) ; compléter 250ml par l'eau distillée et laisser refroidir enfin, on ajoute quelques gouttes d'indicateur ferroïne (coloration jaune).

Remplir la burette avec le sulfate de fer d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4).6\text{H}_2\text{O}$.

On titre jusqu'à la coloration devient rouge.

A la fin de titrage, on obtient le volume de sel de Mohr (V)

La concentration (en mol/l) de la solution sulfate de Fer et d'ammonium est donnée par la formule ci-dessous ou les volumes exprimés en ml :

❖ Mode opératoire:

1. Dans un tube à essai (spécial a DCO mètre) on met 3 ml d'échantillon + 4 ml de catalyseur + 2 ml oxydant
2. Mettre à l'ébullition 2h à T=150°C puis refroidir.
3. titré avec la solution sulfate de fer et d'ammonium.
4. Virage de couleur au rouge.
5. Noter le volume de sel de mohr nécessaire [].

❖ Calcul

La concentration de la DCO en exprime en mg/l sous la formule suivante

$$DCO = \frac{V0 - VE}{Ve} \times 8000 \times T$$

V0 : Volume de sel de mohr utilisé pour le blanc.

VE : Volume de sel de mohr utilisé pour l'échantillon.

Ve : Volume de l'échantillon à analyser.

III.4.4. Détermination des AGV et TAC

❖ **But**

Les acides gras volatils sont des acides gras à courte chaîne (6 carbones maximum) issus de la fermentation microbienne lors de la digestion anaérobie des boues (procédé de stabilisation). Une trop forte concentration en AGV est toxique pour les bactéries et nuit à la bonne exploitation du digesteur d'où l'importance de leur dosage. On détermine aussi le titre alcalimétrique complet pour évaluer la qualité du processus de méthanisation par le rapport AGV/TAC.

❖ **Principe**

La mesure est effectuée sur les boues digérées. Les AGV présents dans la boue sont dosés par H_2SO_4 pour descendre le pH à 4 : on détermine le Titre Alcalimétrique Complet. On continue de verser l'acide jusqu'à pH 3,5 afin d'être sûr que tous les carbonates CO_3^{2-} initialement présents soient transformés en H_2CO_3 par l'acide sulfurique. Les H_2CO_3 formés sont ensuite éliminés par ébullition sous forme CO_2 afin de ne pas interférer avec le dosage suivant : on neutralise enfin les AGV par NaOH (jusqu'à pH 7) [].

III.4.5. Volume de biogaz produit

La production du gaz est le but principal de la digestion anaérobie. Durant le déroulement du processus de digestion anaérobie le volume du biogaz produit est mesuré de façon régulière par la méthode de liquide déplacé.

❖ **Méthode :**

Les productions gazeuses sont suivies avec des fréquences journalières, le volume de biogaz est mesuré à l'aide d'un système hydraulique (déplacement du liquide), ou le gaz produit en sortie du digesteur, passe dans une bouteille graduée plongée dans un liquide, ce qui va déplacer le niveau du liquide contenu dans la bouteille et indique ainsi le volume du gaz produit.

III.4.6. 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 subi à une flamme discontinue d'un briquet.

❖ **Les analyses Chromatographique pour les compositions de biogaz :**

❖ **But :**

Pour identifier les différents gaz produits au cours de la digestion anaérobie.

❖ **Principe**

Le principe du Chromatographe RGA modèle ARNEL 1115 Confectionné sur : LE CHROMATOGRAPHE CLARUS 500 de Perkin Elmer est basé sur les méthodes reconnues mondialement à savoir :

- Méthodes ASTM telles : ASTM D1945, ASTM D1946, ASTM D2597,
- Méthodes UOP 709 et 539
- Méthode DIN 51872-4

La méthode est choisie de par son court temps d'analyse qui est de 15 minutes ; elle garantit une gamme de séparation de composants d'hydrocarbures et de permanents (incondensables) avec une très bonne résolution et une sensibilité de l'ordre d'une centaine de ppm

En effet se basant sur l'utilisation de 03 canaux à savoir :

-01 FID « détecteur à flamme »

-01 Dual détecteur à conductibilité thermique

Cette méthode permet la détermination des hydrocarbures allant du méthane aux pentanes sur le canal FID et se basant sur les techniques des switching des solénoïdes appelées aussi valves et du système de back flush qui permet de véhiculer les différentes familles d'hydrocarbures et des incondensables dits les permanents à travers les colonnes spécifiques choisies afin de concrétiser les séparations avec les bonnes résolutions

Ainsi toute une série de colonnes à bases de tamis moléculaire type 13x et HAYSEP sont choisies pour permettre la résolution de l'élément hydrogène sur la 13x avec un gaz vecteur

azote et sur la colonne tamis moléculaire HAYSEP le groupe des permanents tel :le CO₂, l'éthylène, l'éthane ; l'acétylène, le H₂S, l'Oxygène, l'azote et le méthane

L'autre canal ou détecteur à ionisation à flamme permettra donc la résolution et la séparation des hydrocarbures sur une gamme de colonne type RGAP, RGA20, ASAG qui sont choisies à base de leurs bonnes sélectivités pour la famille des hydrocarbures à partir du, méthane, éthane, propane ; butanes et leurs oléfines et enfin les pentanes normaux avec leurs oléfines

Dans les pages qui suivent nous avons illustrés les chromatogrammes relatifs ainsi que les conditions opératoires des paramètres utilisées en l'occurrence la température des colonnes ; le débit de gaz vecteur ; entres autres.

❖ Méthode :

La composition du biogaz produit est déterminée par la technique de la chromatographie en phase gazeuse (CPG), avec les conditions suivantes :

- $T_{Four} = 60^{\circ}C$ Isotherme.
- $T_{DétecteurTCD} = 200^{\circ}C$.
- $T_{DétecteurFID} = 300^{\circ}C$.
- $\rho_{gaz\ vecteur} = \frac{50ml}{min}$. le gaz vecteur est l'azote
- $Q_{échantillon} = 1 - 2 ml$.
- $t_{analyse} = 15min$. $t = temps\ d'analyse$

Injecte l'échantillon et même temps clique sur démarre que afficher sur l'écran de l'appareille, attendre 15 min pour afficher tous les pics sur l'ordinateur.



Fig III.5: Méthode d'injection de biogaz par la chromatographie

III.4.7. analyses microbiologiques :

Les analyses bactériologiques au début et à la fin de la digestion nous permet d'évaluer l'évolution de la flore pathogène de la digestion anaérobie.

Les analyses ont été effectuées selon la méthode standard **APHA 1999**[25], et les microorganismes ciblés sont :

- *Les germes totaux ;*
- *Les coliformes fécaux ;*
- *Les Coliformes totaux;*

Afin de voir une idée globale sur la flore microbienne

Chapitre VI : partie pratique

VI-RESULTATS ET DISCUSSION

IV - Résultats et discussion :

Dans ce chapitre, nous avons étudié les paramètres qui permettent d'évaluer le déroulement, la stabilité et la cinétique du procédé de méthanisation.

Le pH et le volume du biogaz ont été analysés quotidiennement durant toute l'expérience (40 jours).

Les autres paramètres d'épuration (DCO, TAC et AGV), pour évaluer l'efficacité, la cinétique et les performances du procédé ont été suivies selon un système régulier.

