

*République Algérienne Démocratique et Populaire*

*Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique*

*Université frères Mentouri Constantine1*

*Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie  
Département de Biologie et Ecologie végétale*



*N° d'ordre : 224/Ds/2018*

*N° de Série :11/BEco/2018*

## ***THESE***

**EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
DOCTORAT EN SCIENCES**

***Filière : Ecologie***

***Spécialité : Aménagement des Milieux Naturels***

**Thème :**

**VALORISATION DES DECHETS MENAGERS ET DES  
GRIGNONS D'OLIVE PAR DEGRADATION ANAEROBIE ET  
PRODUCTION DE COMPOST ET DE BIOGAZ**

Présentée par **BOUKRIA Asma**

**Soutenu le :22/11/2018**

**Devant le jury**

**Président : M. Alatou Djamel** Professeur, Université Frères Mentouri Constantine1

**Encadreur : Mme. OUAHRANI Ghania** Professeur, Université Ferhat abbas Setif

**Examineurs :**

**M. Ouakid Mouhamed :** Professeur, Université. Badji Mokhtar, Annaba

**M. SAHEB Menouar :** Professeur, Université. Larbi Benm'hidi, Oum ElBouaghi

**M. Bazri Kamel :** Maitre de conférences A , Université Frères Mentouri Constantine1

**Année universitaire : 2018/2019**

## **Remerciements**

*Je tiens à remercier en premier lieu professeur Ouahrani ghania, ma directrice de thèse d'avoir accepté de diriger ce travail et sans laquelle je n'aurais jamais pu finir.*

*Je la remercie pour son soutien surtout moral durant ces années et pour nos discussions et sa rigueur scientifique et son exigence qui m'ont poussé à aller toujours plus loin et surtout pour sa gentillesse. Mille Mercis professeur.*

*Un grand merci à Monsieur Alatou Djamel Professeur à l'université de Constantine1 d'avoir accepté de présider mon jury.*

*Mes remerciements s'adressent également à Messieurs les membres de Jury ; Ouakid Mouhamed professeur à L'Université Badji Mokhtar d'Annaba, Saheb Menouar professeur à L'Université d'Oum el bouaghi, Bazri Azzedine Maître de conférences à l'université de Constantine1, pour l'intérêt qu'ils ont accordé à ce travail en acceptant de le juger.*

*Je tiens également à remercier monsieur Choudar Amine le Directeur du laboratoire de l'observation national de l'environnement et du développement durable (ONEDO) et docteur Fouzia Boucheriba maître de conférences à l'université Constantine 2 qui m'ont aidé à réaliser des analyses physicochimiques.*

*J'adresse mes sincères remerciements à tous les professeurs, intervenants et toutes les personnes qui par leurs paroles, leurs écrits, leurs conseils et leurs critiques ont guidé mes réflexions et ont accepté à me rencontrer et répondre à mes questions durant mes recherches.*

*Merci à mon mari et mon collègue Ramzi Boudouda. Nous avons commencé ce travail ensemble, et voilà aujourd'hui nous le finissons côte à côte. Je suis persuadé que ces années auraient été bien différentes (et dans le mauvais sens) si tu n'étais pas là. Merci infiniment.*

*Merci à ma très chère famille : mère (Souyad), père (AHCEN), sœurs (Sameh, Nassima, Imen, Lina) et frère (Salah) et ma belle-famille pour leur soutien durant ces années que j'ai passées en préparant cette thèse. Mille mercis ma très chère mère pour tes encouragements, ton aide, ta patience en gardant mes enfants mes amours Meriem Chuoab et Maissoune.*

## *Dédicaces*

*A ma très chère mère « Souyad » source inépuisable de tendresse, de patience et de sacrifice. Ta prière et ta Bénédiction m'ont été d'un grand secours tout au long de ma vie. J'espère ne jamais te décevoir, ni trahir ta confiance et tes sacrifices. Puisse Dieu tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et Bonheur*

*A mon très cher père « Ahcene ». Tu as été et tu seras toujours un exemple pour moi par tes qualités humaines, ta persévérance et perfectionnisme. Aucune dédicace ne saurait exprimer mes respects, ma reconnaissance et mon profond amour. Puisse Dieu vous préserver et vous procurer santé et bonheur.*

*A mon très cher époux et mon collègue Ramzi. Nous avons commencé ce travail ensemble, et voila aujourd'hui nous le finissons côte à côte. Je suis persuadé que ces années auraient été bien différentes (et dans le mauvais sens) si tu n'étais pas là. Merci infiniment.*

*A mes enfants mes amours : Merieme, Chouaib et maissoune. Je vous remercie pour l'espoir que vous gravez de jour en jour dans mon cœur, je vous aime très fort  
Puisse Dieu tout puissant, vous préserver et vous accorder santé, longue vie et  
Bonheur*

*A mes très chères sœurs : Sameh, Nassima, Imen, Lina.*

*Aucune dédicace ne peut exprimer la profondeur des sentiments fraternels et d'amour, d'attachement que j'éprouve à votre égard. Je vous dédie ce travail en témoignage de ma profonde affection en souvenirs de notre indéfectible union qui s'est tissée au fil des jours.  
Puisse dieu vous protéger, garder et renforcer notre fraternité.*

*A mon très chère frère Saleh*

*Un frère comme on ne peut trouver nulle part ailleurs, Puisse Allah te protéger, garder et renforcer notre fraternité. Je te souhaite tout le bonheur du monde.*

*A mes beaux parents ; Vous m'avez accueilli les bras ouverts. Je vous dédie ce travail en témoignage de mon grand respect et mon estime envers vous. Pour vos conseils et votre soutien moral. J'implore dieu qu'il vous apporte bonheur et santé.*

**Remerciement**

**Sommaire**

**Glossaire**

**Liste de tableaux**

**Liste de figures**

**Résumé**

**Introduction ..... 01**

**Chapitre 1- Bibliographie**

**Partie 1 : Problématique des déchets En Algérie..... 04**

1.1. Définition du concept déchets ..... 04

1.2. Types de déchets..... 04

1.3. Impact des déchets sur l'environnement ..... 05

1.4. La gestion des déchets ..... 05

1.5. les déchets ménagers en Algérie ..... 06

1.6. La gestion des déchets en Algérie .....07

**Partie 2 : L'Industrie oléicole en Algérie.....08**

2.1. Les sous-produits de la trituration des olives.....08

2.1.1. Les margines .....09

2.1.2. Les grignons d'olive .....09

2.2. Composition chimique des grignons d'olives.....09

2.3. Devenir des déchets oléicoles en Algérie.....10

**Partie 3 : Les différents procédés de traitement des déchets solides.....10**

3.1. Les décharges et installation de stockage des déchets .....10

3.2. Compostage .....11

3.3. Méthanisation .....11

3.4. Incinération .....11

3.5. Avantages et inconvénient des procédés de traitement des déchets.....11

**Partie 4 : La Biodégradation anaérobie ou Méthanisation.....12**

4.1. Principe de méthanisation. ....12

4.2. Types de déchets utilisés dans la méthanisation .....14

4.3. Les phases anaérobies de dégradation.....14

• 4.3.1. L'hydrolyse ..... 15

• 4.3.2. L'acidogénèse.....	16
• 4.3.3. L'Acétogénèse .....	16
• 4.3.4. La méthanogénèse .....	16
4.4. Le biodigesteur (bioréacteur).....	16
• 4.4.1. Les installations en continues .....	16
• 4.4.2. Les installations en discontinues .....	17
• 4.4.3. Les installations semi-continues .....	17
4.4.4. Principe de fonctionnement d'un biodigesteur.....	17
<b>Partie 5 : Les produits de la biodégradation anaérobie .....</b>	<b>17</b>
• 5.1. Le digestat.....	17
• 5.1. 1. L'influence la digestion anaérobie sur la teneur des digestats en azote et phosphore.....	18
• 5.1.2. L'influence de la digestion anaérobie sur la qualité des digestats.....	18
• 5.1.3. Différence entre digestat et compost .....	19
• 5.1.4. Devenir et valorisation des Digestats.....	19
• 5.1.5. Utilisation de digestat comme fertilisant en agriculture.....	21
5.2. Le biogaz.....	21
• 5.2.1. La collection du biogaz.....	21
• 5.2.2. Composition de biogaz.....	22
• 5.2.3. Devenir et valorisation du biogaz.....	22
5.3. Le lixiviat.....	23
• 5.3.1. Composition et phytotoxicité des lixiviats.....	23
• 5.3.2. Possibilité d'utilisation des lixiviats comme fertilisant en agriculture (Valeur fertilisante).....	24
• 5.3.3. Devenir des Lixiviats.....	24
<b>Partie 6: Les facteurs influençant la dégradation anaérobie (méthanisation)</b>	
• 6.1. Le pH.....	25
• 6.2. La température.....	25
• 6.3. Le degré d'humidité.....	25
• 6.4. Rapport C/N.....	26
<b>Partie 7 : L'avenir du biogaz en Algérie.....</b>	<b>26</b>

- 7.1. Risques sanitaire de biogaz.....26
- 7.2. Intérêt économiques de biogaz.....27

## **Chapitre 2- Matériels et méthodes**

### **2.1. Expérimentation.....29**

- 2.1.1. Plan d'expérience .....29
- 2.1.2. Dispositif de l'expérimentation .....29
  - A. *Montage des digesteurs DDM et DDMG*.....29
  - B. *Mise en marche de DDM et DDMG*.....30
- 2.1.3. Composition des déchets organiques.....32
- 2.1.4. Quantité des déchets organiques .....32
- 2.1.5. Prétraitement des déchets utilisés .....33
- 2.1.6. Les Etapes étudiées (gaz, digestat et lixiviat).....34
- 2.1.7. Durée de l'expérience.....35

### **2.2. Détermination des Paramètres au niveau du biogaz, du digestat et du lixiviat .....35**

- 2.2.1. Etude des biogaz .....35
  - A. Etude de l'évolution de production des biogaz récupérés.....35
  - B. Combustibilité de biogaz obtenu.....37
- 2.2.2. Etude du Digestat obtenu .....39
  - A. Détermination des paramètres physicochimique.....39
    - 1) Teneur en eau.....39
    - 2) Matière sèche volatile (MSV).....39
    - 3) Carbone organique.....39
    - 4) Azote totale (kjeldhal).....39
    - 5) Détermination du rapport C/N.....40
    - 6) Détermination du rapportMOT/COT.....40
    - 7) Détermination du pH.....40
  - B. Compostage des digestats obtenus.....40
  - C. Test de croissance.....41

2.2.3. Etude des lixiviats récupérés .....	44
A. Paramètres physicochimiques déterminés .....	44
1- Le pH du lixiviat (acidité active) .....	44
2- La conductivité électrique Ce (mmhos/cm).....	44
3- L'azote total.....	44
4- Le phosphore total .....	44
B. Test de croissance avec le lixiviat récupéré .....	45

## **2.3. Traitement des données.....46**

### **Chapitre 3 - Résultats et discussion**

#### **3.1. Compartiment biogaz.....48**

3.1.1. Etude de l'évolution de la quantité des biogaz obtenus.....	48
3.1.2. Combustibilité des biogaz.....	53

#### **3.2. Compartiment digestat.....55**

• 3.2.1. Détermination de la quantité des digestats obtenus.....	56
• 3.2.2. Détermination des paramètres physicochimiques du compost.....	56
a) Détermination du pH.....	56
b) Teneur en eau (%H) .....	57
c) Matière sèche (%MS) .....	58
d) Teneurs en Carbone organique total (%C) .....	58
e) Teneurs en Matière organique total (%MO) .....	60
f) Rapport MOT/COT .....	61
g) Teneur en Azote total (%N).....	62
h) Le rapport C/N.....	63
• 3.2.3 Test de germination compost .....	64
a. La nature du compost .....	64
b. Effet proportion du compost .....	65
c. Effet combiné nature et proportion de compost.....	67

#### **3.3. Compartiment lixiviat.....70**

3.3.1. Détermination des volumes .....	70
3.3.2. Paramètres physicochimiques déterminés .....	71
a) Détermination du pH .....	71
b) Détermination de la conductivité électrique (Ce ms/cm) .....	72

c) Détermination de l'azote total .....	73
d) Détermination du phosphore total .....	75
3.3.3 Test de germination avec le lixiviat.....	76
a. La nature du lixiviat .....	76
b. Effet proportion de lixiviat .....	77
c. Effet combiné nature et proportion de lixiviat .....	79
<b>Chapitre 4 - Conclusion générale .....</b>	<b>84</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>88</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>97</b>
<b>Article</b>	



## **Glossaire**

**OM** ordure ménagère

**DIS** déchets industriels spéciaux

**DMS** déchets ménagers spéciaux

**C.E.T** centres d'enfouissement technique

**DND** Non Dangereux

**DMA** Déchets Ménagers et Assimilées

**PROGDEM** Le programme national de gestion intégrée des déchets municipaux

**AGV** acides gras volatiles

**MS** Matière Sèche

**MM** Matières Minérales

**MAT** Matières Azotées Totales

**CB** Cellulose Brute

**MG** Matières Grasses

**DDM** Digesteur déchets ménagers

**DDMG** Digesteur Déchet Ménager et Grignon d'Olive

**MSV** Matière sèche volatile

**ED** Eau Distillée

**LDM** Lixiviat déchets Ménagers

**LDMG** Lixiviat Déchets Ménagers et Grignons d'olives

**Kg/hab/jour** kilogramme par habitant par jour

**CO<sub>2</sub>** dioxyde de carbone,

**CH<sub>4</sub>** Méthane

**NH<sub>4</sub>** Ammonium

**V** volume du biogaz en cm<sup>3</sup>

**N** symbole du nombre 3.141

**D** diamètre externe de l'anneau en cm

**d** diamètre de la section en mm

**T°C<sub>air</sub>** en degré Celsius

**H<sub>air</sub>** exprimé en pourcentage %

**F<sub>obs</sub>** valeur de test de fisher

**Ddl** degré de liberté

**N, P, K** Azote, phosphore, potassium

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** Nitrates

**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** Nitrites

**N<sub>2</sub>O** Protoxyde d'azote

**H<sub>2</sub>S** Sulfure d'hydrogène

**NH<sub>3</sub>** Ammoniac

**DCO** demande chimique en oxygène

**Les macro-composants inorganiques**

**Ca** Calcium

**Mg** Magnésium

**Na** Sodium

**K** Potassium

**Mn** Manganèse

**Les éléments traces métalliques**

**Cd** Cadmium

**Cr** Chrome

**Cu** Cuivre

**Pb** Plomb

**Ni** Nickel

**Zn** Zinc

**INA** Institut National Agronomique

## Liste des tableaux

**Tableau 1.1:** L'oléiculture en Algérie (*ALGÉRIE, 2005*).

**Tableau 1.2.** Composition chimique indicative de grignons d'olives (Nefzaoui, 1984).

**Tableau 1.3 :** la composition moyenne du biogaz (%). (*Truong, 2004*).

**Tableau 2.1 :** Proportions des déchets organiques utilisés dans DDM et DDMG.

**Tableau 2.2 :** Quantité de déchets organiques (kg) et d'eau (l) utilisés dans les biodigesteurs utilisés.

**Tableau 2.3 :** Composition moyenne du biogaz

**Tableau 3.1:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées des variables étudiées T°C, %H, DDM (cm<sup>3</sup>) et DDMG (cm<sup>3</sup>) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses dans la période froide et chaude de l'expérimentation.

**Tableau 3.2 :** Analyse de la variance pour la variable T°C<sub>air</sub>

**Tableau 3.3 :** Analyse de la variance pour la variable %H<sub>air</sub>

**Tableau 3.4 :** Analyse de la variance pour la variable biogaz (cm<sup>3</sup>).

**Tableau 3.5 :** Normes FAO et AFNOR des composantes organiques dans les composts.

**Tableau 3.6 :** Analyse de l'ANOVA pour la variable compost DDM et DDMG.

**Tableau 3.7:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions de Compost et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

**Tableau 3.8:** Classification des moyennes de N blé dur germé en fonction de l'apport de compost.

**Tableau 3.9:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions de Sol/Compost ( DDM et DDMG) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

**Tableau 3.10:** Classification des moyennes de N blé dur germés en fonction de Nature et apport de Compost DDM et DDMG.

**Tableau 3.11 :** Résultat de l'anova pour la variable N blés dur pour Lixiviat DDM et DDMG

**Tableau 3.12:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes % lixiviat/Eau distillée et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

**Tableau 3.13 :** Classification des proportions en lixiviat.

**Tableau 3.14 :** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions Eau/LixiviatDDM et DDMG) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

**Tableau 3.15 :** Classification des moyennes N blés dur en fonction de la Nature des lixiviats DDM et DDMG et des proportions de lixiviat.

## Liste des Figures

**Figure 1.1 :** Principe de la biométhanisation

**Figure 1.2 :** Les phases anaérobies de dégradation (*source auteur*).

**Figure 2.1:** Schéma du montage des digesteurs DDM et DDMG étudié.

**Figure 2.2 :** Broyage des déchets utilisés.

**Figure 2.3 :** Localisation des points étudiés au cours de cette expérimentation pour DDM et DDMG le biogaz (1), le Digestat (2) et le Lixiviat (3).