IV-1. Résultats

IV-1.1. Le taux de la matière sèche (MS) et de la matière organique(MO) :

- Taux de la matière sèche :

Le taux de la matière sèche calculé est :

$$MS\% = \frac{1,1425}{17,4929} \times 100$$
$$MS = 6,53\%$$

- Taux d'humidité :

Le taux d'humidité trouvé est :

$$\text{humidité \%} = 100 - MS\% = 100 - 6,53 = 93.5\%$$

- Taux de la matière organique initiale :

Le taux de la matière organique calculé est : 51%

$$MO\% = \frac{1,1425 - 0,5591}{1,1425} \times 100$$
$$MO = 51,06 \%$$

- Taux de la matière organique finale :

Le taux de la matière organique calculé est : 18%

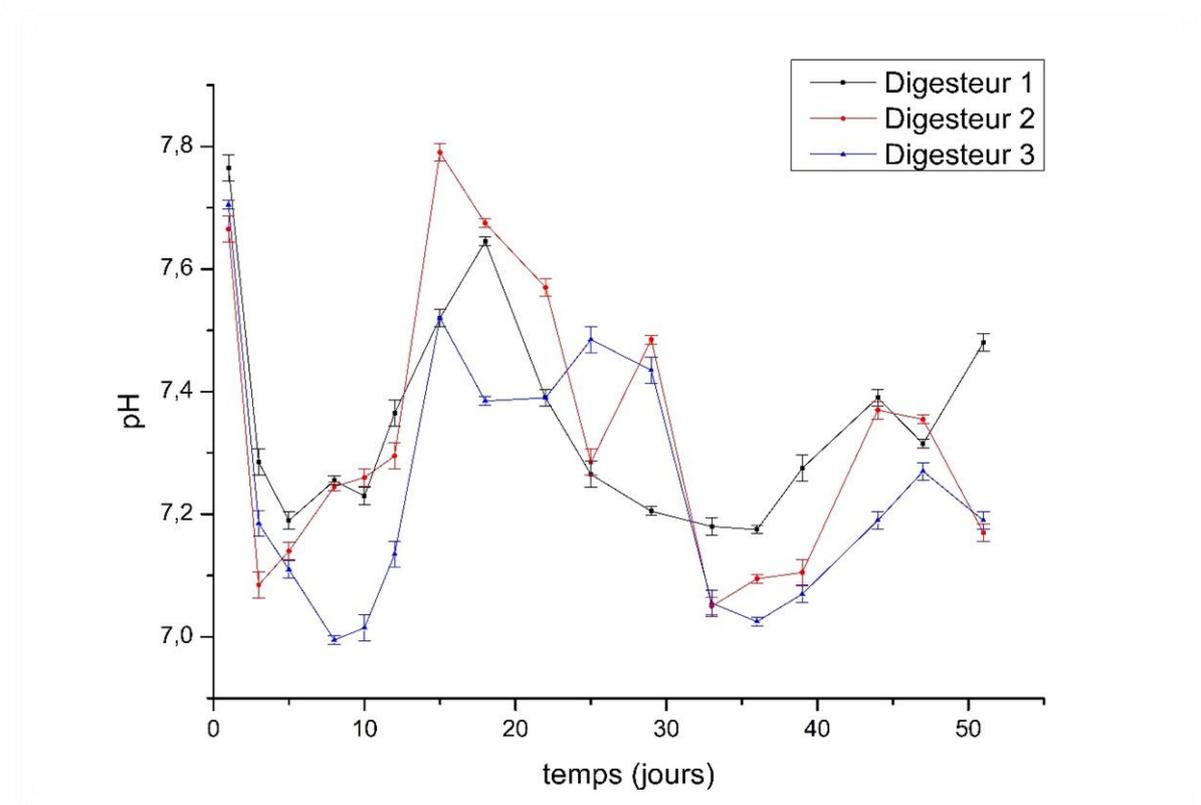
$$MO\% = \frac{0,5587 - 0,4575}{0,5587} \times 100$$
$$MO = 18,11 \%$$

Tableau IV.1. : Paramètres physiques initiale et finale

Paramètres	initiale	finale
Matière Organique (%)	51	18
Matière Sèche (%)	6,53	4,67
pH	7,50	7,15

A travers ce tableau nous remarquons une diminution importante de la matière organique qui signifie le bon fonctionnement des réacteurs et la dégradation de la matière organique par les microorganismes.

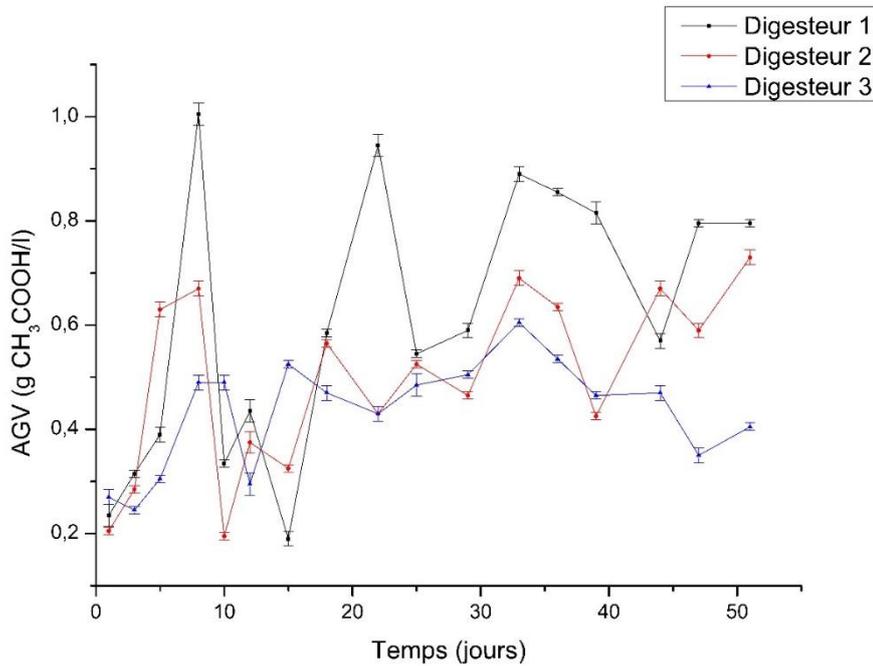
IV-1.2. Le pH :



FigIV.1. : Variation de pH en fonction de temps.

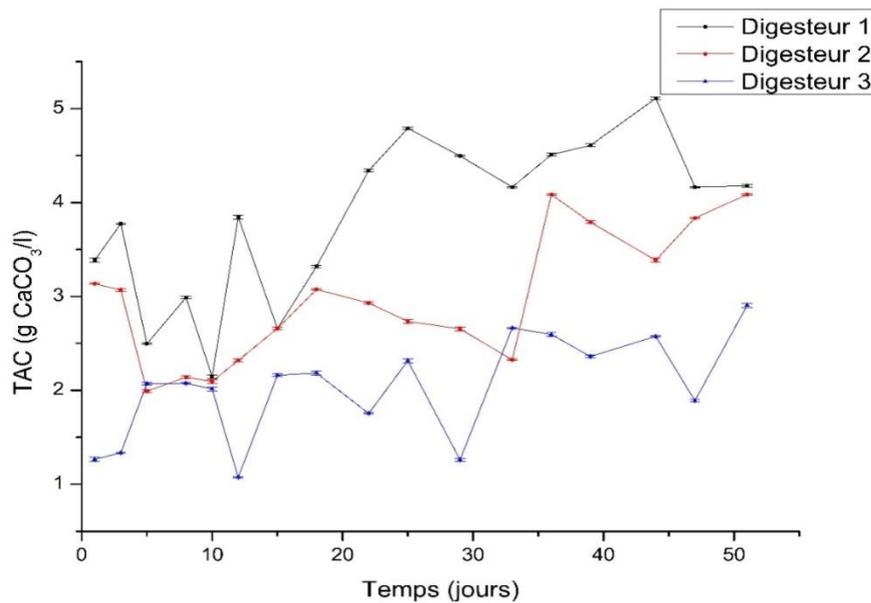
Les valeurs de pH illustrées dans la figure VI.1, nous remarquons que le pH maximum atteint la valeur de 7.80 et le pH minimum est de 7.00 pour les trois réacteurs on peut dire que le pH est acceptable et favorise la digestion anaérobie.