**Figure 2.4 :** Caractéristiques de la chambre à air utilisée comme réservoir à biogaz

**Figure 2.5 :** Schéma représentatif de l'expérience de l'inflammabilité des biogaz.

**Figure 2.6 :** Les composts issus de la dégradation anaérobie (A : DDMG) et (B : DDM).

**Figure 2.7 :** Test sélectif de germination des grains de blé

**Figure 2.8:** Plan d'expérience pour le test de germination pour les digestats récupérés.

**Figure 2.9 :** Plan d'expérience pour le test de germination utilisé (lixiviat).

**Figure 3.1:** Variations hebdomadaire de la  $T^{\circ}C_{\text{air}}$ (a) et  $\%H_{\text{air}}$  (b) en période froide et chaude de l'expérimentation.

**Figure 3. 2 :** Variation des moyennes des températures ( $T^{\circ}C_{\text{air}}$ ) en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

**Figure 3.3 :** Variation des moyennes des humidités ( $\%H_{\text{air}}$ ) en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

**Figure 3.4 :** Production hebdomadaire de Biogaz ( $\text{cm}^3$ ) en période froide (a) et chaude (b) de l'expérimentation de méthanisation.

**Figure 3.5:** Variation des moyennes hebdomadaire de biogaz ( $\text{cm}^3$ ) produit en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

**Figure 3.6 :** Test d'inflammabilité de biogaz sortant de la chambre à air.

**Figure 3.7 :** Variation des digestats dans DDM et DDMG.

**Figure 3.8 :** Variation des pH pour les composts DDM et DDMG.

**Figure 3.9 :** Variation de la teneur en eau ( $\%H$ ) dans le compost DDM et DDMG.

**Figure 3.10 :** Taux de la matière sèche des composts DDM et DDMG

**Figure 3.11 :** Variation de la teneur COT ( $\%C$ ) dans le compost DDM et DDMG

**Figure 3.12 :** Variation de la teneur de la matière organique ( $\% MO$ ) dans le compost DDM et DDMG.

**Figure 3.13 :** Rapport (MOT/COT) des composts DDM et DDMG.

**Figure 3.14 :** Teneur de l'azote totale ( $\%Nt$ ) dans le compost DDM et DDMG

**Figure 3.15:** Rapport C/N des composts DDM et DDMG.

**Figure 3.16 :** Test de germination des graines de blé avec les composts résultants

**Figure 3.17 :** Variation des moyennes de N blé dur et Nature du compost DDM et DDMG.

**Figure 3.18:** Variation des moyennes de N blé dur et des proportions du compost.

**Figure 3.19:** Classification des moyennes de N blé dur germé en fonction de l'apport de compost.

**Figure 3.20 :** Variation des moyennes des plants de blé dur (Nblédur) en fonction de la Proportion Nature du compost DDM et DDMG.

**Figure 3.21 :** Variation des lixiviats dans DDM et DDMG.

**Figure 3.22 :** Variation des pH dans les lixiviats DDM et DDMG.

**Figure 3.23 :** l'échelle d'acidité des eaux (Rodier, 2009).

**Figure 3.24 :** Variation des Ce ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) pour les lixiviats DDM et DDMG.

**Figure 3.25 :** Echelle de la salinité Ce ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )des eaux.

**Figure 3.26:** Variation des Nt (mg/L) dans les lixiviats DDM et DDMG.

**Figure 3.27 :** Variation du phosphore total (mg/L) dans les lixiviats DDM et DDMG.

**Figure 3.28 :** Variation des moyennes de Nblés dur et Nature du Lixiviat DDM et DDMG.

**Figure 3.29 :** Variation des moyennes de N blés dur et des proportions du Lixiviat.

**Figure 3.30:** Classification des moyennes de N blés dur germés en fonction des proportions de lixiviat.

**Figure 3.31 :** Variation des moyennes des plants de blé dur (Nblés dur) en fonction de la Proportion Lixiviat\*Nature duLixiviat.

**Figure 3.32 :** Classification des moyennes de N blés dur germé en fonction de Nature et des proportions de lixiviat.

## Résumé :

*La gestion des déchets ménagers est l'une des problématiques environnementales majeures et d'actualité. Ainsi en Algérie, l'industrie oléicole produit principalement l'huile d'olive et donc de grandes quantités de déchets (grignons, margines) néfastes pour l'environnement. Bien que leur composition chimique soit très riche en matières organiques, ces déchets sont inexploités et non valorisés. De ce fait, leur valorisation est nécessaire.*

*Le présent travail consiste d'une part à valoriser les déchets ménagers et les grignons d'olive et d'autre part d'étudier l'influence de l'ajout de ces derniers sur la production gazeuse et les propriétés des composts obtenus par fermentation anaérobie. Les résultats obtenus ont permis de constater que :*

*1/ La productivité gazeuse de la dégradation anaérobie des déchets organiques dépend essentiellement de la nature de substrat à fermenter ; ainsi, l'ajout des grignons d'olive au substrat permet d'augmenter la productivité gazeuse. Par ailleurs, nous avons noté une moyenne hebdomadaire du biogaz ( $\text{cm}^3$ ) produit dans DDM (Digesteur Déchet Ménagers) et DDMG (Digesteur Déchet Ménagers et Grignons d'olives) en période chaude respectivement de  $[523,8 \pm 33,7]$  et  $[939,1 \pm 59,4]$   $\text{cm}^3$  la différence est très significative. En outre, en période froide et pour le même substrat, la production gazeuse diminue et devient plus lente qu'en période chaude. En effet, notre étude a révélé une moyenne hebdomadaire des biogaz récupéré de  $[177,7 \pm 15,6]$  et  $[385,4 \pm 33]$   $\text{cm}^3$  respectivement pour DDM et DDMG en période froide.*

*2/ Les composts DDM et DDMG obtenus de la dégradation anaérobie sont considérés comme matures. En effet, les pH (7, 9), les %H (56,5 et 40,0 %H), les %MS (43,53 et de 60,19%MS), %Nt (1,8 et 1,4%Nt) respectivement pour DDM DDMG, présentent des caractéristiques physicochimiques semblables au compost obtenu par compostage, ainsi l'ajout des grignons d'olive ne semble pas influencer ces caractéristiques. En revanche, ils ont des teneurs relativement élevées en COT% (11,4 et 33,3%), MO% (19,68 et 57,42%) et DDMG présente un rapport C/N 3 fois plus élevé que DDM, (23,30 et 6,80), ainsi, les grignons d'olive contribuent à augmenter le taux de carbone organique et la matière organique et donc favorise une meilleure maturation (C/N) et produit un compost de qualité.*

*3/ L'étude des paramètres physicochimiques des lixiviats DDM et DDMG obtenus pH (6,05, 6,25), Ce (639 et 715  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et le P (1,65 et 5,3 mg P/L) pour respectivement DDM et DDMG, sont dans les normes des critères minimaux de qualité des lixiviats. Ainsi, l'ajout de grignons d'olive aux déchets ménagers à fermenter, favoriserait l'augmentation de la teneur en minéraux dans le lixiviat DDMG. Toutefois, un traitement de réduction de concentration de l'azote totale (180,8 et 207,0 mgN/L) est nécessaire avant leurs rejets en milieu naturel.*

**Mots clés :** valorisation, déchets ménagers, grignon d'olive, biogaz, compost, lixiviat, fermentation anaérobie méthanisation.



## **Abstract :**

*The management of household waste is one of the major environmental problem and topicality. In Algeria, the olive oil industry produces mainly olive oil and therefore large quantities of waste (olive pomace, margins) harmful to the environment. Although their chemical composition is very rich in organic matter, This waste is untapped and not recovered. As a result, their valuation is necessary.*

*The present work consists on the one hand to valorize the household waste and the olive residue and on the other hand to study the influence of the addition of this latter on the gas production and the properties of the composts obtained by anaerobic fermentation. The results obtained have shown that:*

*1 / The gaseous productivity of the anaerobic degradation of organic waste depends essentially on the nature of the substrate to be fermented; thus, the addition of the olive pomace to the substrate makes it possible to increase the gaseous productivity. In addition, we previously noted a weekly average of biogas (cm<sup>3</sup>) produced in HWD (Household Waste Digester) and HWOD (Household Waste Digester and Olive Oil) respectively of [523,8±33,7] et [939,1±59,4] cm<sup>3</sup> the difference is very significant. In addition, in the cold period and for the same substrate, the gas production decreases and becomes slower than in the hot period. Indeed, our study revealed a weekly average of biogas recovered from [177,7±15,6] et [385,4±33] cm<sup>3</sup> respectively in HWD and HWOD in cold period.*

*2 / The HWD and HWOD composts obtained from the anaerobic degradation are considered as mature, Indeed, the pH (7,9), the %H (56,5 and 40,0 %H), the %MS (43,53 and 60.19 %MS), %Nt (1.8 and 1.4 %Nt) respectively for HWD HWOD, have physicochemical characteristics similar to compost obtained by composting, so the addition of olive grignons does not seem to influence these characteristics. On the other hand, they have relatively high contents in TOC% (11.4 and 33.3%), MO% (19.68 and 57.42%) and HWOD has a C / N ratio 3 times higher than HWD (23.30 and 6.80). thus, the olive pomace contributes to increase the organic carbon content and the organic matter and thus promotes a better maturation (C / N) and produces a compost of quality.*

*3 / The study of the physicochemical parameters of HWD and HWOD leachates obtained pH (6.05, 6.25), Ce (639 and 715µS / cm) and P (1.65 and 5.3 mg P / L) for respectively HWD and HWOD, are in the norms of the minimum criteria of quality of the leachates. Thus, the addition of olive pomace to domestic waste to ferment, would promote the increase of the mineral content in HWOD leachate. However, a reduction treatment of total nitrogen concentration (180.8 and 207.0 mgN / L) is necessary before their release into the wild.*

**Keywords :** valorization, household waste, olive cake, biogas, compost, leachate, anaerobic fermentation, methanation.

## ملخص:

إدارة النفايات المنزلية هي واحدة من القضايا البيئية الرئيسية والموضوعية في الجزائر ، على سبيل المثال ، تنتج صناعة الزيتون بشكل أساسي زيت الزيتون وبالتالي كميات كبيرة من النفايات (ثفل ، مياه نباتية) ضارة بالبيئة. على الرغم من أن تربيها الكيميائي غني جدًا بالمادة العضوية ، إلا أن هذه النفايات غير مستغلة ولا تُقدر قيمتها. لذلك ، لابد من شمينهم.

تتمحور العمل الحالي من جهة في شمين النفايات المنزلية وبقايا الزيتون ومن ناحية أخرى دراسة تأثير إضافة هذه الأخيرة على إنتاج الغاز وخصائص السباد التي تم الحصول عليها عن طريق التخمير اللاهوائي . وكشفت النتائج أن:

1 / إنتاجية الغاز من التحلل اللاهوائي للنفايات العضوية تعتمد بشكل رئيسي على طبيعة الجزء الذي سيتخمر. وبالتالي ، فإن إضافة ثفل الزيتون إلى هذا الجزء يجعل من الممكن زيادة الإنتاجية الغازية. بالإضافة إلى ذلك ، لاحظنا في وقت سابق وجود متوسط أسبوعي لمغاز الحيوي (سم<sup>3</sup>) الذي يتم إنتاجه في هن م (هاضم النفايات المنزلية) و هن م ث (هاضم النفايات المنزلية بثل الزيتون) على التوالي من [523,8±33,7] و [939,1±59,4] سم<sup>3</sup> في الفترة الساخنة الفرق هم جدا. بالإضافة إلى ذلك ، في فترة البرد ولسطح نفسه ، ينخفض إنتاج الغاز ويصبح بطئًا مما هو عليه في الفترة الساخنة. في الواقع ، كشفت دراسنا عن متوسط أسبوعي لمغاز الحيوي المجمع من [177,7±15,6] و [385,4±33] سم<sup>3</sup> على التوالي في الفترة الباردة بالنسبة ل هن م و هن م ث .

2 / لاسمدة هن م والهن م ث المتحصل عليها من التحلل اللاهوائي تعتبر واضحة ، في الواقع ، الرقم الهيدروجيني  $pH(9,7)$  ، نسبة الرطوبة (56,5-40,0 %H) ،  $MS(43,53 - 60,19 \%MS)$  ،  $Nt(1,8 - 1,4 \%Nt)$  ، على التوالي ل هن م هن م ث ، لها خصائص فيزيوكيميائية مشابهة لسباد المتحصل عليه عن طريق التسميد ، لذلك لا يبدو أن إضافة ثفل الزيتون تؤثر على هذه الخصائص. من ناحية أخرى ، لديهم محتويات عالية نسبيًا من الكربون العضوي  $TOC\%(11,4 - 33,3\%)$  ، والمادة العضوية  $MO\%(19,68 - 57,42\%)$  و هن م ث لديها نسبة الكربون  $C / N3$  مرات أعلى من لازوت هن م (23.30-6.80) ، وبالتالي ، ساهم ثفل الزيتون في زيادة محتوى الكربون العضوي والمادة العضوية وبالتالي تعزز نضجًا أفضل  $(C / N)$  وتنتج سبادًا ذا جودة.

3 / دراسة العوامل الفيزيائية الكيميائية لمغون هن م و هن م ث المتحصل عليها  $pH(6,05 - 6,25)$  ،  $P(1,65 - 5,3 mg P / L)$  و  $Ce(639 - 715\mu S / cm)$  هي في معايير الحد الأدنى من معايير جودة العصارة. وبالتالي ، فإن إضافة ثفل الزيتون إلى النفايات المنزلية لتخمر ، من شأنه أن يعزز زيادة محتوى المعادن في العصارة هن م ث ومع ذلك ، من الضروري إجراء علاج اختزال لتركيز النيتروجين الكلي  $mgN(180,8 و 207,0)$  ( $L /$ ) قبل شرها في التربة .

**الكلمات المفتاحية:** شمين، النفايات المنزلية ، ثفل الزيتون ، الغاز الحيوي ، السباد ، العصارة ، التخمير اللاهوائي ، الهضم اللاهوائي.

# Introduction

## *Introduction*

---

La gestion des déchets organiques est une des problématiques majeures et principales à l'échelle nationale et internationale. Ainsi au niveau national, la génération des déchets solides urbains connaît une progression significative. Elle est évaluée à environ 8.5 millions de tonnes par an, soit 23 288 tonnes par jour en 2005. La gestion des déchets représente aujourd'hui un véritable enjeu tant financier, en raison de l'augmentation croissante des coûts de traitements des déchets, qu'environnemental. Les principales difficultés relatives à une gestion saine des déchets tiennent sans doute au manque d'informations régulières sur leur emplacement, leur volume et leur impact exhaustif sur l'environnement et la santé humaine. À ce propos, plusieurs pays y compris l'Algérie, tente de mettre en place un dispositif de protection de l'environnement contre ses diverses formes de nuisance tels que : la pollution atmosphérique, gaz à effet de serre, la contamination des nappes phréatiques...etc. Cependant, vu leur composition chimique et leur taux élevé de matières organiques une grande partie de ces déchets peut être réutilisée sous différents procédés de traitement comme la méthanisation, le compostage etc.

Par ailleurs, dans la région méditerranéenne, l'industrie oléicole produit de grandes quantités de déchets (grignons et margines) néfastes pour l'environnement. Bien que ces derniers soient très riches en matières organiques, ils sont inexploités et non valorisés dans notre pays. De ce fait leur valorisation est nécessaire.

En outre, l'Algérie se trouve face à un enjeu principal, celui de l'épuisement des ressources énergétiques naturelles (pétrole et le gaz), il est urgent de trouver des solutions pour palier à cela. Et les énergies renouvelables restent la solution.

Ainsi, ce travail s'inscrit dans le chapitre des énergies renouvelables. Notre objectif principal est d'une part la valorisation énergétique des déchets organiques par méthanisation et d'autre part connaître l'effet de l'apport des grignons à la méthanisation des déchets organiques.

Pour ce faire, nous avons fait un montage de 2 biodigesteurs. Un digesteur contenant que des déchets ménagers (DDM) et l'autre bioréacteur est destiné aux déchets ménagers mélangés aux grignons d'olives (DDMG). Au cours de cette expérimentation de méthanisation avec apport de grignons d'olives (DDMG) ou non (DDM), nous avons fait le suivi de :

1. L'évolution du biogaz dans DDM et DDMG pendant 2 périodes (froide et chaude).

## *Introduction*

---

2. De la qualité du digestat issu de DDM et DDMG (pH, %H, %MS, %C, %N,%MO et C/N) et ce substrat a été utilisé comme compost dans la croissance du blé dur (*Triticum turgidum*).
3. De la qualité du lixiviat issu DDM et DDMG (pH, Cems/cm, Nmg/L, Pmg /L) et nous l'avons testé comme amendement liquide pour la croissance du blé dur (*Triticum turgidum*)

Ce travail, s'articule en trois parties :

- La première partie s'intéresse à l'état de l'art concernant les études sur la gestion des déchets ménagers et des grignons d'olives. Ainsi, une attention accrue a été portée à la fiabilité des sources bibliographiques, nous avons priorisé les sources les plus récentes et ceux des organismes gouvernementaux fiables ;
- La deuxième partie, concerne l'expérimentation de méthanisation sur les ordures ménagers et les grignons d'olives : le montage des digesteurs, les techniques et méthodes utilisées pour déterminer le biogaz, le digestat et le lixiviat issus de DDM et DDMG;
- Enfin la troisième partie, porte sur les résultats et discussions du biogaz, du digestat et du lixiviat issus des déchets ménagers (DDM) et déchets ménagers et grignons d'olives (DDMG).