IV-1.3. Les acides gras volatiles (AGV) et le titre alcalimétrique complet (TAC).



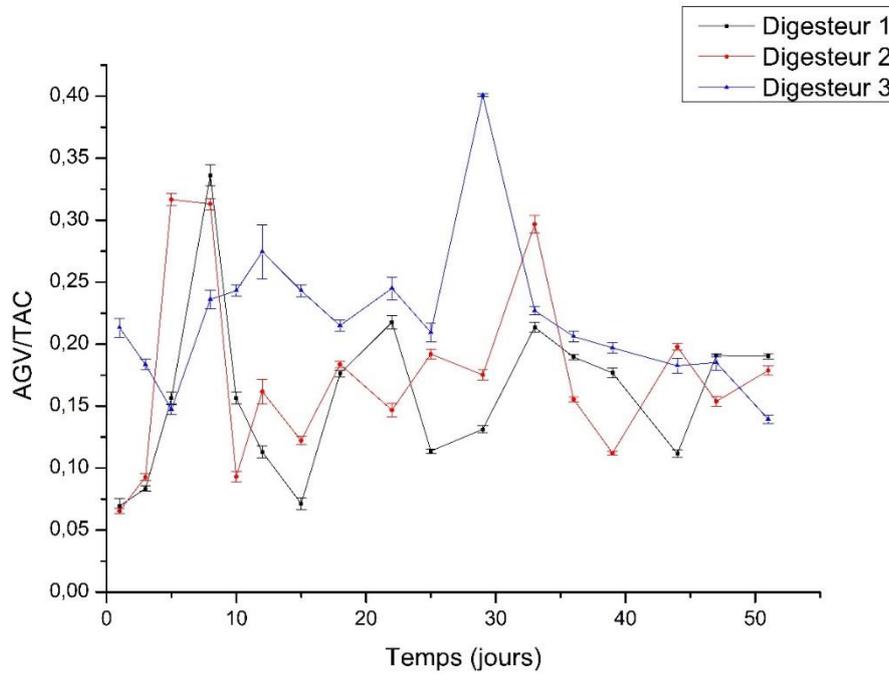
FigIV.2. : Variation d'AGV en fonction de temps.

A travers le graphe ci-dessus on note une variation irrégulière de la concentration des AGV commence par une augmentation puis une diminution répété durant toutes l'expérience pour les trois réacteurs.



FigIV.3. : Variation de TAC en fonction de temps.

Même remarque par rapport aux valeurs des TAC une augmentation puis une diminution durant toute la digestion anaérobie



FigIV.4. : Variation d'AGV/TAC en fonction de temps.

Pour un bon fonctionnement des réacteurs le rapport AGV/TAC doit être inférieur à 0.5.

Pendant la période de notre étude et après les calculs de rapport AGV/TAC nous constatons que le rapport est compris entre 0.05 et 0.45.

IV-1.4. Comparaison entre le pH et les AGV

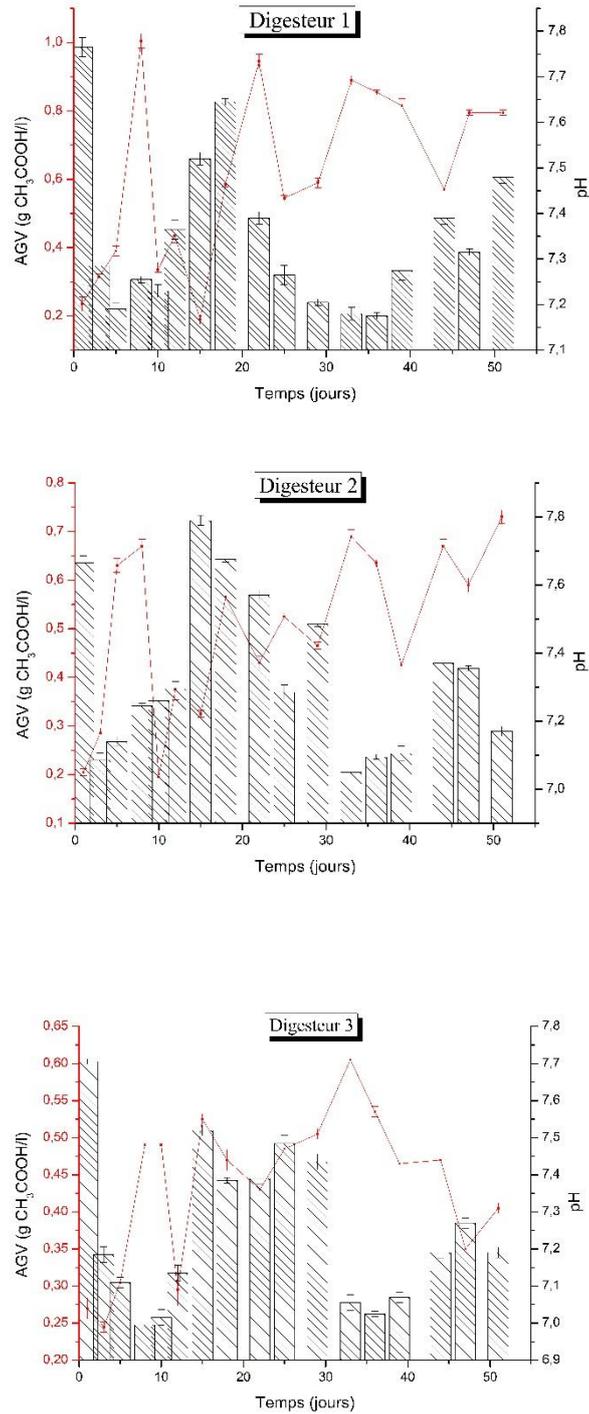
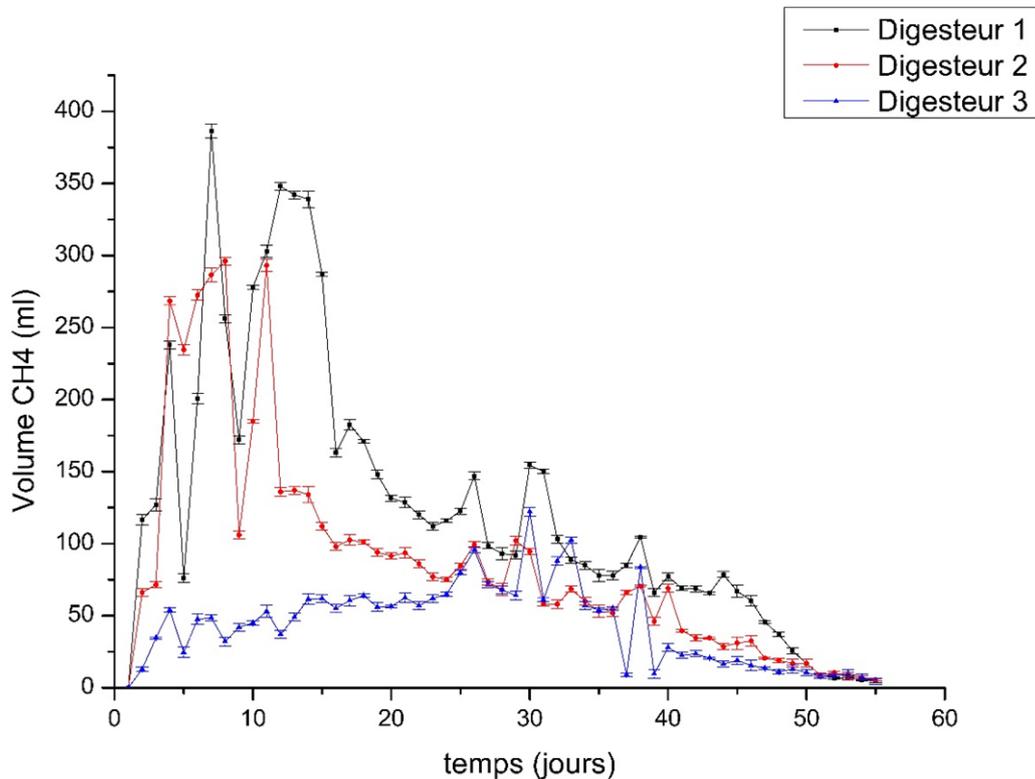