# Chapitre 1

## Bibliographie

### Partie 1 : Problématique des déchets En Algérie

#### 1.1. Définition du concept déchets

Déchets, ce terme tend à désigner tout objet ou substance résultante après l'usage d'un produit, ou encore un produit qui ne présente aucune utilité d'où l'intérêt de l'éliminer. Ainsi, selon (Boulangier, 2011) un déchet (détritus, résidu, ordures,...) est globalement une substance, un composé ou un sous-produit, issu ou non d'un processus de transformation, destinée à l'élimination, après avoir éventuellement subi une altération physique, chimique, biologique. C'est un résidu jugé inutile, dangereux ou encombrant par le système dans lequel il apparaît.

Dans une autre définition, un bon déchet est défini par la fameuse citation : « *Le meilleur déchet est celui que l'on ne produit pas* » Frédéric Duquenoy; ainsi la sensibilisation des citoyens joue un rôle majeur dans la réduction du volume d'ordures ménagères produites et collectées chaque année.

#### 1.2. Types de déchets

Selon leur composition chimique, physique et biologique, degrés de toxicité, méthodes de stockage, lieu de décharge, la possibilité de biodégradation..., les déchets sont subdivisés en plusieurs catégories. Ainsi nous pouvons citer différents types de déchets.

- 1.2.1. **Déchets ultimes** : définis comme tout déchet assimilé ou ménager brut résultant du ramassage parallèle à la collecte séparative, le refus de tri, tout déchet industriel banal produit par les ménages et les déchetteries et les boues de station d'épuration (DDAF, 2004).
- 1.2.2. **Déchets inertes** : ce sont des déchets non biodégradables, bruts et qui n'ont pas été modifiés physiquement, chimiquement ou biologiquement. Ils proviennent principalement des chantiers des bâtiments, des travaux publics ou de l'industrie de fabrication de matériaux de construction telle que le béton la céramique, les tuiles, les déchets de verre, les briques... (DDTM 64-SDREM, 2014).
- 1.2.3. **Déchets ménagers** : qui représente tous sorte d'ordure ménagère (OM) qui provient des ménages et des collectivités locales.
- 1.2.4. **Déchets verts** : ce sont les débris des jardins, déchets végétaux des parcs, (feuilles mortes, branches cassées...).

- 1.2.5. **Déchets organiques** : biodéchets appelé aussi déchets fermentescibles ; ce sont les résidus d'origine végétale ou animale biodégradable par les micro-organismes. Ils incluent : les végétaux, les déchets putrescibles de la cuisine et ceux collectés auprès des cantines et restaurants d'entreprises, les papiers et cartons souillés sous certaines conditions. Ces déchets sont valorisés pour obtenir du compost. (ressource électronique1).
- 1.2.6. **Déchets dangereux** : ce sont des déchets dotés de caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques toxiques et qui imposent des manipulations particulières et des procédés d'élimination de nature à éviter tout risque pour la santé et /ou tout effet nocif sur l'environnement (*Suess et al., 1984*). Ces déchets peuvent être des déchets industriels spéciaux (DIS) contenant de l'arsenic, du plomb, constitués de boues de peintures, d'hydrocarbures provenant de l'industrie pétrolière...etc. et peuvent être aussi des déchets ménagers spéciaux (DMS) tel que les détergents, les aérosols, piles, insecticide, détachants, tube néon, produits de nettoyage etc... (*DDAF, 2004*).

### 1.3. Impact des déchets sur l'environnement.

Depuis toujours, toutes les activités humaines produisent des déchets. Mais de nos jours, leur impact sur l'environnement n'est plus le même ; l'utilisation intensive et abusive des ressources et le rejet des déchets dans l'environnement contribuent à détériorer le milieu. Chaque jour la pollution environnementale augmente, Si l'on pouvait dire que les déchets produits avant la révolution industrielle étaient peu nombreux et pour la plupart biodégradables, ce n'est plus le cas aujourd'hui. Les déchets produits par les familles sont lourds, encombrants, variés et souvent toxiques; leurs quantités sont toujours croissantes.

Actuellement, ce sont les usines d'incinération qui réduisent le volume et le poids des déchets. Les déchets lourds et volumineux sont enterrés quant à eux dans des centres d'enfouissement technique (*C.E.T., dénommés avant décharges*) (*Delbeuck, 2011*).

### 1.4. La gestion des déchets

La gestion des déchets solides urbains obéit à plusieurs principes qui sont retenus dans le cadre de précaution et responsabilité du producteur. Il s'agit en premier lieu de prévenir la production de déchets, de favoriser le réemploi et la réutilisation des objets ou des



substances, de recycler les matières, de valoriser les déchets, et en dernier recours, de les éliminer. Les producteurs des déchets, les opérateurs de la gestion des déchets (collecte et traitement), les acteurs institutionnels sont tous concernés par les principes de la gestion des déchets.

La gestion des déchets s'appuie sur une logistique et des équipements de collecte (porte-à-porte et apport volontaire pour le réemploi ou le traitement), de transport et de traitement (centres de tri, incinération, compostage, ...) (SPI, 2014).

1.4.1. La collecte et le transport des déchets : le traitement des déchets nécessite au préalable une collecte depuis le lieu de production jusqu'au lieu de prise en charge par le service public (Ngnikamet al., 2006). Ainsi, la collecte des déchets est définie par l'évacuation des déchets vers une destination appropriée (décharge, tri, station de transfert...), une bonne collecte se traduit par l'éloignement rapide des déchets des collectivités à fin d'éviter les dangers et les nuisances d'hygiène et de la santé publique (nuisance olfactives, pollution et propagation des mouches et des moustiques...).

1.4.2. Stockage et valorisation des déchets : Une fois collectés, les déchets vont être valorisés en fonction de leur nature et de leurs caractéristiques, ils sont acheminés vers des installations de traitement adaptées à leurs spécificités (recyclage et compostage, incinération stockage réglementaire). Ainsi, la valorisation des déchets englobe l'ensemble des actions par lesquels on transforme un déchet en une nouvelle matière. Cette valorisation est mise en œuvre dans le cadre de différents types d'installations telles que les unités de compostage ou de méthanisation ou encore, les installations d'incinération et de Co-incinération (SPI, 2014).

### **1.5. les déchets ménagers en Algérie**

Les déchets ménagers (Déchets Non Dangereux, DND, anciennement Déchets Ménagers et Assimilés, DMA) (Boulangier, 2014) est défini comme l'ensemble des déchets collectés auprès des collectivités, y compris les déchets "occasionnels" (encombrants, déchets verts et déchets de bricolage), et des déchets industriels banals, ceux produits par les locaux commerciaux, et les diverses activités de service.

Ainsi, la densité de la population est en augmentation continue est rapide parallèlement avec l'amélioration du niveau de vie, ce qui contribue à la production permanente des déchets solides en quantité et en qualité. Les quantités d'ordures ménagères sont exprimées en poids ou en volume produites par habitant et par jour varient naturellement suivant les pays. On exprime alors les quantités produites en « Kg/Habitant/jour ou par an ». Le taux passe de 0,35Kg/hab/jour dans les pays les moins avancés à 1,1 ou 1,2Kg/hab/jour dans les grandes villes des pays industrialisés (*Chenane, 2008*).

Il est clair que la croissance démographique, la forte urbanisation et l'amélioration de niveau de vie engendreront dans le futur des volumes de plus en plus élevés de déchets. Toutefois, en Algérie, la génération des déchets solides urbains connaît une progression significative. Elle est évaluée à environ 8.5 millions de tonnes par an, soit 23 288 tonnes par jour en 2005. Elle varie aussi, d'une ville à l'autre en fonction de plusieurs facteurs, dont le plus essentiel reste la croissance démographique, pour cela en Algérie les villes du littoral algérien présentent les taux de population les plus élevés génèrent des quantités de déchets nettement supérieures à celles des Hauts Plateaux et du Grand Sud (*Djemaci, 2013*).

### **1.6. La gestion des déchets en Algérie**

Selon la réglementation algérienne, ce concept désigne «*Toute opération relative à la collecte, au tri, au transport, au stockage, à la valorisation et à l'élimination des déchets, y compris le contrôle de ces opérations*» (loi 1-19). En plus de ces actions mécaniques, plusieurs démarches ont été mise en œuvre par le programme PROGDEM (Le programme national de gestion intégrée des déchets municipaux), en se basant sur des principes politiques environnementale universels : le principe de précaution, le principe de prévention, le principe de responsabilité élargie des producteurs et le principe du pollueur-payeur ont été adoptés.

En Algérie, il a été constaté que les conditions de ramassage, d'évacuation et d'élimination des déchets municipaux se détériorent de jour en jour. Les moyens humains, matériels et techniques mobilisés pour l'accomplissement de cette mission de service public ne sont plus adaptés. Ainsi, l'évacuation des déchets s'effectue dans des conditions difficiles le plus souvent dans des camions inadaptés laissant échapper en cours de route une bonne partie de leur charge (*Chenane, 2008*).

Cette situation ne semble pas connaître d'amélioration. Elle tend au contraire à s'accroître dans toutes les villes du pays (*Chenane, 2008*). La PROGDEM vise à éradiquer

les pratiques actuelles des décharges sauvages et à organiser la collecte, le transport et l'élimination des déchets dans des conditions garantissant l'innocuité de l'environnement et la préservation de l'hygiène du milieu.

### Partie 2 : L'industrie oléicole en Algérie

L'Algérie est classée dans la cinquième position mondiale après l'Espagne, l'Italie, la Grèce et la Tunisie qui sont par ordre d'importance, les plus gros producteurs de l'huile d'olive (*Bensemmane, 2009*). Elle fait partie des principaux pays méditerranéens dont le climat est des plus propices à la culture de l'olivier. Du coup la production d'énormes quantités de déchets oléicoles (grignons et margines) qui accompagne l'extraction de l'huile d'olive qui est considéré comme un produit important non seulement dans la gastronomie algérienne mais aussi dans les domaines pharmaceutique et parapharmaceutiques.

Ainsi, la production d'olives de table varie entre 8 000 T en 1994/95 et 63 500T en 2002/03, avec une moyenne de 15 400 Tau cours de la période 1993/94 – 1998/99 et une moyenne de 51 600 t au cours de la période 2000/01 – 2003/04. La tendance annuelle est à la hausse puisque l'estimation de la production des dernières campagnes 2005/06 et 2006/07 est d'environ 80 000T. (*ALGÉRIE, 2005*). À la fin des années 2000, l'industrie oléicole algérienne était composée majoritairement d'huileries traditionnelles.

**Tableau 1.1:** L'oléiculture en Algérie (*ALGÉRIE, 2005*).

Installations	Nombre
Huileries traditionnelles	1400
Huileries avec presses ou super-presses	85
Huileries modernes	165
Total huileries	1650

#### 2.1. Les sous-produits de la trituration des olives

Les grignons d'olive et les margines sont les produits issus de l'activité des moulins à huile, les effluents liquides sont appelés margines, la fraction moins pâteuse est appelé grignon d'olive.

### 2.1.1. Les margines

Ce sont le principal rejet liquide de la trituration des olives. Vue leur composition chimique, elles possèdent un pouvoir polluant très élevé. Épanchées sur les sols, les margines dégradent la qualité du milieu (*Ouabou, 2014*).

### 2.1.2. Les grignons d'olive

Représentent la fraction solide résultante de la trituration des olives. Elles sont composées par une fraction riche en lignine provenant des fragments de noyaux, et l'autre partie renfermant principalement des glucides (la cellulose et l'hémicellulose), et le reste est composé de protéines et de l'huile résiduelle qui dépend de la technique d'extraction (*Nefzaoui, 1984*).

Ainsi, selon le procédé d'extraction utilisé on subdivise les grignons en 3 types :

- 1.6.1. Grignon brute : résulte de l'extraction de l'huile d'olive entier caractérisé par une teneur élevée en eau et en huile ce qui lui permet une altération rapide à l'air libre (*Nefzaoui, 1984*).
- 1.6.2. Grignon épuisé : diffèrent essentiellement par une plus faible teneur en huile et une teneur en eau réduite ce sont le résultat de déshuilage des grignons brut par solvant (l'héxane) (*Nefzaoui, 1984*).
- 1.6.3. Grignon partiellement dénoyauté : résulte de la séparation partielle des débris de noyau de la pulpe par tamisage ou ventilation. Il est dit gras si son l'huile n'est pas extraite par un solvant, et épuisé s'il est extraite par un solvant (*Nefzaoui, 1984*).

## 2.2. Composition chimique des grignons d'olives.

La composition chimique de grignons varie en fonction des variétés d'olives triturées (*Nefzaoui, 1984*). Le tableau 1.2 donne une indication sur cette composition.

**Tableau 1.2.** Composition chimique indicative de grignons d'olives (Nefzaoui, 1984).

Matière Sèche (MS)	Matières Minérales (MM)	Matières Azotées Totales (MAT)	Cellulose brute (CB)	Matières Grasses (MG)
75-80%	3-5%	5-10%	35-50%	8-15%

### 2.3. Devenir des déchets oléicoles en Algérie

Les sous-produits issus inévitablement après trituration des olives fait l'objet de débats dans certains pays oléicoles depuis longtemps, plusieurs questions ont été posés non seulement sur leurs conséquences écologiques et environnementales, mais aussi sur leurs recyclage dans l'économie agricole.

Ainsi, pour une production annuelle de 30.000 Tonne d'huile d'olives, il y a rejet obligatoirement dans la nature de 105.000 T d'eau végétale (margines) dont le pouvoir de pollution est 6000 fois, soit une pollution immédiate de 630.000.000 Tonnes d'eau des cours d'eau). Pour la même quantité d'huile, les grignons sont évalués à 60.000 T. Ils sont, stockés à proximité des huileries, ce qui est interdit en premier lieu dans le guide de bonne pratique imposé par les normes de production de qualité (*Moussouni, 2009*).

Malheureusement, en Algérie, ces résidus n'ont pas fait à ce jour l'objet d'aucune attention ni par les pouvoirs publics ni par les opérateurs.

### Partie 3 : Les différents procédés de traitement des déchets solides

La gestion des déchets ultimes, inertes, organiques ou dangereux représentent un challenge important pour une gestion durable de l'environnement. Il est nécessaire de mettre en œuvre les stratégies de gestion les mieux adaptées (*Moetta, 2003*).

#### 3.1. Les décharges et installation de stockage des déchets :

Ainsi, la méthode de gestion des déchets la plus ancienne et la plus courante dans la plupart des pays est celle du stockage dans les décharges, que ça soit dans des carrières, des mines ou des trous d'excavation désaffectés. L'utilisation de ce type d'installation de stockage

minimise les impacts sur l'environnement et constitue une solution saine et moins couteuse (*Boulangier, 2011*).

### **3.2. Compostage :**

L'une des techniques naturelle de traitement biochimique qui contribue au développement durable, et qui consiste à utiliser l'action de divers organismes aérobies (de micro-organismes, d'insectes et de vers de terre) en présence d'oxygène, pour décomposer sous contrôle (aération, température, humidité), et de façon accélérée, les matières putrescibles. Afin d'avoir un amendement organique en état d'équilibre et riche en humus, le matériel obtenu est appelé compost, de couleur brun foncé, le compost mûr a l'apparence et l'odeur d'un terreau (*Duplessis, 2002*).

### **3.3. Méthanisation :**

La dégradation anaérobie est l'une des technologies basée sur la dégradation des déchets organiques sous l'action des micros organismes (méthanogènes) et en absence d'oxygène. Cette dégradation se traduit par la production d'un produit humide riche en matière organique appelé digestat (*Boulangier, 2011*) et d'un biogaz composé principalement du méthane (mélange de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub>) (*Vanai, 1995*). Cette transformation naturelle est conduite dans des enceintes confinées appelées 'digesteurs', à l'intérieur desquelles les réactions de fermentation sont optimisées et contrôlées (*Kalloum et al., 2007*).

### **3.4. Incinération :**

Le traitement thermique des déchets, des boues d'épuration, des eaux usées et des eaux usées concentrées est une méthode connue, particulièrement adaptée à l'élimination sûre et respectueuse de l'environnement de déchets spéciaux contaminés par des produits chimiques. Par « incinération », on entend ici l'oxydation, c'est-à-dire la transformation de déchets organiques en dioxyde de carbone, en eau et en résidus minéraux partiellement valorisables et éliminables de façon sûre (*Currenta et al, 2010*).

### **3.5. Avantages et inconvénient des procédés de traitement des déchets**

Les anciennes carrières ou celles mal gérées peuvent avoir de forts impacts sur l'environnement, comme l'éparpillement des déchets par le vent, l'attraction des vermines et les polluants comme les lixivats qui peuvent s'infiltrer et polluer les nappes phréatiques et les rivières. Le biogaz, la plupart du temps composé de méthane et de dioxyde de carbone, est

produit lors de la fermentation des déchets et participe à l'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (*Boulangier, 2011*).