Fig IV.5. Comparaison entre les AGV et le pH en fonction du temps

Les Acides gras volatile AGV sont proportionnellement inversés avec les valeurs du pH, lorsque le pH augmente les AGV diminué et le contraire.

IV-1.5. Production de biogaz :

a- Production quotidienne



FigIV.6. : Variation de volume CH₄ en fonction de temps.

La production du biogaz est un critère qui assure le bon déroulement de la digestion anaérobie. Avec un temps de séjour de 40 jours, on observe dans les trois premiers jours une faible augmentation de volume de gaz avec une faible inflammabilité.

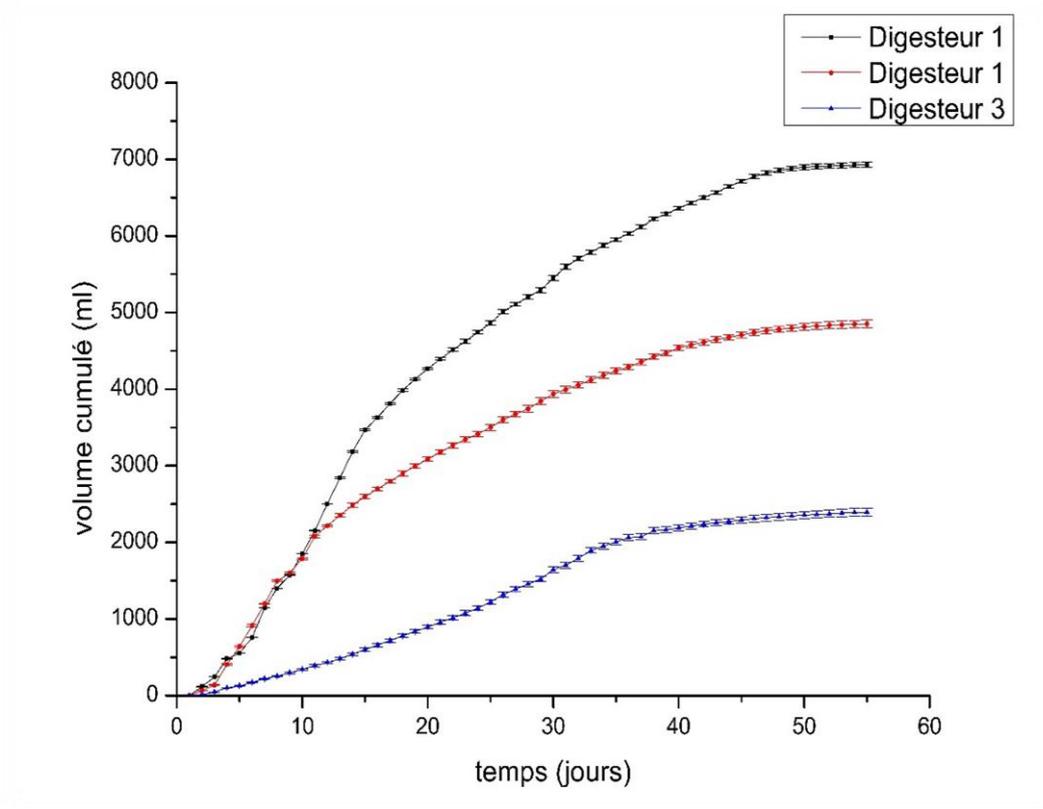
A partir de quatrième jours la quantité du biogaz produite dépasse les 250ml, avec une forte inflammabilité.

Durant la troisième semaine et la quatrième semaine on observe une stabilisation de volume de biogaz entre 70-100 ml.

Durant la cinquième semaine il y a une diminution de la production du biogaz.

La dernière semaine très faible quantité de biogaz produite (6-8ml) et faiblement inflammable.

b- Cumule de production



FigIV.7. : Variation de volume de biogaz cumulé en fonction de temps.

A travers le graphe ci-dessus nous remarquons que la plus grande quantité du biogaz est produite par le digesteur N° 1

c- 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. Dans notre étude, la détermination de la qualité du biogaz produit est faite d'une manière traditionnelle, par le test d'inflammabilité. Selon la littérature, Si le biogaz est inflammable ça veut dire que le pourcentage du méthane (CH_4) dépasse les 64% [4].

Tableau IV.2. : Suivi de l'inflammabilité du biogaz.

Temps (semaines)	L'inflammabilité du biogaz formé
1	Faible inflammabilité
2	Inflammable
3	Inflammable
4	Inflammable
5	Inflammable
6	Faible inflammabilité

d- Identification de la qualité du biogaz par la chromatographie en phase gazeuse (CPG) :

La chromatographie a pour objectif d'identifier les différents types de gaz produits au cours de la digestion.

Vu le manque de matériel nous avons effectué trois analyses par CPG seulement durant toute notre expérience, juste pour avoir une idée sur la qualité de ce biogaz.

Les résultats du CPG sont représentés dans le tableau qui suit.

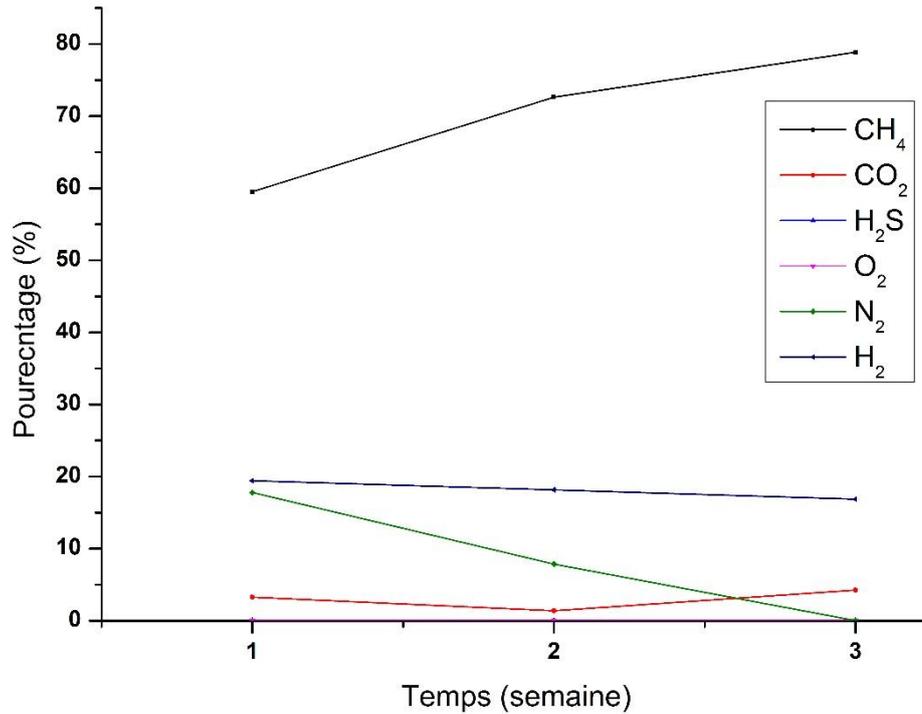
Tableau IV.3 : identification et pourcentage des différents types de biogaz produits.