### **Partie 4: La Biodégradation anaérobie ou Méthanisation**

#### **4.1. Principe de méthanisation.**

La biométhanisation repose sur le principe de la biodégradation des déchets organiques sous l'action des microorganismes anaérobies pour générer un biogaz combustible offrant de multiples possibilités de valorisation énergétique (production de chaleur, d'électricité...) et un produit humide appelé le digestat amélioré pour obtenir un compost (Fig.1.1) (*SPI, 2014*).

La transformation des substrats en digestat et biogaz, sans perte de matière se fait dans une enceinte fermée hermétiquement appelé digesteur, et à température constante.

Ainsi, ce processus métabolique est l'un des plus anciens à être développé par les organismes. Ce phénomène est d'origine naturelle, on peut l'observer dans la nature dès qu'il y'a une insuffisance d'oxygène et en présence de matière organique comme dans les marais, les rizières et même dans le système digestif des mammifères et des insectes (*Amarant, 2010*).

Ainsi, La méthanisation permet d'assurer une forte élimination des polluants organiques et des germes pathogènes. Toutefois, Les micropolluants métalliques ne sont pas éliminés mais fixés dans la fraction solide sous une forme non biodisponible (*Doublet, 2004*).

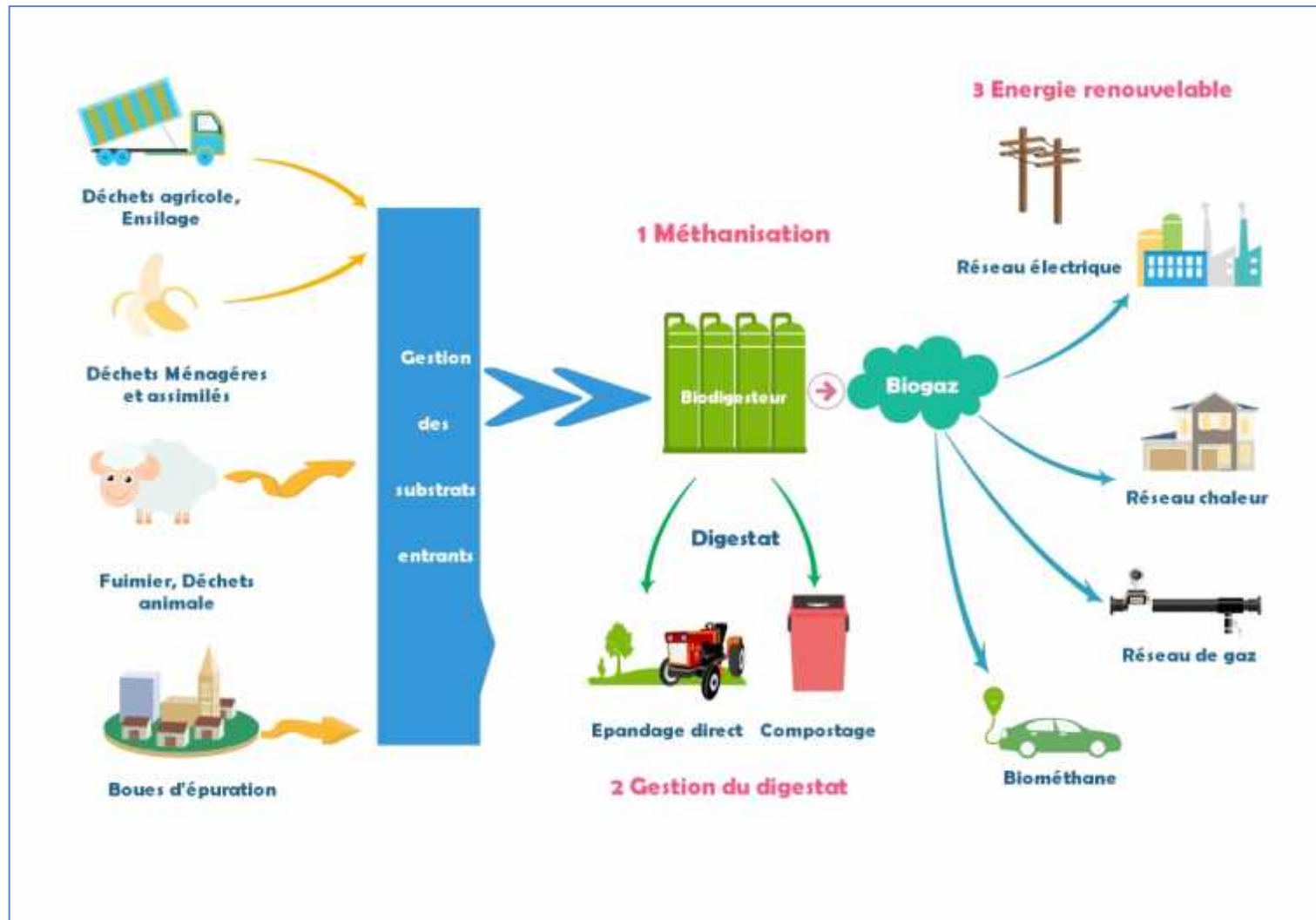


Figure 1.1 : Principe de la biométhanisation (source auteur)



La figure 1.1 montre le principe et les différentes étapes de la biométhanisation des matières organiques, Ainsi, il existe deux types de déchets que l'on peut méthaniser, les effluents liquides (Boues d'épuration, les effluents d'élevage...) et les déchets solides organiques (les déchets industriels et agricoles, les déchets ménagers et assimilés...). Une fois collectés, ces déchets sont stockés dans une cuve cylindrique et hermétique que l'on appelle « digesteur » ou « méthaniseur » dans laquelle ils sont soumis à l'action de micro-organismes (bactéries) en l'absence d'oxygène. Ce procédé permet une double valorisation en un digestat qui sera utilisé par la suite comme un fertilisant (compost) et un biogaz transformé en chaleur, en électricité et en carburant pour véhicules.

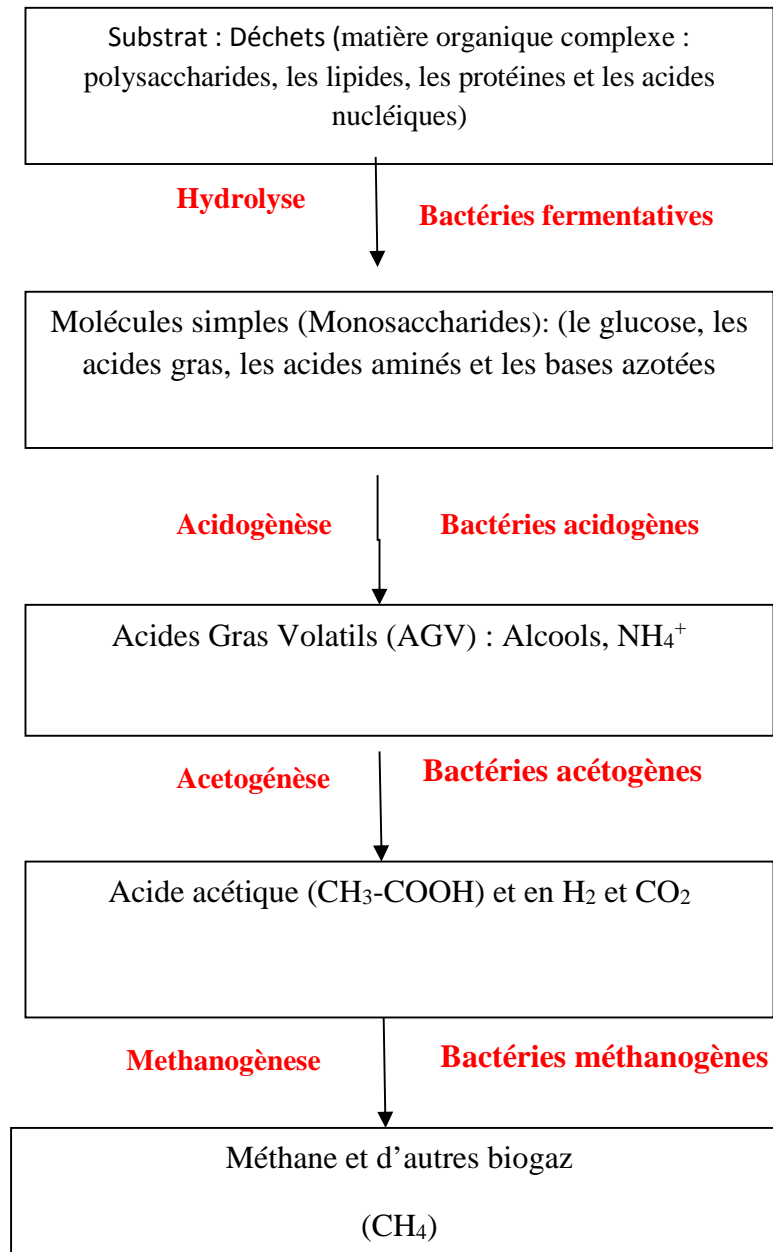
### 4.2. Types de déchets utilisés dans la méthanisation

Tous les produits biodégradables sont utilisés dans la méthanisation tel que :

- les ordures ménagères, les restes alimentaires des ménages et des restaurants, les résidus agricoles et les déchets verts (branches cassés, feuilles mortes...)
- Les déjections animales des élevages (lisiers, fientes, fumiers...) sont aussi utilisés, ainsi que, les déchets d'abattoirs et de nettoyage des poissons...
- Les boues des stations d'épuration peuvent être introduites également dans la biodégradation anaérobie.

### 4.3. Les phases anaérobies de dégradation

La fermentation anaérobie est possible de 10°C à environ 70°C (ADABIO, 2013). Ainsi, la dégradation anaérobie des déchets (matière organique complexe) passe par une hydrolyse sous l'action des bactéries spéciales fermentatives qui la transforme en une matière organique solubilisée (sucres simples, acides gras,  $\text{NH}_4$ ). Cette dernière est mise sous l'action des bactéries acidogènes (phase acidogène) qui la transforme en acides gras volatils, Alcools,  $\text{NH}_4^+$ . Puis des bactéries acétogènes assurent la méthanogène on donnant le méthane et d'autres biogaz (Fig.1.2).



**Figure 1.2 :** Les phases anaérobies de dégradation (*source auteur*).

### 4.3.1. L'hydrolyse

Dans cette phase (Fig. 1.2) les macromolécules organiques sont dégradés en molécules plus simples ; autrement dit, les composés complexes, comme les polysaccharides, les lipides, les protéines et les acides nucléiques, sont convertis en produits d'un poids moléculaire plus petit, ce qui donne origine aux monosaccharides, comme le glucose, les acides gras, les acides aminés et les bases azotées (*Godon, 2008; Rapport et al.*).

### 4.3.2. L'acidogènes

Les molécules simples (monomères) issus de l'hydrolyse (Fig.1.2) sont ensuite synthétisées sous l'action des bactéries acidogènes en acides et en alcools. ces Acides Gras Volatils (AGV) sont des acides avec une chaîne carbonée plus ou moins longue (de 2 à 10 atomes de carbone en général) (Delfosse, 2010).

### 4.3.3. L'Acétogènèse

Les acides gras volatiles libérés l'or de l'acidogène (Fig.1.2) seront transformés sous l'action des bactéries acétogènes en acide acétique ( $\text{CH}_3\text{-COOH}$ ) et en  $\text{H}_2$  et  $\text{CO}_2$ . Dans le cas d'un excès de  $\text{H}_2$  dans le milieu l'activité des bactéries acétogènes est inhibée pour cela la symbiose de ces bactéries avec les bactéries consommatrices d' $\text{H}_2$  (méthanogènes) est nécessaire pour maintenir une bonne activité bactérienne dans le digesteur (Delfosse, 2010).

### 4.3.4. La méthanogénèse

Les molécules issues de la phase acétogènèse (Fig.1.2) vont ensuite servir de substrat aux bactéries méthanogènes. Ainsi, cette étape est la dernière étape de la minéralisation des substances organiques. La production du méthane est assuré par la transformation des acétates, des formates, de l' $\text{H}_2$  et de l' $\text{CO}_2$  en méthane (Amarante, 2010).

En raison de leur sensibilité aux variations de pH et leurs taux de croissance plus lent, les organismes méthanogènes rendent cette phase (méthanogénèse) la plus délicate dans la digestion anaérobie (Ostrem, 2004).

## 4.4. Le biodigesteur (bioréacteur).

Un biodigesteur est une enceinte fermé hermétiquement dans laquelle se passent des réactions chimiques et biochimiques assurant la production d'un biogaz tous cela en absence d'oxygène et d'autres conditions contrôlées (température humidité pH).

Ainsi, il existe plusieurs types d'installation des réacteurs parmi lesquelles on trouve :

### 4.4.1. Les installations en continues

L'alimentation et la vidange du digesteur se font en permanence avec une quantité entrante équivalente à celle sortante (Boulanger, 2011). Ils sont bien adaptés au traitement des déchets liquides. Ce sont des installations utilisé généralement dans le cas d'une présence quasi journalière des déchets à fermenté (ADABIO, 2013).

### 4.4.2. Les installations en discontinues

Dits « batch » : les digesteurs sont remplis puis vidés séquentiellement lorsqu'elles arrivent en fin de production de biogaz (Boulangier, 2011).

### 4.4.3. Les installations semi-continues

Le digesteur est progressivement rempli par des charges successives convenablement réparties dans le temps. La vidange est réalisée lorsque le volume utile du digesteur est atteint et que la production de biogaz n'est plus suffisante (Boulangier, 2011).

### 4.4.4. Principe de fonctionnement d'un biodigesteur

Le principe de fonctionnement des bioréacteurs est basé sur le maintien de plusieurs conditions à fin d'assurer une bonne activité biologique des microorganismes et que ce processus soit optimal.

-L'anaérobiose est la principale condition, l'absence d'oxygène est impérative.

-La température doit être comprise entre 15 à 35°C (optimale). Lorsque la température est adéquate, l'activité microbienne est plus grande, ce qui permet la production d'une quantité de biogaz plus grande.

-L'humidité est l'une des conditions importantes, ainsi, la teneur en eau dans le biodigesteur conditionne le taux de production de biogaz. S'il n'y a pas assez d'eau, des acides acétiques vont s'accumuler et inhiber la fermentation et la production de biogaz (Doerr et al., 2001).

-Acidité, ainsi l'activité biologique est optimale pour un milieu neutre ou légèrement alcalin avec un pH optimal de 7,0 à 8,5.

## Partie 5: Les produits de la dégradation anaérobie (méthanisation)

### 5.1. Le digestat

La transformation de la matière organique par la biométhanisation produit de l'énergie (biogaz, électricité, chaleur, voire biocarburant) mais aussi une fraction restante de la digestion anaérobie des matières organiques introduites dans le digesteur, cette fraction est appelé digestat. Toutefois, les éléments nutritifs fertilisants (N, P, K) sont complètement conservés dans le procédé (ASS, 2013), de plus ils passent d'avantage d'une forme organique à une forme minérale préférée par les plantes. La qualité et la quantité des digestats issus de la biodégradation anaérobie, dépendent principalement de la nature et la quantité des intrants

(substrat), ainsi, la masse des nutriments introduit dans le processus reste la même après dégradation, par contre la formes de ses nutriments peut changer (de forme organique en minérale ; l'azote qui passe pour 55 à 80 % d'une forme organique à la forme ammonium, (*Spezzani, 2015*).

### **5.1. 1. L'influence de la digestion anaérobie sur la teneur des digestats en azote et en phosphore**

La digestion anaérobie de la matière organique entraine la minéralisation de l'azote, une part non négligeable de l'azote organique (trouvé principalement dans les protéines et dans l'urée) se retrouve sous forme d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Cette forme transitoire incontournable dans le cycle de l'azote, va par la suite évoluer vers des molécules très variées selon les conditions de stockage ou de traitement des digestats. Toutefois, nous noteront la formation de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) en conditions aérobies avec des formes intermédiaires plus ou moins stables comme les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) ou le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$  – molécule à haut pouvoir d'effet de serre), ainsi que la formation d'ammoniac ( $\text{NH}_3^+$ ) (*Doublet, 2004*). Plus la digestion est bonne (prétraitements, durée, température), plus le taux de minéralisation de l'azote organique sera important.

Idem pour le phosphore organique, sa minéralisation se fait lors de la digestion de la matière organique fermentescible. À l'encontre de l'azote qui passe en grande partie en forme soluble, le phosphore minéral se trouve en majorité lié aux particules de la fraction solide. De plus, le phosphore peut prendre des formes chimiques minérales très variées (*Doublet, 2004*).

### **5.1.2. L'influence de la digestion anaérobie sur la qualité des digestats**

La biométhanisation produit le digestat qui est un amendement agricole reconnu. Entre autres, les macronutriments tels que N, P et K sont pleinement conservés dans le procédé.

Le digestat présente plusieurs avantages contrairement aux effluents bruts. Ainsi, les acides gras volatiles sont dégradés au cours de la digestion anaérobie, Par conséquent, le digestat est dépourvue d'odeur désagréable et ne causera pas de pollution olfactive (*Spezzani, 2015*).