Temps (semaine)	1 ^{er} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine
Type de Biogaz	Pourcentage (%)		
Méthane (CH ₄)	59,52	72,62	78,87
Dioxyde de carbone (CO ₂)	3,27	1,38	4,25
Hydrogène sulfuré (H ₂ S)	0	traces	0
Oxygène (O ₂)	0	0	0
Nitrogène (N ₂)	17,79	7,85	0,03
Hydrogène (H ₂)	19,42	18,16	16,85

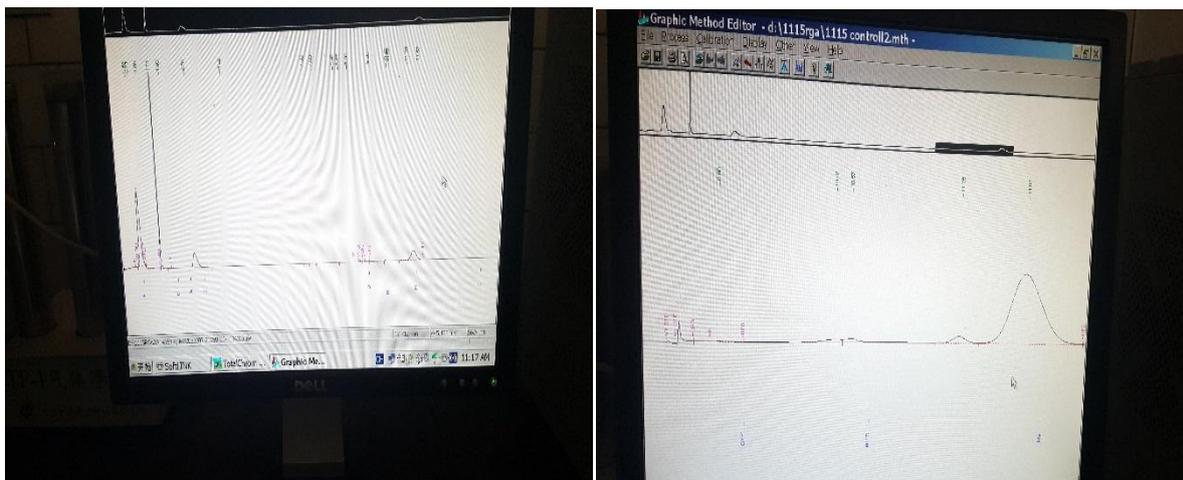
Dans le tableau VI.3. qui représente les résultats des analyses du biogaz on observe des différents gaz (CH₄, H₂, N₂, O₂, CO₂, H₂S) avec des concentrations différentes.

Le pourcentage de méthane (CH₄) est compris entre 50-75 %, l'Hydrogène (H₂) est inférieur à 20% et le nitrogène (N₂) inférieur à 10% une faible quantité de l'oxygène (O₂) et dioxyde de carbone (CO₂) avec une trace de (H₂S).

Bonne qualité du point de vu CO_2 et H_2S , mais la présence de H_2 est importante peut causé des problèmes d'explosion pendant le stockage ou durant l'utilisation , il est impératif de séparé l' H_2 et de CH_4 .

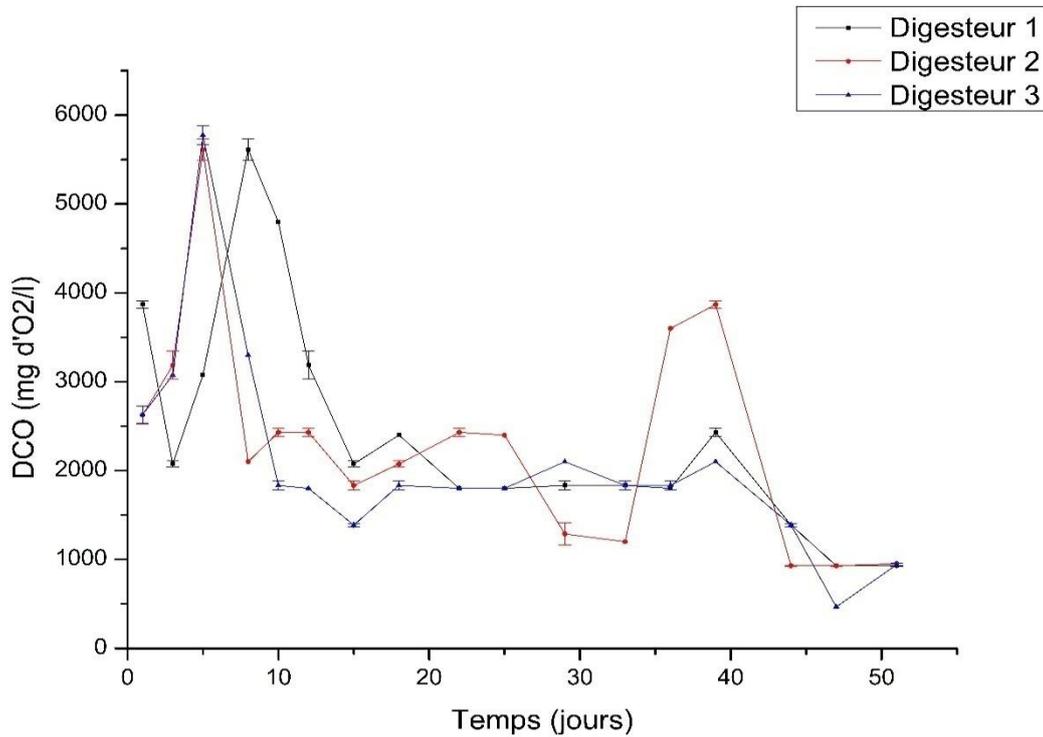


FigIV.8. : Identification et pourcentage des différents types de biogaz produits.



FigIV.9. : Résultats de CPG (les pics).

IV-1.6. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) :



FigIV.10. : Variation de DCO en fonction de temps.

Les valeurs de la DCO ont les mêmes allures pour les trois réacteurs, nous remarquons des faibles valeurs au début de la digestion comprise entre 2500 et 3500 mg/l durant les trois premiers jours, puis une augmentation jusqu'à une valeur maximale de 5700 mg/l pendant le huitième jour, après le dixième jour, on note une chute de la DCO pour tous les réacteurs jusqu'au quinzième jour, puis une stabilisation entre 1250 et 2500 mg/l pour tous les réacteurs jusqu'à la dernière semaine où les valeurs sont diminuées pour atteindre une valeur inférieure à 1000 mg/l à la fin de la digestion.