Lors de l'épandage d'effluents bruts l'émission du méthane ( $\text{CH}_4$ ) et du protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ), des gaz à effet de serre respectivement de 21 et 310 fois plus impactant que le

CO<sub>2</sub> (AILE, 2007). Avec la biométhanisation, l'émission de méthane par épandage du digestat est strictement limitée.

Ainsi, la qualité de digestat résultant de la dégradation anaérobie des déchets ménagers dépend de deux facteurs essentiels. Premièrement, la nature des déchets traités et deuxièmement, l'efficacité des collectes sélectives (tri des déchets et sélection des déchets fermentescibles, élimination des indésirables pour la méthanisation : emballages à destiner au recyclage, et déchets spéciaux à un traitement dédié (Bastide, 2014).

### 5.1.3. Différence entre digestat et compost

Pour une meilleure qualité du digestat une éventuelle phase de maturation par compostage est nécessaire à fin d'obtenir des caractéristiques agronomiques généralement proches de celles d'un compost (ayant suivi uniquement un compostage aérobie) (Bastide, 2014).

Toutefois, les effets des composts aérobies et digestats maturés sur les sols sont à priori similaires (Doublet, 2004).

Généralement, la maturation de produit obtenu après la phase thermophile du compostage est facilité par la perméabilité à l'air qu'il présente, contrairement au digestat frais qui présente un taux élevé en eau d'où la nécessité de le déshydrater et de l'aérer, si l'on souhaite obtenir un produit a priori équivalent à un compost mûr. Cette maturation nécessite des conditions aérobies comme pour le compostage et des températures inférieure à 40°C, ainsi, que la présence de molécule de lignine et /ou de cellulose (dégradées ou non). Des digestats pâteux et pauvres en lignine (digestats de lisier et de boue de STEP) nécessiteront donc théoriquement pour leur maturation l'ajout de matière organique végétale structurante et riche en lignine (Doublet, 2004).

Le compostage des digestats obtenus de la biométhanisation permet l'augmentation de degrés de leur maturité ce qui entraîne une diminution de la salinité et du pH et permet d'amélioré la compatibilité avec les plantes (Fuchs, 2011).

### 5.1.4. Devenir et valorisation des digestats

Le digestat est constitué de matières non dégradables mais aussi à forte valeur agronomique (Jaffré, 2016). Il est généralement envisagé à un retour au sol soit par épandage direct ou par compostage (phase de maturation).

### a) *Epandage direct* :

La valorisation du digestat par épandage est le choix le plus couramment utilisé. Il est préférablement de l'épandre avec la façon la plus conservatrice de l'azote contenu dans le digestat pour qu'il ne se volatilise pas (par pendillard ou injection). Un plan d'épandage doit être mis en place pour déterminer les zones, la quantité et les périodes à laquelle le digestat pourra être épandu (*Jaffré, 2016*).

Avec l'épandage de digestat (ou d'engrais chimiques), l'azote apporté au sol est davantage sous forme d'ammonium que de nitrate. Il devrait donc y avoir moins de risques d'émission de N<sub>2</sub>O (*Spezzani, 2015*). Toutefois, une abondance d'ammonium engendre un surplus de nitrates car ce dernier est moins absorbé par les plantes en présence d'ammonium (*Chantigny, 2002*). L'épandage de digestat peut être direct ou être séparé en deux phases ;

Une phase solide riche en phosphate et s'apparente à un amendement organique, et une autre liquide riche en azote ammoniacal, nécessite de couvrir les espaces de stockage, car ce composé est volatil, cette phase s'apparente à un engrais azoté (*Jaffré, 2016*).

### b) *Compostage* :

Le compostage est un mode de traitement de la phase solide du digestat durant lequel la matière organique est digérée par des microorganismes (processus aérobie (retournement régulier du tas) qui le transforment en matières humiques très bénéfiques pour la fertilité du produit final, le compost. Ce mode de traitement n'est possible que sur les digestats solides (*Jaffré, 2016*).

Ainsi, au cours de ce processus La température s'élève, ce qui mène à hygiéniser le digestat (détruire les éléments pathogènes) d'une part et de diminuer l'humidité par l'évaporation d'une partie de l'eau ce qui augmente le taux de la matière sèche du compost et réduit son volume (*Spezzani, 2015*).

Toutefois, le digestat, même après pressage, reste très humide et son stockage est délicat, car il peut induire des dégagements gazeux malodorants. Un compostage pallie ces difficultés car il assèche le produit et lui donne une structure aérée. De plus, si la norme NF U 44-051 est respectée, elle garantit une qualité plus élevée du compost et permet un épandage sans les contraintes administratives d'un plan d'épandage (*Bastide, 2014*).

### 5.1.5. Utilisation de digestat comme fertilisant en agriculture

La composition du digestat dépend évidemment de la matière première utilisée et de la gestion du processus de biométhanisation. Toutefois, l'azote, l'azote de la matière organique se trouve lié aux protéines, c'est pourquoi il n'est pas directement assimilable par les plantes. Pendant le processus de biométhanisation, une partie de cet azote organique lié est réduit par désamination en ammonium dissout. Par conséquent, la teneur en azote total est renforcée de 0.2 à 27% dans le digestat par rapport aux effluents bruts. Par conséquent l'azote est mieux absorbé (et plus rapidement) par les plantes (*Mignon, 2009.*).

Lorsque le digestat est épandu sur les plantes en croissance, il s'écoule plus vite et s'infiltre plus rapidement dans le sol que les effluents bruts. Cela signifie pour l'agriculteur que les risques de pertes d'ammoniac après application sur une terre arable sont moins importants et donc les nuisances olfactives aussi (*Mignon, 2009.*).

De plus, du point de vue économique l'utilisation du digestat comme fertilisant dans l'agriculture permet de réduire l'application des engrais et par conséquent, une économie financière est réalisée. De point de vue écologique, l'utilisation du digestat permet aussi la diminution de gaz à effet de serre.

## 5.2. Le biogaz

### 5.2.1. La collection du biogaz

Chaque biodigesteur à méthane a un collecteur de gaz qui permet de capturer et de stocker le biogaz produit tout en fournissant la pression requise pour l'acheminer jusqu'à un poêle.

Les collecteurs peuvent être faits de divers matériaux comme une grande chambre à air, un baril flottant, une vessie spéciale, des feuilles de plastique tubulaire, etc. (*Doerr et al., 2001.*).

La grande chambre à air dotée d'une valve à air et d'une tige de valve amovible est un des collecteurs de biogaz les plus simples. On peut la brancher à la sortie de gaz du biodigesteur à l'aide de sa valve à air. La chambre à air fonctionne bien pour stocker le biogaz et le pressuriser afin de l'acheminer vers le poêle. On peut augmenter la capacité de stockage du système en rattachant plusieurs chambres à air au biodigesteur (*Doerr et al., 2001.*).



### 5.2.2. Composition de biogaz

En plus du digestat, la biométhanisation produit un biogaz combustible issu de la dégradation anaérobie de la matière organique. Ce biogaz est une véritable énergie renouvelable et qui peut être valorisé sous différentes formes ; chaleur, électricité, biocarburant...etc.

Ainsi, la composition de ce biogaz est en fonction de la matière fermentescible utilisée comme substrat dans la dégradation anaérobie. Généralement le biogaz est composé de 50 à 80% de méthane, et d'autre gaz  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , le  $\text{NH}_3$  (Tab. 1.3) en faible concentration (*Ostrem, 2004*).

**Tableau 1.3** : la composition moyenne du biogaz (%) (*Truong, 2004*).

Gaz	$\text{CH}_4$	$\text{CO}_2$	$\text{H}_2\text{S}$	$\text{NH}_3$	$\text{H}_2\text{O}$
Concentration	55-80	20-45	0-1,5	0-0,5	Saturé

### 5.2.3. Devenir et valorisation du biogaz

Produit par la décomposition anaérobie biologique des déchets organiques, il peut être détruit en torchère ou valorisé en produisant principalement de l'électricité, ainsi que de la chaleur parfois. En France, la loi a encouragé dès la fin des années 80 (circulaire de mars 1987) les décharges contrôlées à récupérer le méthane ou au moins à le brûler. Cette récupération est devenue obligatoire en 1997 (*Boulangier, 2011*).

Ainsi, cette énergie renouvelable est valorisée de plusieurs façons :

- *Production de chaleur*
- *Production d'électricité*
- *Production combinée d'électricité et de chaleur, ou cogénération* : c'est le mode de valorisation le plus courant.
- *Carburant véhicule* : Cette valorisation s'est principalement développée en Suède et en Suisse.
- *Injection du biogaz épuré dans le réseau de gaz naturel* : c'est le mode de valorisation le plus performant (*Bastide, 2014*).

### 5.3. Le lixiviat

Les lixiviats sont des effluents liquides qui proviennent de la percolation, à travers le massif, de l'eau météorique et de l'eau contenue dans les déchets. Ils s'écoulent du haut du compost vers le bas, entraînant les éléments dans une suspension. La quantité de lixiviat dépend de la dimension de la pile en compostage, et des intrants (*Vallini et al. 1993, cité par Sall, 2014*).

Ils sont chargés en matières en suspension et composants solubles issus des déchets et en sous-produits de la dégradation des déchets (*Renou et al., 2008a*).

Dans ce travail, le lixiviat est le jus généré pendant la biodégradation anaérobie des déchets, c'est la fraction liquide issue de la séparation de digestat (en phase solide et l'autre liquide). Cette phase (lixiviat) est riche en éléments dissous résultants de la minéralisation de la matière organique pendant le processus de la digestion.

#### 5.3.1. Composition et phytotoxicité des lixiviats

La composition des lixiviats dépend de plusieurs facteurs, des types de traitement et de gestion (composte, méthanisation, stockage...), l'âge de la décharge, la nature et la composition des déchets. Pour cela, proposer composition type de lixiviat issus de traitement de déchets ménagers semble illusoire (*INERIS, 2004*).

Toutefois, la composition des lixiviats issus de la biométhanisation, varie en fonction de la nature des déchets et les concentrations des éléments chimiques. Ainsi, que les conditions physicochimiques du milieu et les phases de dégradation des déchets ; à titre d'exemple la concentration du fer est supérieur pendant la phase d'acidogènèse.

Pendant la méthanisation l'analyse du lixiviat renseigne sur l'état de dégradation des déchets. En effet, le pH et la concentration en AGV (acides gras volatiles) en particulier sont d'excellents indicateurs. Ainsi, un pH inférieur ou supérieur à 7 permet de différencier la phase d'acidogènes et de méthanogènèse, tandis qu'une augmentation de la concentration en AGV (et en particulier en acétate) va indiquer la phase acétogènes et sa diminution le début de la phase de méthanogènèse acétoclaste. (*Boulangier, 2011*).

Tandis que, la variation de la composition des lixiviats d'un site à l'autre est très remarquable, cela est dû à plusieurs paramètres (nature et âge de déchets, climat, mode de traitement de déchets...).

Généralement, les lixiviats issus des déchets non dangereux contiennent plusieurs éléments polluants classés en quatre groupe :

1. Les matières organiques dissoutes (DCO, COT, CH<sub>4</sub>, acides gras volatils (AGV)...) )
2. Les macro-composants inorganiques (Ca, Mg, Na, K, NH<sub>4</sub>Fe, Mn, Cl, SO)
3. Les éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn)
4. Composés organiques xénobiotiques (pesticides) (*Christensen et al., 2001*).

### **5.3.2. Possibilité d'utilisation des lixiviats comme fertilisant en agriculture (Valeur fertilisante):**

Dans la littérature, certains travaux qualifient le lixiviat en général comme toxique, en revanche d'autre indiquent qu'il est un produit liquide naturel, sain, très riche en nutriments et un excellent fertilisant pour les plantes (*Sall, 2014*).

Par ailleurs, *Beauchamp, 2014*, a démontré dans son étude que le lixiviat, indique une richesse en potassium, ammonium, phosphate. Pour cela, il est nécessaire d'évaluer la valeur fertilisant de ce produit (*Beauchamp, 2014*). Ainsi que (*Partl, 2007* cité par *amarante, 2010*) qui a qualifié le digestat et l'éluât issus du système de méthanisation comme fertilisants liquide utilisable directement dans l'agriculture.

De plus, le lixiviat issu de la biométhanisation est généralement destiné à une recirculation dans le massif de déchets (substrat), cela permet de maintenir un taux d'humidité favorable à la dégradation accélérée des déchets (*Ikos, 2007*). Toutefois, les caractéristiques physico chimiques du lixiviat semblent également influencer les performances de la digestion anaérobie et peut également amélioré la production de méthane (*Degueurce, 2016*).

### **5.3.3. Devenir des Lixiviat**

La directive européenne 99/31/CE du 26 avril 1999 et l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 définissent le terme de lixiviat comme : "tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenue dans celle-ci".

Le lixiviat issu de biométhanisation ne peut être rejeté dans le milieu naturel sans subir différents traitements *in-situ* ou en station d'épuration urbaine afin de minimiser la concentration des polluants aux valeurs seuils imposées par la réglementation. Ainsi, il est récupéré pour une recirculation dans le massif de déchet, pour maintenir un taux d'humidité suffisant à la fermentation du massif de déchet (*Boulangier, 2011*).

### **Partie 6: Les facteurs influençant la dégradation anaérobie (méthanisation)**

Plusieurs facteurs interagissent entre eux et influencent la vitesse et l'efficacité de la digestion anaérobie ainsi, que la qualité et la quantité de ses produits (digestat, biogaz, lixiviat). Les principaux sont le pH, la température, degré d'humidité, rapport C/N, Nature de substrat...etc.

#### **6.1. Le pH :**

Est un des paramètres les plus influençant pour la méthanisation, le contrôle de sa variation s'avère important pour le bon fonctionnement des bioréacteurs. Ainsi, un pH stable indique un système en équilibre. En revanche ses fluctuations plus précisément ses diminutions, indiquent des problèmes, cela est expliqué par la sensibilité accrue des bactéries méthanogènes aux variations du pH (*Amarante, 2010*).

Ainsi, les valeurs optimales pour le bon déroulement de la méthanogénèse sont comprises entre 6 et 8 unités de pH (*Ehrig 1983*). Ces valeurs ont été affinées entre 6,8 et 7,4 par les travaux de *Barlaz et al. (1990)*. Toutefois, au dessus de 6 unités de pH l'activité des bactéries méthanogènes est fortement inhibée. Selon *Ostrem, 2004*, La chute du pH en dessous de 5,0 est mortelle pour ces organismes et même des valeurs proches de 6,0 causent souvent un arrêt du procédé.

#### **6.2. La température :**

Comme pour les autres processus biochimiques, l'élévation de la température engendre une augmentation de l'efficacité de la méthanisation (*Amarante, 2010*). La vie microbienne est capable de se développer sur une très large gamme de températures, en particulier les archées que l'on trouve dans les milieux les plus extrêmes. La croissance des méthanogènes est toutefois jugée optimale pour une température supérieure à 30°C (*Boulangier, 2011*). Le maintien de la température dans cette plage est essentiel pour l'efficacité du processus (*Ostrem, 2004*).

#### **6.3. Le degré d'humidité :**

L'humidité a une grande influence sur l'action des bactéries, principalement dans le cas où ces valeurs sont basses. Des études montrent que des taux d'humidité supérieurs à 60 % augmentent la production de gaz, qui atteint un maximum environnant 80 %, au-delà de cette concentration, la production se stabilise (*Amarante, 2010*).

Dans la littérature, on trouve également qu'une humidité supérieure à 60% en masse de déchets secs serait essentielle à la dégradation des déchets, quelle que soit la phase de dégradation), tandis qu'une teneur inférieure à 30% ne permettrait pas aux déchets de se dégrader (*Boulangier, 2011*).

### **6.4. Rapport C/N :**

Comme pour la digestion aérobie, la proportion entre le carbone et l'azote présents dans la matière organique est importante pour le bon fonctionnement des réacteurs. *Ostrem (2004)* indique que la proportion idéale se situe entre 20 et 30, 25 étant le ratio idéal. Une augmentation de l'apport en azote peut mener à une production accrue d'ammoniac, ce qui peut nuire aux microorganismes et inhiber la méthanisation (*Rapport et al., 2008*).

### **Partie 7 : L'avenir du biogaz en Algérie.**

Le biogaz est une énergie renouvelable encore méconnue en Algérie pourtant sa production, son exploitation et sa valorisation sont largement entreprises dans plusieurs pays à travers le monde (*Igoud, 2002*).

Selon *Planetoscope (2012)*, (une plateforme virtuelle qui calcule des statistiques mondiales relatives aux usages des énergies renouvelables partout dans le monde), la production mondiale de biogaz est en nette croissance de 7,6% par an. Elle prévoit également une continuité de progression de 50,5 à 130,3GWh en 2025.

Par ailleurs, en Algérie la production du biogaz remonte à l'ère coloniale. En effet, les colons industriels ont utilisé le biogaz issu de la fermentation des déchets de bovins qui a été produit dans les années 50 par l'Institut National Agronomique (INA) pour faire fonctionner leurs véhicules agricoles (*Benamirouche, 2015*).

### **7.1. Risques sanitaire de biogaz**

Le gaz naturel et le biogaz présentent les mêmes caractéristiques, ce dernier est d'avantage renouvelable et issu d'une biomasse aussi renouvelable (déchets organiques). Contrairement au gaz naturel d'origine fossile et dont les quantités sont limitées (*ressource électronique 3*).