IV.1.7. Résultat des analyses microbiologiques

Tableau IV.4. :Charge microbienne initiale du substrat avant la digestion

Genre	Charge (UFC)
Germes mésophiles totaux (UFC)	9,5x10 ⁵
<i>Coliformes totaux</i> (UFC)	5,8x10 ⁵
<i>Coliformes fécaux</i> (UFC)	2,8 x10 ⁵

Tableau IV.5. :Charge microbienne de l'inoculum.

Genre	Charge (UFC)
Germes mésophiles totaux (UFC)	2,32 x10 ⁷
<i>Coliformes totaux</i> (UFC)	1,03x10 ⁷
<i>Coliformes fécaux</i> (UFC)	4,9 x10 ⁶

Tableau IV.6. :Charge microbienne initiale après l'ajout de l'inoculum avant la digestion

Paramètre	D1	D2	D3
Germes mésophiles totaux (UFC)	1,53x10 ⁵	1,34 x10 ⁵	1,48x10 ⁵
<i>Coliformes totaux</i> (UFC)	0,84x10 ⁵	0,78 x10 ⁵	0,68x10 ⁵
<i>Coliformes fécaux</i> (UFC)	0,56x10 ⁵	0,42 x10 ⁵	0,31x10 ⁵

Tableau IV.7. : Charge microbienne du substrat après la digestion :

Paramètre	D1	D2	D3
Germes mésophiles totaux (UFC)	0,84 x10 ⁴	0,79 x10 ⁴	0,94 x10 ⁴
<i>Coliformes totaux</i> (UFC)	0,47x10 ⁴	0,35 x10 ⁴	0,45x10 ⁴
<i>Coliformes fécaux</i> (UFC)	0,24x10 ⁴	0,12 x10 ⁴	0,15x10 ⁴

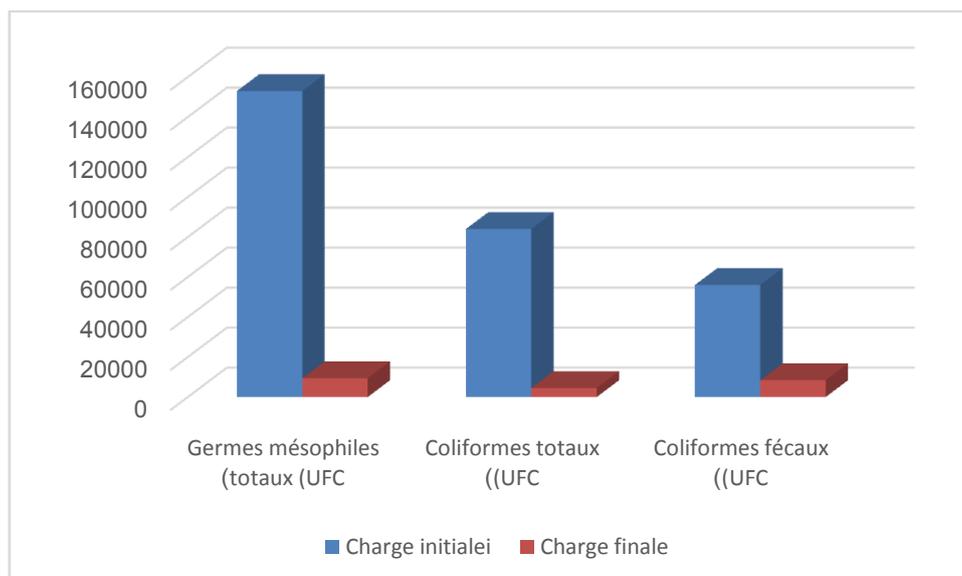


Fig. IV.11. Charge microbienne de digesteur D1 avant et après digestion

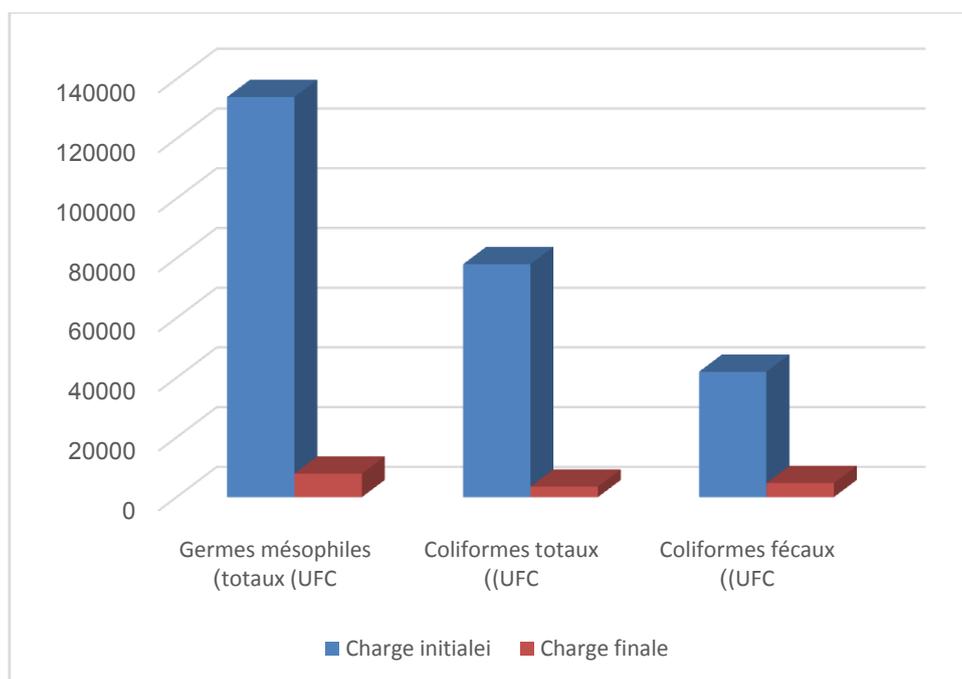


Fig. IV.12. Charge microbienne de digesteur D1 avant et après digestion

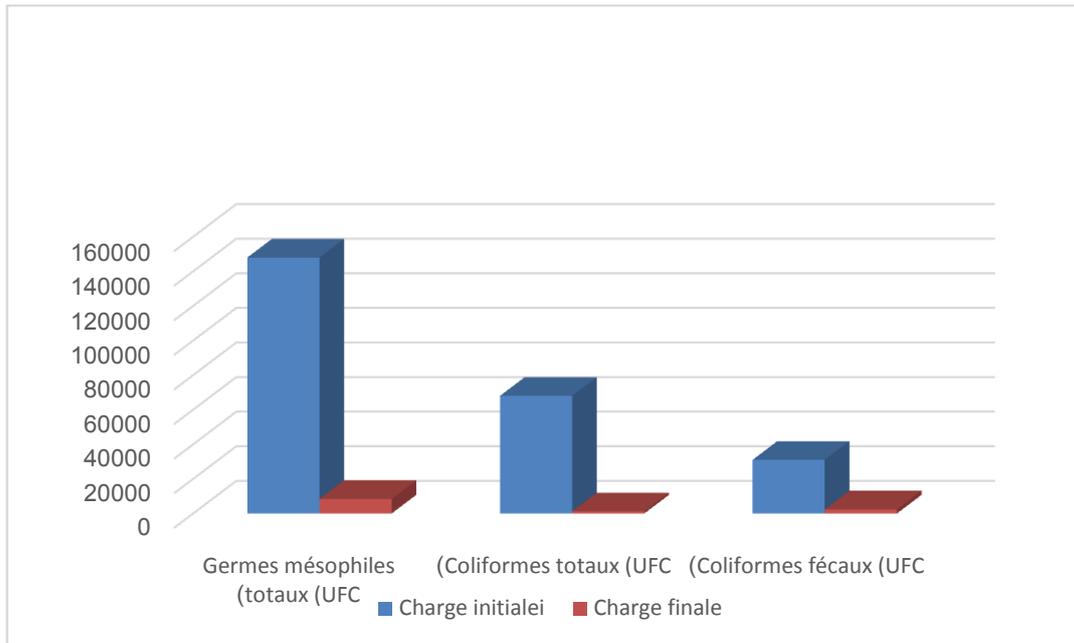


Fig. IV.13. Charge microbienne de digesteur D3 avant et après digestion

D'après les figures ci-dessus nous remarquons une diminution totale de la flore microbienne à la fin de la digestion au niveau de tous les digesteurs.