En effet, le biogaz issu de la méthanisation en biodigester de différents types de déchets non dangereux : déchets ménagers, déchets agricoles (effluents d'élevage et déchets végétaux), déchets de la restauration collective, déchets organiques fermentescibles de

l'industrie agroalimentaire, ne présentent aucun risque sanitaire notamment pour la santé public, En revanche, ce risque est encore non défini pour le biogaz issu de boues des stations d'épuration et des déchets industriels (*Benamirouche, 2015* ).

### **7.2. Intérêt économiques de biogaz**

Le biogaz ne représente pas uniquement une source d'énergie renouvelable et inépuisable, il contribue largement aussi au développement économique et socio-économique du pays.

Ainsi, la mise en place d'un système de production du biogaz (biodigesteur) permet la création d'emploi pour la société ce qui contribue à diminuer le taux de chômage dans le pays. Il constitue également une solution pertinente et économique face à l'augmentation du volume des déchets rejetés par la population (*Benamirouche, 2015*).

De plus Le biogaz est convertible en toutes formes d'énergie exploitables (chaleur, électricité, et carburant), il peut être utilisé à l'état brut, sans être préalablement épuré. C'est à partir de cela que sur le plan financier surtout, le biogaz devient avantageux et compétitif par rapport au reste des énergies (*Igoud, 2002*).

# Chapitre 2

## Matériels et Méthodes

La gestion des déchets ménagers est l'une des problématiques environnementales majeures et d'actualité. Ainsi dans la région méditerranéenne, l'industrie oléicole produit principalement l'huile d'olive et donc de grandes quantités de déchets (grignons, margines) néfastes pour l'environnement. Bien que leur composition chimique soit très riche en matière organiques, ces déchets sont inexploités et non valorisés en Algérie. De ce fait, leur valorisation est nécessaire.

Ainsi, notre étude a pour but de valoriser des déchets ménagers et des déchets oléicoles (grignon d'olive) par biodégradation anaérobie ou méthanisation (Cf.Chap.I) Nous nous intéressons d'une part au biogaz et d'autre part à l'étude des propriétés physico-chimiques et biologiques des digestats résultants et aussi aux lixiviats produits à la fin de l'expérimentation.

### **2.1. Expérimentation :**

#### **2.1.1. Plan d'expérience :**

Pour ce faire ; nous avons monté 2 biodigesteurs identiques de type discontinu (Fig. 2.1) et dans les mêmes conditions du milieu sauf que la nature des déchets introduits dans les digesteurs est différente :

- A. Digesteur Déchet Ménager= DDM composé de déchets ménagers
- B. Digesteur Déchet Ménager et Grignon d'Olive= DDMG est un mélange de déchets ménagers et de grignons d'olive.

#### **2.1.2. Dispositif de l'expérimentation :**

##### **A. Montage des digesteurs DDM et DDMG**

Dans cette expérimentation nous avons utilisé :

- 2 fûts de 30 litres chacun qui constitue le digesteur DDM et DDMG (Fig.2.1).
- Le couvercle de DDM et DDMG est renforcé et entouré d'une couche de silicone formant un joint qui assure l'étanchéité (Fig.2.1).
- Pour canaliser les biogaz produits (biométhane), des tuyauteries multicouches sont branchés dans les couvercles de DDM et DDMG.
- Par ailleurs, ces tuyaux sont munis de 2 vannes :



- 1) L'une commande la sortie du biogaz vers une chambre à air constituant le réservoir du biogaz récupéré (Fig. 2.1);
- 2) L'autre est connectée au manomètre à eau (Fig.2.1).

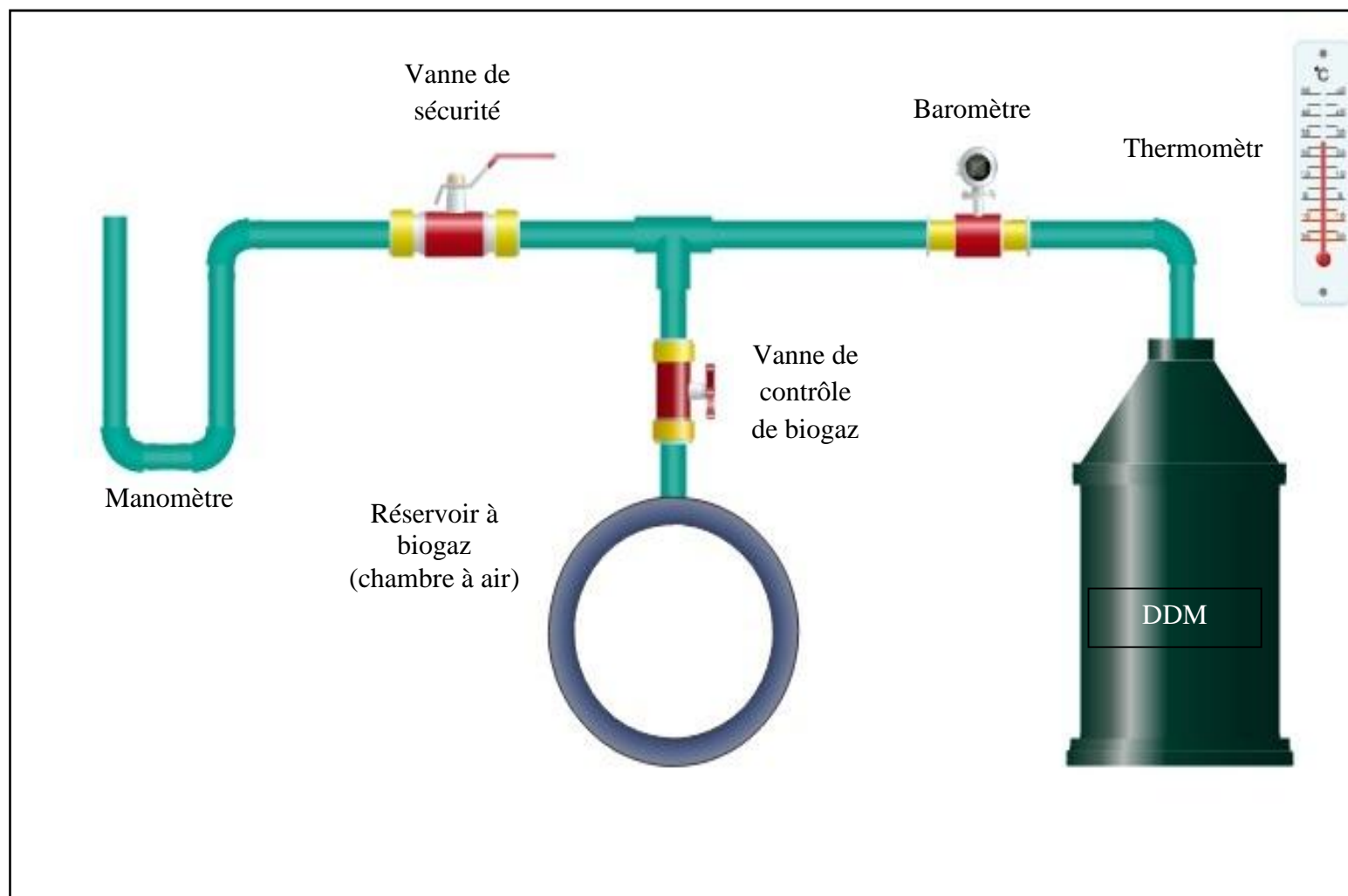
Ainsi, une grande chambre à air dotée d'une valve à air et d'une tige de valve amovible branchée à la sortie de gaz du biodigesteur à l'aide de sa valve à air. La chambre à air fonctionne bien pour stocker le biogaz produit.

### **B. Mise en marche de DDM et DDMG**

- Les déchets utilisés sont introduits dans les digesteurs DDM et DDMG.
- $\frac{3}{4}$  du volume du digesteur est rempli d'eau (le  $\frac{1}{4}$  reste vide à fin de diminuer le risque d'explosion du digesteur) ;
- DDM et DDMG fortement fermés à l'aide de silicone à fin d'assurer l'étanchéité ;
- Une fois que la fermentation anaérobie des déchets a lieu ; le biogaz est récupéré dans une chambre à air (Fig.2.1) qui constitue le réservoir à gaz.

Les systèmes sont menus d'un :

- a) Baromètre au niveau de la chambre à air pour contrôler la pression dans cette dernière et éviter son explosion. de plus le baromètre permet d'identifier la stabilisation de la pression dans le réservoir à gaz.
- b) Thermomètre au niveau des digesteurs pour déterminer la variation de la température au cours de la biodégradation.
- c) Manomètre : Un tube en U est à moitié rempli d'eau son extrémité est raccordée à la vanne de sécurité en mode ouvert à fin de prévenir une surcharge du gaz dans le système (l'eau coule de l'autre extrémité en cas de surcharge).



**Figure 2.1:** Schéma du montage des digesteurs DDM et DDMG étudié.

### 2.1.3. Composition des déchets organiques

Pour DDM nous avons utilisé des déchets ménagers algériens standards constitués de pelures de fruits, marc de café, reste des repas, papiers cuisine, sachets de thé, yaourt et débris de jardin dont la proportion est respectivement de 30.66%; 7% ; 20% ; 4%; 4%, 1% et de 33.33% (Tab.2.1).

Pour DDMG nous avons mis aussi de pelures de fruits ; marc de café; reste des repas, papiers cuisine, sachets de thé, yaourt, débris de jardin et grignons d'olive (grignon brut) dont la proportion est respectivement de 20% ; 5% ; 10% ; 2% ; 2% ; 1% ; 26.66%, et 33.33%.

Donc pour DDM il n'y a pas de grignons d'olive par contre dans DDMG il y'a 33,33% de grignons d'olive.

**Tableau 2.1** : Proportions des déchets organiques utilisés dans DDM et DDMG.

Type de déchets		DDM	DDMG
Ordures ménages	Pelures de fruit et légumes	(30.66%)	(20%)
	Marc de café	(7%)	(5%)
	Reste des repas	(20%)	(10%)
	Papier cuisine	(4%)	(2%)
	Sachets de thé utilisé	(4%)	(2%)
	Yaourt	(1%)	(1%)
Débris de jardin	Feuilles Branches cassés Fleurs mortes	(33.33%)	(26.66%)
Grignon d'olive		0	(33.33%)

*0 : absence d'élément*

### 2.1.4. Quantité des déchets organiques :

La quantité des déchets introduits dans DDM (Digesteur Déchets ménagers) et DDMG (Digesteur Déchets Ménagers et Grignon d'Olive) est;

a) **DDM** : Le mélange à fermenter est composé de 15 kg de déchets (10 kg des restes de cuisine et 5 kg des débris de jardin). Ces déchets sont grossièrement hachés (fragments d'environ 7 cm) et introduit dans le digesteur. Avant de refermer 6 litres d'eau sont mélangées avec l'ensemble de déchets a fin de favoriser d'une part la prolifération des bactéries responsables de la méthanisation des déchets et d'autre part de permettre un bon broyage des déchets (Tab.2.2).

b) **DDMG** : Les grignons sont les résidus solides d'olives issus de la première pression ou de la centrifugation. Ils sont formés de pulpes et de noyaux d'olives. Ils ont été récupérés dans une huilerie traditionnelle (Ouledchelli Jijel, Algérie). Leur choix repose sur le fait qu'ils sont des déchets biodégradables disponibles et représentatifs de la région méditerranéenne. Ainsi dans DDMG, Il a été introduit 15kg de déchets biodégradables constitué de 5kg de grignons d'olive et de 10kg de déchet ménagers (6 kg déchets de cuisine et 4kg déchet de jardin) et 6 litres d'eau sont mélangées avec l'ensemble de déchets (Tab.2.2).

**Tableau 2.2** : Quantité de déchets organiques (kg) et d'eau (l) utilisés dans les biodigesteurs utilisés.

	DDM	DDMG
Ordures ménagères	10	6
Déchets de jardin	5	4
Grignons d'olive	0	5
Eau	6	6

### 2.1.5. Prétraitement des déchets utilisés :

Les déchets utilisés sont grossièrement hachés (fragments d'environ 7 cm) pour faciliter leurs dégradation, et introduit dans le digesteur avec de l'eau, après avoir subit les traitements suivants :

- Le compactage des déchets Le compactage des déchets a un effet positif sur la distribution des nutriments et permet un meilleur contact entre les substrats et les microorganismes (Yuen et al. 1995), Ainsi, nous avons mélangé les différent types de

déchets (déchets de cuisine, débris de jardin grignon d'olive...) et les tassé au pied jusqu'à obtention d'un mélange homogène et stable.

- Le broyage des déchets : Selon (*Sponzaet Agdag 2005*), le broyage peut augmenter la vitesse de stabilisation d'un déchet. Ainsi, à fin d'homogénéiser les différentes fractions de déchets et d'améliorer la distribution de l'eau ; nous avons broyé les déchets utilisé à l'aide d'un broyeur électrique (Fig.2.2).

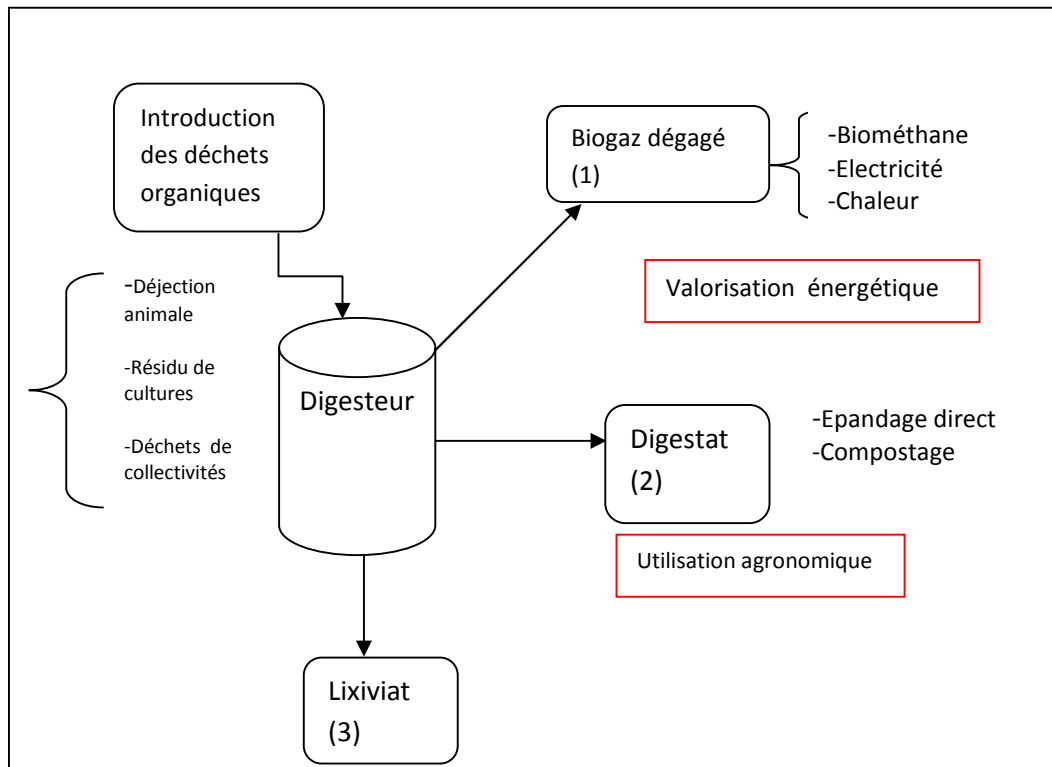


**Figure 2.2** : Broyage des déchets utilisés.

### **2.1.6. Les étapes étudiées (gaz, digestat et lixiviat)**

Dans cette expérimentation nous nous sommes intéressés (Fig.2.3) :

- 1) A l'étude de l'évolution du biogaz dégagé par DDM et DDMG au cours du processus de méthanisation dans deux périodes (froide et chaude) ainsi que la confirmation de sa combustibilité.
- 2) A l'étude des propriétés physicochimiques du digestat produit par DDM et DDMG et à son apport à la restauration d'un sol inculte (Fig.2.3).
- 3) A l'étude des propriétés physicochimiques du lixiviat récupéré dans DDM et DDMG et l'identification de sa phytotoxicité (Fig. 2.3)



**Figure 2.3 :** Localisation des points étudiés au cours de cette expérimentation pour DDM et DDMG le biogaz (1), le Digestat (2) et le Lixiviat (3).

### 2.1.7. Durée de l'expérience

Notre expérimentation a été lancée au mois de décembre 2015. Nous avons fait des suivis pendant la période froide (décembre, janvier, février et mars), et la période chaude de l'année (mai, juin juillet et aout) 2015 soit pendant 9 mois, jusqu'à obtention d'une stabilité du volume des réservoirs des gaz dégagés.

## 2.2. Détermination des Paramètres au niveau du biogaz, du digestat et du lixiviat :

### 2.2.1. Etude des biogaz

#### A. Etude de l'évolution de production des biogaz récupérés :

La figure 2.4, montre la référence et les caractéristiques des chambres à air utilisées dans cette étude. Ainsi, nous avons utilisé 4 chambres à air ; 2 pour la saison chaude et 2 pour la saison froide. Le temps de séjour du substrat dans le digesteur a été évalué.