IV.2. Discussion :

La qualité et la quantité du biogaz produite par la digestion anaérobie des boues, dépend de l'évolution de pH, de rapport AGV / TAC et de la DCO. Elles peuvent être associées avec d'autres paramètres qui assurent le bon déroulement du phénomène. [24], [26], [27].

Les analyses physico-chimiques effectuées, reflètent l'état du substrat et peuvent donner une estimation approximative sur les paramètres qui influent sur la méthanisation.

IV.2.1. La Matière organique (MO) et la Matière sèche (MS) :

Nous commençons par la matière organique qui peut nous donner une idée globale sur la nature du substrat et sa biodégradabilité. Dans notre cas nous avons commencé par une valeur de 51% de matière organique. Nous remarquons une diminution importante de la MO qui atteint une valeur de 18% après quarante jours de digestion. Cela nous démontre une biodégradabilité importante de l'ordre de 65 %.

Aussi pour la matière sèche nous avons commencé par une valeur de 6,5 de MS avec un taux d'humidité très élevé, de l'ordre de 93 %. Cette quantité d'eau joue un rôle très important pour la première étape de la méthanisation, selon [4].

IV.2.2. Le pH :

Le pH est un paramètre responsable pour la méthanisation, le suivi de ce paramètre permet d'identifier les différentes étapes de la digestion anaérobie. Dans notre cas, nous remarquons une même allure de pH pour les trois réacteurs, commence par une diminution du pH de 7,8 jusqu'à 7,1 durant les dix premiers jours (phase d'hydrolyse et acidogènes), suivi par une augmentation jusqu'à une valeur de 7,8 au quinzième jour puis une diminution et stabilisation jusqu'à la fin de réaction (phase acétogène et méthanogène).

Les valeurs de pH obtenues comprise entre 7 et 7,8. Cette marge du pH constitue un milieu favorable pour les bactéries méthanogènes responsable de la production de biogaz.

IV.2.3. Comparaison entre le pH et les AGV

Les valeurs du pH obtenues pour les trois réacteurs représentent une certaine corrélation avec les valeurs des acides gras volatiles (AGV), lorsque il y a une diminution de pH on remarque une augmentation des AGV à cause de la production des acides gras volatiles à faible poids moléculaire (2 à 5 atomes de carbone) selon RAPOSE et AL [24],[25].

IV.2.4 Le rapport AGV/TAC

Le rapport AGV/TAC est un facteur important qui influence sur la variation de la production de biogaz. Un rapport inférieur à 0,5 favorise beaucoup la digestion anaérobie et par conséquent la production du méthane. Dans notre cas nous remarquons que tous les valeurs de rapport AGV/TAC sont inférieures à 0,5 avec une moyenne de 0,18 pour la majorité des valeurs, ce qui nous montre le bon fonctionnement de nos digesteurs.

IV.2.5. Le volume du biogaz

Le volume de biogaz produit connaît une augmentation continue jusqu'au quinzième jour ou il atteint sa valeur maximale (>300 ml/jour) pour les deux réacteurs 1 et 2, cela est expliqué par une forte activité microbienne et la disponibilité de la matière organique facilement biodégradable.

Après nous avons remarqué une diminution jusqu'au 100 ml/jour au 25^{ème} jour, suivi par une stabilisation entre 50 et 100 ml/jour jusqu'à la dernière semaine, ce qui démontre l'insuffisance de la matière organique et par conséquent la diminution de l'activité microbienne. A la dernière semaine la production du biogaz devient presque nulle (< à 10 ml/jour) à la raison de la réduction totale de la matière organique et l'arrêt de la réaction microbienne et par conséquent la fin de la digestion anaérobie.

Pour le réacteur N° 03, malgré que nous avons une production du biogaz, mais elle reste toujours faible et ne dépassent pas les 100 ml/j durant toute l'expérience. A travers cela nous constatons que la forte dilution influe négativement et directement sur la quantité du biogaz produite.

A travers ces résultats on peut déduire que le temps de séjour optimal de la réaction est de vingt jours, et l'augmentation ou la diminution de débit de la boue n'influe pas sur la production du biogaz.

Concernant l'identification qualitative du biogaz produit nous avons plusieurs type de gaz mais à des concentrations différentes (CH₄, H₂, N₂, CO₂, O₂, H₂S)

Nous remarquons que notre biogaz est majoritairement composé du méthane et d'hydrogène (CH₄ et H₂), qui ce sont des gaz inflammable, avec des pourcentages qui comprise entre (59% et 75 %) pour le CH₄ et (14% et 19 %) pour le H₂, ce qui explique l'inflammabilité de notre biogaz produits.

IV.2.6. La demande chimique en oxygène DCO

Concernant le suivi de l'évolution de la DCO au cours de la digestion anaérobie pour les trois digesteurs nous remarquons que nous avons les mêmes allures.

Au débit de la digestion on observe une augmentation de la DCO jusqu'à une valeur maximale de 5700 mg/l au cinquième jour pour le D2 et D3. Concernant le D1 il est commencé par une diminution de la DCO résulte à la production précoce du méthane (présence de la matière organique facilement biodégradable), puis nous remarquons une augmentation jusqu'à une valeur 5600 au dixième jour du à la dégradation et la décomposition de la matière organique qui reste (phase d'hydrolyse).

Nous remarquons que durant les dix premiers jours nous avons aussi une production importante du méthane expliqué par la coexistence des différentes phases de digestion durant la même période, c'est une phase d'Activité microbienne très importante.

Cette augmentation de la DCO suivi par une diminution importante jusqu'elle atteinte une valeur de 2500 mg/l au quinzième jour, cela est expliqué par la réduction de la matière organique.

Après nous avons remarqué une stabilisation de la DCO entre 1250 et 2500 mg/l pour tous les réacteurs jusqu'à la dernière semaine, ce qui explique la stabilité de la cinétique de la réaction. Cette explication est confirmée par la stabilité de la production du biogaz durant la même période.

Après, la DCO est diminuée pour atteindre une valeur inférieure à 1000 mg/l à la fin de la digestion, la chose qui confirme la bonne biodégradabilité de notre substrat et le bon fonctionnement de nos digesteurs

Finalement on peut conclure que quelque soit le flux de la boue toujours il y a une production du biogaz, avec une bonne biodégradabilité et des conditions favorable pour le bon déroulement de la digestion anaérobie (pH entre 6,8 et 7,8) et (un rapport AGV/TAC inférieur à 0,5).

IV.2.7. Les analyses microbiologiques

Notre substrat est caractérisé par une charge microbiennes initiale très importante ($1,53 \times 10^5$ UFC) des germes mésophile totaux, cette charge correspond différents types des microorganismes avec des concentrations différentes dont [*Coliformes totaux*] = $0,84 \times 10^5$ UFC ; et les Coliformes fécaux $0,56 \times 10^5$ UFC, Cela explique par la forte activité biologique dans le substrat avant la digestion anaérobie.