## Chapitre 2: Matériels et méthodes

---

Le volume du biogaz produit a été estimé une fois par semaine durant 45 semaines, par la formule suivante :

$$V = n^2/4 * (D-d)*d^2 = 2.46*(D-d)*d^2$$

V = volume du biogaz.

n = symbole du nombre 3.141.

D = diamètre externe de l'anneau.

d = diamètre de la section.

d le diamètre de la section (Fig.2.4) (chambre à air qui représente le réservoir à biogaz) est mesuré chaque semaine à l'aide d'un pied à coulisse.

D le diamètre externe de l'anneau de la chambre à air est stable (=57.75 cm) et calculé à partir des caractéristique du pneu (Fig.2.4).

$$\begin{aligned} D &= R + 2A \\ &= 35 + (2 * 113.75) \\ &= 57.75 \text{ cm} \end{aligned}$$

Par ailleurs, des courbes d'évolution du volume de biogaz dégagé par rapport au temps de chaque digesteur est nécessaire à faire pour comprendre la relation entre la composition des déchets et la vitesse de formation du biogaz.

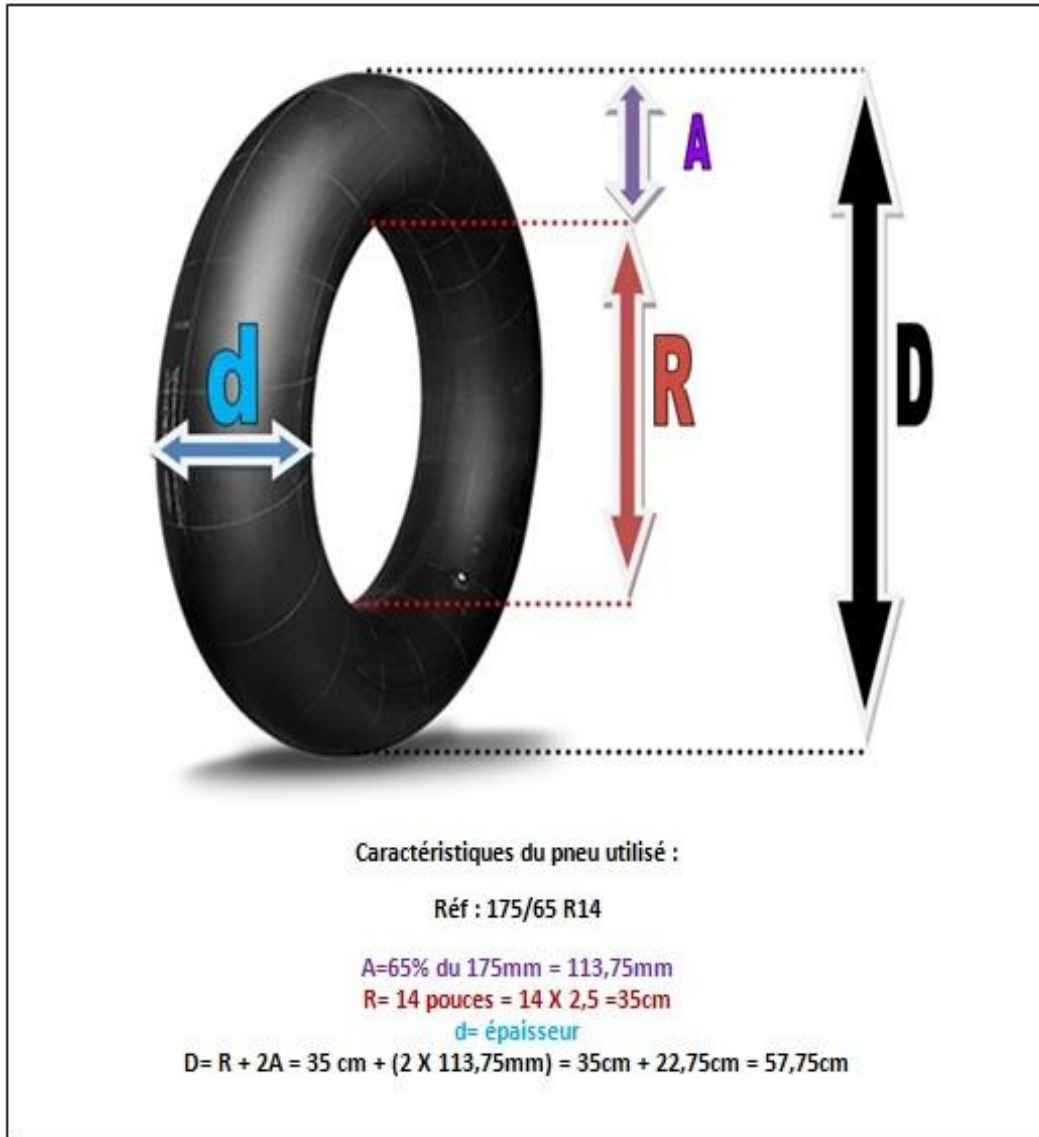


Figure 2.4 : Caractéristiques de la chambre à air utilisée comme réservoir à biogaz

### C. Combustibilité de biogaz obtenu

Généralement la composition du biogaz varie selon les matières digérées et le temps de traitement. La concentration de méthane se situe entre 50 et 80 % ; 60 % étant la valeur la plus fréquemment rapportée par les usines. En plus du méthane, l'autre gaz principal formé est le CO<sub>2</sub>. Les gaz présents en faibles concentrations sont le H en plus de la vapeur d'eau jusqu'à son point de saturation (Amarante, 2010). Le tableau 2.3 indique la composition moyenne du biogaz.



Tableau 2.3 : Composition moyenne du biogaz

Gaz	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> S	NH <sub>3</sub>	H <sub>2</sub> O
Concentration	55-80 %	20-45 %	0-1,5 %	0-0,5 %	Saturé

Ainsi, dans cette étude vue le manque des moyens nous n'avons pas pu déterminer les concentrations exactes de chaque constituant des biogaz obtenus.

En outre, nous avons fait une expérience pour voir l'inflammabilité et la combustibilité de biogaz. Pour cela, nous avons branché la chambre à air gonflé à une tuyauterie menue d'une vanne de contrôle et d'un chalumeau à clapet anti-retour qui permet de contrôler le sens de circulation du biogaz (Fig. 2.5).

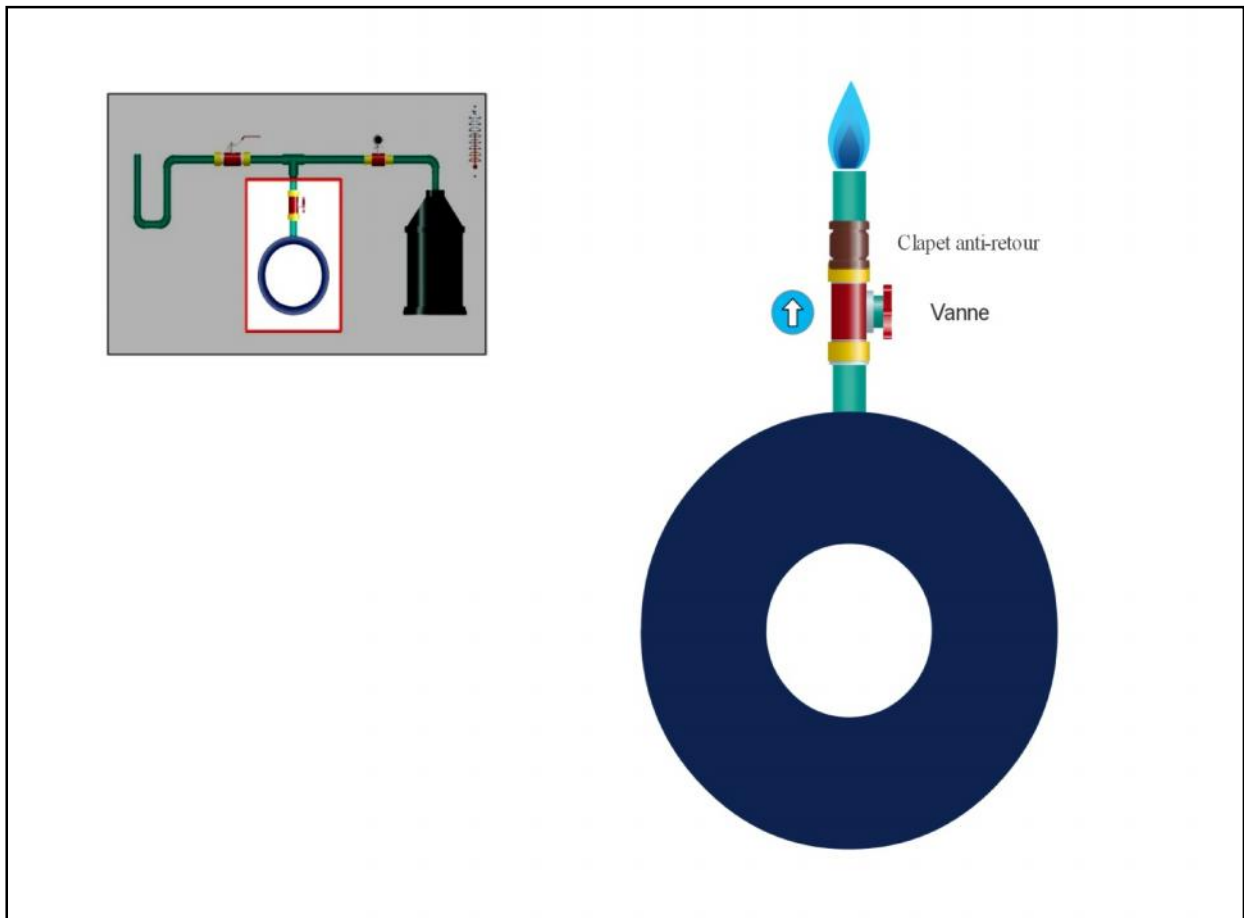


Figure 2.5 : Schéma représentatif de l'expérience de l'inflammabilité des biogaz.

## 2.2.2. Etude du Digestat obtenu :

### A. Détermination des paramètres physicochimique

Le digestat obtenu à la fin de la biométhanisation de DDM et DDMG a été ramené au laboratoire pour déterminer les paramètres physicochimiques suivants :

#### 1) Teneur en eau

La teneur en eau des différents composants est déterminée après séchage d'échantillons d'environ 500g à l'étuve à 105°C jusqu'à poids constant (24 h en moyenne).

#### 2) Matière sèche volatile (MSV)

Les échantillons des digestats ont été tamisés à 20mm et séché dans une étuve à 105°C. L'ensemble est pesé avant et après passage à l'étuve (*Remy Albrecht, 2007*). Le pourcentage de la matière sèche est donné par la formule suivante :

$MS (\%) = \text{Poids de l'échantillon séché à } 105^{\circ}\text{C} \times 100 / \text{Poids de l'échantillon humide.}$

Delà on déduit le taux d'humidité par :  $\text{Humidité}\% = 100 - (\text{MS}\%).$

#### 3) Carbone organique

Le carbone organique est déterminé grâce à la méthode de *Walkley et Black (2010)* Le carbone de la matière organique est oxydé par un mélange de dichromate de potassium et d'acide sulfurique. On admet que l'oxygène consommé est proportionnel au carbone que l'on veut doser. L'excès de dichromate inutilisé dans la réaction est dosé par le sel de Mohr (sulfate ferreux ammoniacal) en utilisant le diphénylamine comme indicateur d'oxydoréduction. L'oxydation a lieu à froid, mais elle est incomplète. La proportion de carbone oxydé varie de 60 à 86%, avec une moyenne de 76% qui est utilisée comme facteur de correction  $100/76 = 1.32$  (*Baize, 2000*).

#### 4) Azote totale (kjeldhal)

C'est la méthode de Kjeldhal qui a été utilisée pour déterminer l'azote total des échantillons.

L'azote de la matière organique est minéralisé en milieu acide sulfurique, l'hydrogène et l'oxygène sont combinés en H<sub>2</sub>O tandis que l'azote transformé en azote ammoniacal est fixé immédiatement par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniaque. Pour accroître l'action oxydante de l'acide, on ajoute au milieu réactionnel du sulfate de potassium, du sulfate de cuivre et du sélénium comme catalyseur. Lorsque la matière organique est totalement oxydée, l'ammonium formé est déplacé de ces combinaisons par entraînement à la vapeur et recueillie dans une solution d'acide borique. Il est enfin dosé par une solution aqueuse d'acide sulfurique titrée (*Duchauffour, 1977*).

### 5) Détermination du rapport C/N

Ce critère de qualité, le rapport C/N est un indicateur qui permet de juger le degré d'évolution de la matière organique, et son aptitude à se décomposer plus ou moins rapidement dans le sol, pour cela sa détermination dans le produit organique résultant (digestat) est obligatoire.

### 6) Détermination du rapport MOT/COT

Ce rapport est utilisé pour évaluer le contenu en carbone des engrais et amendements organiques à partir de leur teneur en matière organique (*Giroux et al., 2004*).

Actuellement, la technique la plus répandue pour évaluer la teneur en carbone des engrais et des amendements organiques consiste à déterminer leur teneur en matière organique (M. O.) par perte au Feu et d'appliquer un facteur de proportion du carbone correspondant au rapport M. O./C. Les facteurs les plus souvent utilisés sont 1,724 et 2,0.

Selon *Allison (1965)*, cette valeur constitue une approximation de la proportion du C dans la M. O.

### 7) Détermination du pH

Un échantillon de 20g de compost a été dissous dans 50ml d'eau désionisée. Après 20 min d'agitation, on laisse décanter le mélange pendant 30minute et on prend le pH à l'aide d'un pH mètre.

## **B. Compostage des digestats obtenus**

Un compostage du digestat, après la biométhanisation, s'avère important pour une mise en valeur adéquate de ce substrat. Si la digestion aérobie procurée par un épandage direct dans les champs est possible, le compostage à large échelle apporte des avantages accrus. Le digestat, comme les matières organiques fraîches, est phytotoxique à cause des acides gras volatiles présents. De plus, il peut dégager des odeurs désagréables (Amarante, 2010).

Un compostage adéquat de ces matières réduit leur toxicité aux végétaux et augmente leur valeur fertilisante. Ainsi, si les temps de rétention et les températures nécessaires sont atteints – conditions habituellement retrouvées dans un compostage à large échelle – les pathogènes encore présents dans le substrat sont inactivés (Amarante, 2010).

Conséquemment, cette matière stabilisée est plus sécuritaire et avantageuse pour le développement des végétaux envisagés (Abdullahi et al., 2008; Mata-Alvarez et al., 2000).

Ainsi, à fin de réaliser un test de germination avec les digestats obtenus, ces derniers ont été conservés dans des boîtes trouées à fin de les composter et pour s'assurer qu'il y'a une bonne aération, et cela à l'ombre et à l'abri du vent pour conserver un taux d'humidité constant et une température constante. Après 3 semaines de processus, le digestat devient un compost mûr et utilisable comme amendement organique et bioengrais (Fig.2.6).



**Figure 2.6 :** Les composts issus de la dégradation anaérobie (A : DDMG) et (B : DDM).

### **C. Test de croissance :**

## Chapitre 2: Matériels et méthodes

---

Dans ce travail, les digestats ont été mélangé avec un sol sablonneux selon différents rapports dans le but de prouver leurs valeurs agronomiques.

Un test préliminaire des grains de blé dur introduits dans les pots a été fait pour éliminer les grains qui ne germent pas. Pour ce faire ; nous avons mis les grains de blé dans un coton mouillé pendant 24 heures et sélectionné seules les grains qui germent (Fig.2.7).



**Figure 2.7** : Test sélectif de germination des grains de blé

Un test de germination avec des grains de blé dur a été effectué pour déterminer la qualité du digestat DDM et digestat DDMG par la méthode suivante (Fig.2.8),

Des pots ont été rempli de différents mélanges Sol/Digestat avec des rapports volumétrique de 0/1, 1/3 ,1/1 ,3/1, 1/0. Pour chaque proportion nous avons fait 3 répétitions. Ainsi 30 pots ont été préparés.