Après la digestion nous remarquons une diminution totale de la flore microbienne, cela confirme que la digestion anaérobie est une bonne solution pour la destruction de la plupart des agents pathogènes présents dans les boues, aussi pour traiter et valoriser ces dernières. Ces résultats sont comparatifs avec les résultats obtenues par Kalloum (2011)[28]..



CONCLUSION

Conclusion

Le but de notre travail a été consacré sur la réduction, la stabilisation et la valorisation énergétique des boues précipité dans les bassins de lagunage de la ville d'Adrar d'une part, et de maîtriser la digestion de flux variable et non stable de réseau d'assainissement d'autre part afin d'installer un système de digestion anaérobie à l'entrée de station de lagunage.

A travers cette étude, nous tirons les constatations suivantes

Une diminution importante de la MO et de la DCO, nous démontre une biodégradabilité importante de l'ordre de 65 %.

Les valeurs de pH obtenues comprise entre 7 et 7,8. Cette marge du pH constitué un milieu favorable pour les bactéries méthanogènes responsable de la production de biogaz.

Toutes les valeurs de rapport AGV/TAC sont inférieures à 0,5 avec une moyenne de 0,18 pour la majorité des valeurs, ce qui nous montre le bon fonctionnement de nos digesteurs.

Notre biogaz est majoritairement composé du méthane et d'hydrogène (CH_4 et H_2), qui ce sont des gaz inflammable, avec des pourcentages qui comprise entre (59% et 75 %) pour le CH_4 et (14% et 19 %) pour le H_2 , ce qui explique l'inflammabilité du notre biogaz produits.

La forte concentration du substrat influe positivement sur la quantité du biogaz produite.

Le temps de séjour optimal de la réaction est de vingt jours.

Une diminution totale de la flore microbienne et une élimination des mauvaises odeurs résultant de la présence d' H_2S . Cela confirme que la digestion anaérobie est une bonne solution pour la destruction de la plupart des agents pathogènes présents dans les boues.

Finalement on peut conclure que quel que soit le flux de la boue toujours il y a une production du biogaz, avec une bonne biodégradabilité accompagné par une élimination presque totale des germes pathogène et des mauvaises odeurs.

Aussi les conditions de digestion ont été toujours favorables pour le bon déroulement de la digestion anaérobie (pH entre 6,8 et 7,8 avec un rapport AGV/TAC inférieur à 0,5).



BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- [1] **H.SIBOUKEUR**, «Contribution à la production du biogaz à partir des boues de la station d'épuration de la ville de Hassi R'mel ». 2010. Thèse de Magister. Ecole Nationale Polytechnique.
- [2] **P. Mouchet**, « traitement des eaux avant utilisation. Matières particulaires ». 2004, technique d'ingénieur G1270.P4,P9.
- [3] **J-C. BOUDEZ**. « Rhéologie et physico-chimie des boues résiduelles pâteuses pour l'étude du stockage et de l'épandage ». 2001. Thèse de Doctorat. écoles nationale de génie rural, des eaux et des forets .
- [4] **S. AMIR**. « Contribution à la valorisation de boues de station d'épuration. Par compostage : Devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compostage ». 2005. Thèse de Doctorat, l'institut national polytechnique de Toulouse. P12-16
- [5] **E. JARDIE**. « Composition oraganique de boues résiduelles de stations d'épuration lorraines : caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation ». 2002. Thèse de Doctorat, Université Henri Poincaré, Nancy I P10 ; 11 ; P13 ;P16.
- [6] **A. BERNAL-MATINEZ**. « Elimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation digestion anaérobie ». 2005. Thèse de Doctorat. Université Montpellier II sciences et techniques du Languedoc. P22 ;P24 ;P26.
- [7] **C. BOUGRIER**. « Optimisation du procédé de méthanisation par mise en place d'un co-traitement physico-chimique : Application au gisement de biogaz représenté par les boues d'épuration des eaux usées ». 2005. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II sciences et techniques du Languedoc. P28
- [8] **JO** de la R.A.D.P N° 77 du 12 décembre 2001
- [9] **S. Santos**. « Unité de compostage des déchets verts, installation classée pour la protection de l'environnement ». 2002. Mémoire, Ecole supérieure des géométries et topographes.
- [10] **R. Molett, F. Cansell**. « Méthanisation des déchets organique, étude bibliographique ». 2003, Rapport, RE.CO.R.D
- [11] **C. Couturier, S. Berger, I Meiffren**. « La digestion anéarobie des boues urbaines, état des lieux, état de l'art ». 2001 SOLAGRO. P6.

- [12] Wallon des Déchets. Analyse des plans Stratégiques des Intercommunales et de la gestion des déchets Ménagers et assimilés et des DIB en région Wallonne. 2001 Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement Office P3.
- [13] **H. Prévot**. « La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets ». 2000. Rapport. Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie France. P20
- [14] **R.D Schmid**, 'Biotechnologie et de génie génétique' Edition Flammarion Médecine - Science, 2005, 172p.
- [15] **B.D La Farge**, 'Le Biogaz, Procédé de fermentation méthanique', Edition Masson, 1995,237p.
- [16] **René Molleta**, 'La méthanisation', Edition Tec & Doc, 2009, pp3-4.
- [17] **J.L Bobine, E. Huffer et H. Nifenecker**, 'L'énergie de demain : «technique environnement économie», édition EDP Sciences, 2005, pp304-305.
- [18] **A. Damien**, 'Guide Du traitement des déchets', 4ème Edition, Dunod, 2006,520 p.
- [19] **Uwe Gorisch**, 'La Production de Biogaz', Edition Eugen Ulmer, 2008,p21.
- [20] **D. Kherbouche**, 'Valorisation énergétique de la biomasse : Production et Purification du biogaz obtenu à partir de la méthanisation sur sites algériens', Thèse de Magister, Université Abou-Bakr Belkaid, Tlemcen, 2005.
- [21] **U. Marchaim**, 'Les Procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables (bulletin des services agricoles de la FAO N° 95)', FAO,1994,221.
- [22] **T. chaslerie**, 'Techniques de bioconversion ; La bio-méthanisation' Rapport, IUT, 2002.
- [23] **A, Demeyer, F. Jacob, M. Jay, G. Menguy et J. Perrier**, ' La Conversion bioénergétique du rayonnement solaire et les biotechnologies', Edition Tec & Doc, 1980, pp. 213-215.
- [24] **S. Igoud, I. Tou, S. Kehal, N. Mansouri, A. Touzi**, 'Première approche de la caractérisation du Biogaz produit à partir des déjections bovines', Revue des énergies renouvelables, vol. 5 123-128, 2002.
- [25] **B. Bouliguiéz, P.L. Cloirec** 'Purification de biogaz - Élimination des COV et des siloxanes', techniques d'ingénieur, be8560, 2012.

[26] **S.B. Ammar**, ‘Len enjeux de la caractérisation des déchets ménagers pour le choix de traitements adaptés dans les pays en développement : Résultats de la caractérisation dans le grand Tunis, mise au point d’une méthode adaptée’ thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine, 2006.

[27] **L. Appels, J. Baeyens, J. Degrève, and R. Dewil**, “Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge,” *Prog. Energy Combust. Sci.*, vol. 34, no. 6, pp. 755–781, 2008.

[28] **A. Rodríguez, G. Quiroz, R. Femat, H. O. Méndez-Acosta, and J. de León**, “An adaptive observer for operation monitoring of anaerobic digestion wastewater treatment,” *Chem. Eng. J.*, vol. 269, pp. 186–193, 2015.