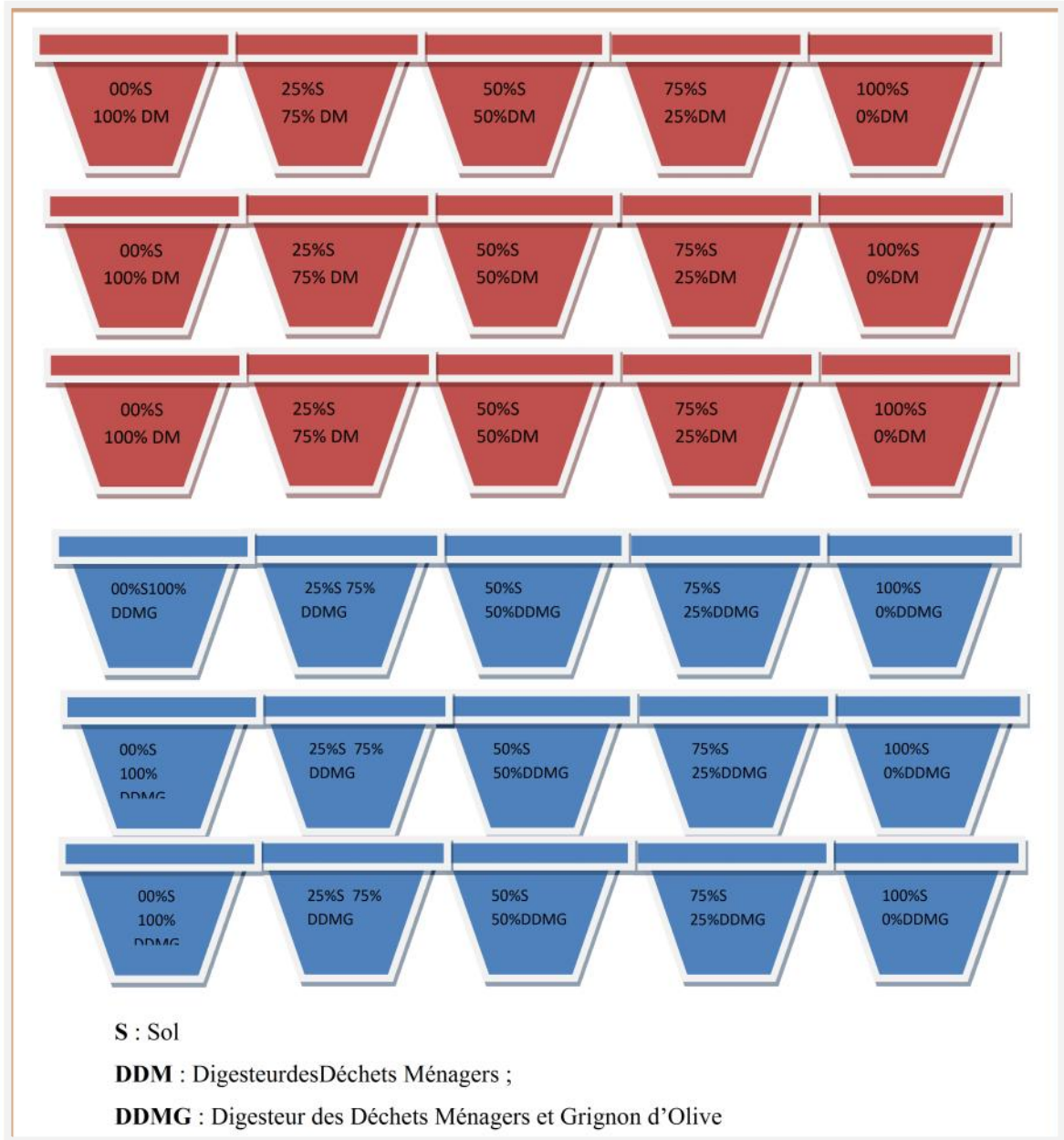


Figure 2.8: Plan d'expérience pour le test de germination pour les digestats récupérés.

Par ailleurs, il a été planté 20 grains de blé par pot. Puis nous avons couvert les mélanges de 100 mg de sable et nous les avons laissé germer dans des conditions identiques. Après, 2 semaines nous avons compté le nombre de germes.

$$\% \text{ de germination} = 100 \times \frac{N}{2} T \times \frac{N}{2} c$$

Où :  $N_T$  = nombre de grains germées dans le traitement

$N_c$  = nombre de grains germées dans le témoin

### 2.2.3. Etude des lixiviats récupérés :

#### A. Paramètres physicochimiques déterminés :

Le lixiviat est le jus résultant de la dégradation anaérobie des déchets ménagés dans le digesteur DDM et DDMG.

Ainsi, la détermination de la qualité, la quantité et la phytotoxicité des lixiviats, a été faite les paramètres étudiés sont :

##### 1- Le pH du lixiviat (acidité active)

Le pH (potentiel d'hydrogène) mesure la concentration en ions  $H^+$  de l'eau et traduit ainsi la balance entre acides et bases sur une échelle logarithmique de 0 à 14. La mesure se fait à l'aide d'un pH-mètre à électrodes.

##### 2- La conductivité électrique $C_e$ (mmhos/cm)

Ce paramètre permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (Rodier, 1996). La mesure a été faite à l'aide d'un conductimètre.

##### 3- L'azote total

Toutes les espèces azotées à la fois organiques et inorganiques ( $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ , NTK et Norg) sont regroupées sous la forme du paramètre azote total (NT). Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau (Kouassi et al., 2014). Ainsi, cet élément a été dosé suivant la méthode de dosage de l'azote Kjeldahl (NK) (Rodier, 1984).

##### 4- Le phosphore total

C'est un élément essentiel à la croissance des organismes vivants et peut être l'agent nutritif qui limite la production primaire d'une eau naturelle. Ainsi la méthode utilisée est celle au persulfate de sodium (Rodier, 1984); elle consiste à extraire le phosphore par oxydation au persulfate en milieu acide, de nombreux composés organiques sont

minéralisés en orthophosphates. Une minéralisation plus énergique peut être effectuée avec un mélange d'acide nitrique et d'acide sulfurique.

**B. Test de croissance avec le lixiviat récupéré :**

Un test de germination avec des grains de blé dur a été effectué pour déterminer la phytotoxicité du lixiviat DDM et lixiviat DDMG par la méthode suivante (Fig.2.9).

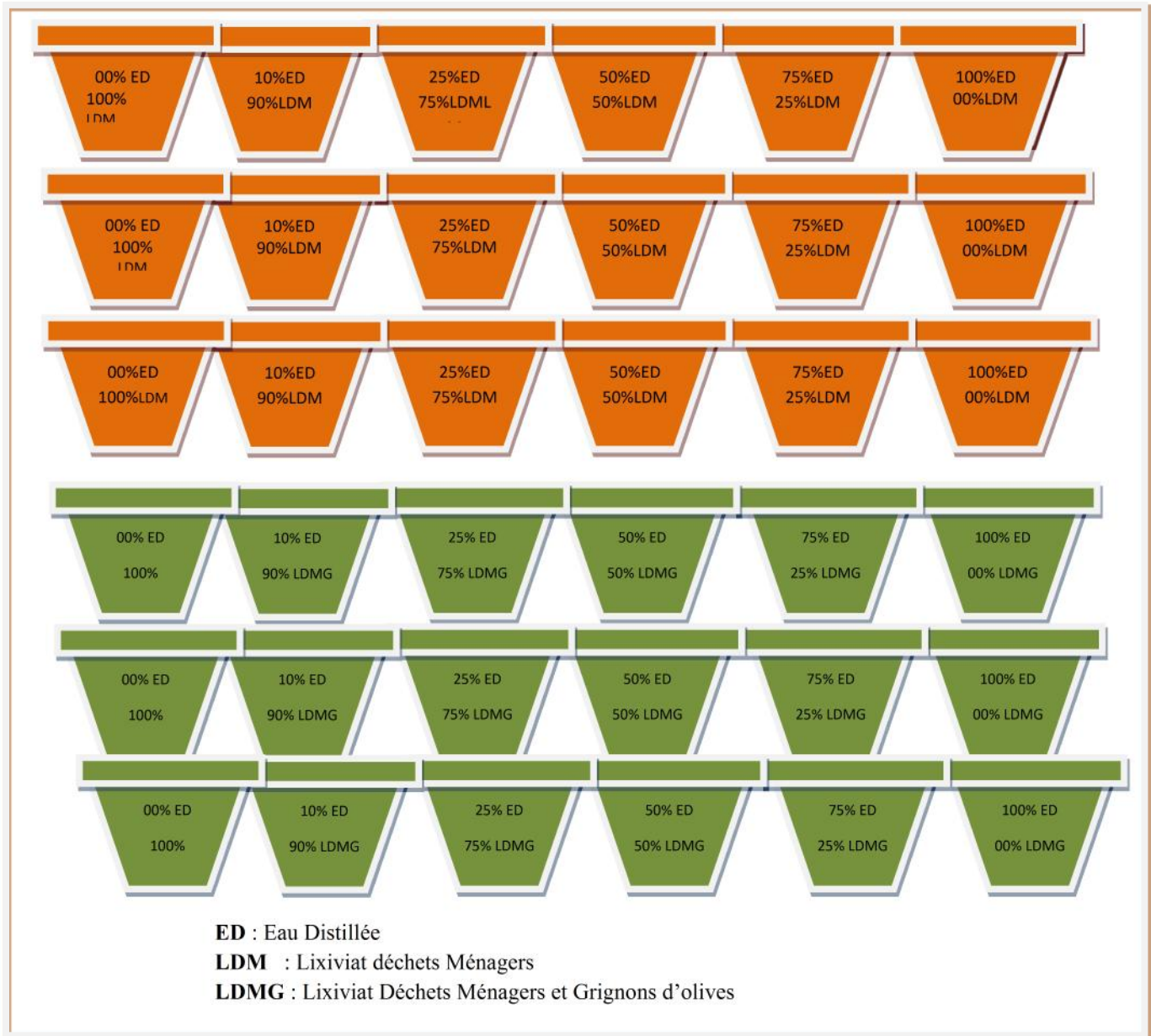


Figure 2.9 : Plan d'expérience pour le test de germination utilisé (lixiviat).



Des pots ont été remplis d'un sol composé de 200g de sable et 50g de sol ; Par ailleurs, il a été planté 20 grains de blé par pot. Puis nous les avons arrosés par le lixiviat dilué par l'eau distillée selon différents rapports (0, 10, 25, 50 75 et 100%) (Fig.2.8). Pour chaque proportion nous avons fait 3 répétitions. Ainsi 36 pots ont été préparés, après 2 semaines nous avons compté le nombre de germes.

$$\% \text{ de germination} = 100 \times \frac{N}{2} T \times \frac{N}{2} c$$

Où :  $N_T$  = nombre de grains germées dans le traitement

$N_c$  = nombre de grains germées dans le témoin

### 2.3. Traitement des données

Le but d'une ANOVA consiste à étudier la variation d'un ou plusieurs facteurs mesurés sur des échantillons provenant de la réalisation d'un plan expérimental préétabli. Les observations obtenues sont alors modélisées en conséquence et les résultats des analyses statistiques associés sont souvent résumés dans une table d'ANOVA. Ces résultats décrivent les sources de variations des différents facteurs et donnent la valeur du test statistique (Test de Fischer,  $F_{obs}$ ) associé. La règle de décision consiste alors à comparer le  $F_{obs}$  à la valeur tabulée  $F_t$  pour un niveau du test donné et à conclure.

# Chapitre 3

## Résultats et discussions

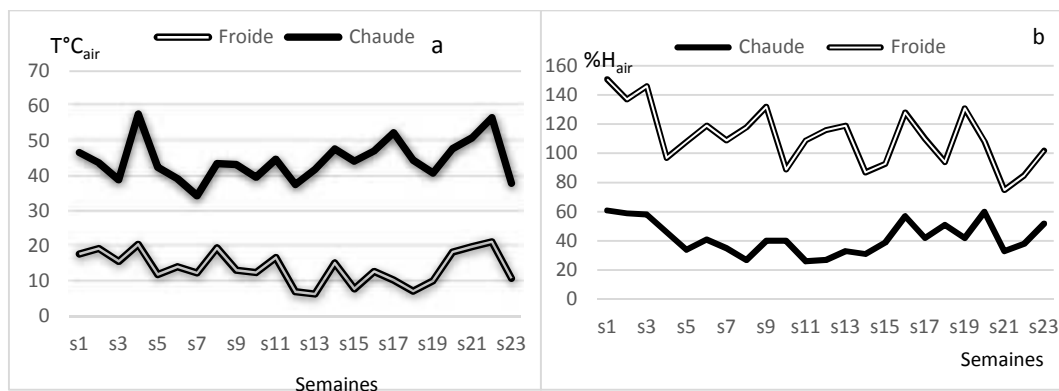
### 3.1. Compartiment biogaz

#### 3.1.1. Etude de l'évolution de la quantité des biogaz obtenus

La figure 3.1, donne les variations des températures de l'air (a) et du taux d'humidité (b) pendant les 23 semaines de l'expérimentation. Ainsi nous observons une variation des  $T^{\circ}C_{air}$  (Fig.3.1a) et du %  $H_{air}$  (Fig.3.1b).

**Tableau 3.1:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées des variables étudiées  $T^{\circ}C$ , %H, DDM ( $cm^3$ ) et DDMG ( $cm^3$ ) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses dans la période froide et chaude de l'expérimentation.

Période Froide				Période chaude			
$T^{\circ}C_{air}$	% $H_{air}$	DDM ( $cm^3$ )	DDMG ( $cm^3$ )	$T^{\circ}C_{air}$	% $H_{air}$	DDM ( $cm^3$ )	DDMG ( $cm^3$ )
[14±0,4]	[69,2±1,5]	[177,7±15,6]	[385,4±33]	[30,6±0,4]	[42,3±1,0]	[523,8±33,7]	[939,1±59,4]
(6,4-21,3)	(42-92)	(0,1-589,3)	(2,4-1219,4)	(22-42,1)	(26-61)	(4,6-914,6)	(14,5-1592,6)

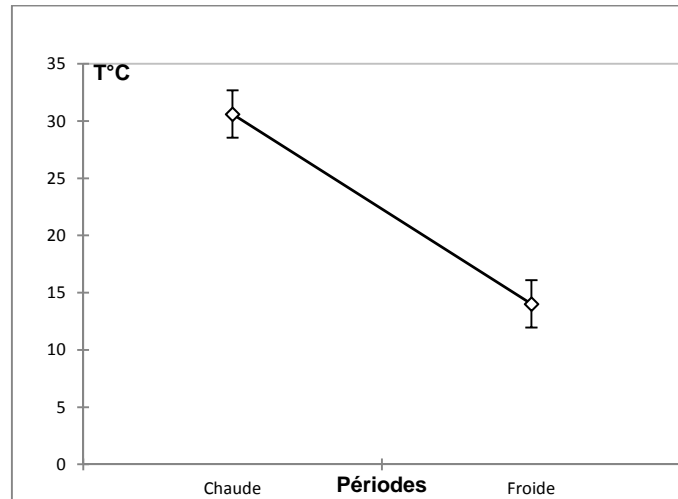


**Figure 3.1:** Variations hebdomadaire de la  $T^{\circ}C_{air}$ (a) et % $H_{air}$  (b) en période froide et chaude de l'expérimentation.

Ainsi, concernant la  $T^{\circ}C_{air}$ (Tab.3.1), la moyenne estimée est de [14±0,4] et de [30,6±0,4] $T^{\circ}C_{air}$  respectivement en période froide et chaude de l'expérimentation. La différence est très significative entre les moyennes des  $T^{\circ}C_{air}$  des périodes étudiées ( $F_{obs}=129,794$  ;  $ddl=1$  et  $p<0,000$ ) (Tab.3.2). Ce qui signifie que la température de la période chaude est plus élevée que celle de la période froide (Fig.3.1a et Fig.3.2). Le maximum et le minimum sont de (6,4-21,3) et de (22-42,1) $T^{\circ}C_{air}$  respectivement en période froide et chaude de l'expérimentation.

**Tableau 3.2** : Analyse de la variance pour la variable  $T^{\circ}\text{C}_{\text{air}}$

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Périodes	1	3162,303	3162,303	129,794	< <b>0,0001</b>

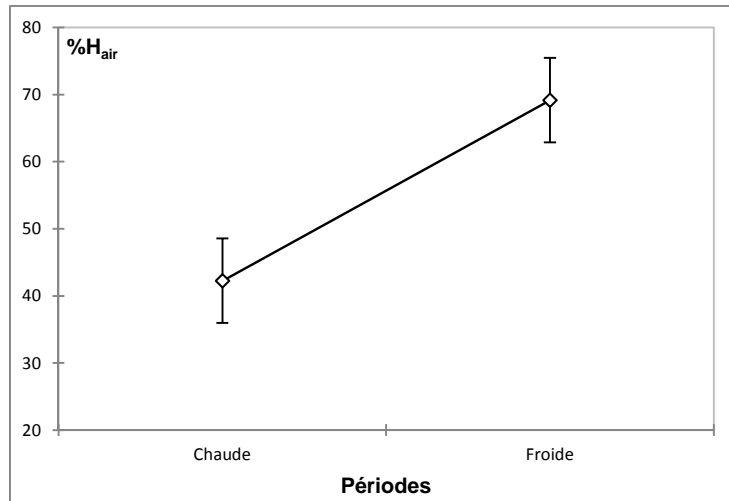


**Figure 3.2** : Variation des moyennes des températures ( $T^{\circ}\text{C}_{\text{air}}$ ) en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

Concernant la moyenne de  $\%H_{\text{air}}$  (Tab.3.1) les moyennes estimées sont de  $[69,2\pm 1,5]$  et de  $[42,3\pm 1,0]$   $\%H_{\text{air}}$  respectivement en période froide et chaude. La différence entre les moyennes est très significative ( $F_{\text{obs}}= 36,977$  ;  $\text{ddl}=1$  et  $p>0,000$ ) (Tab.3.3). En effet, la figure 3.1.3 montre que  $\%H_{\text{air}}$  de la période froide est plus élevée que celle de la période chaude.

**Tableau 3.3** : Analyse de la variance pour la variable  $\%H_{\text{air}}$

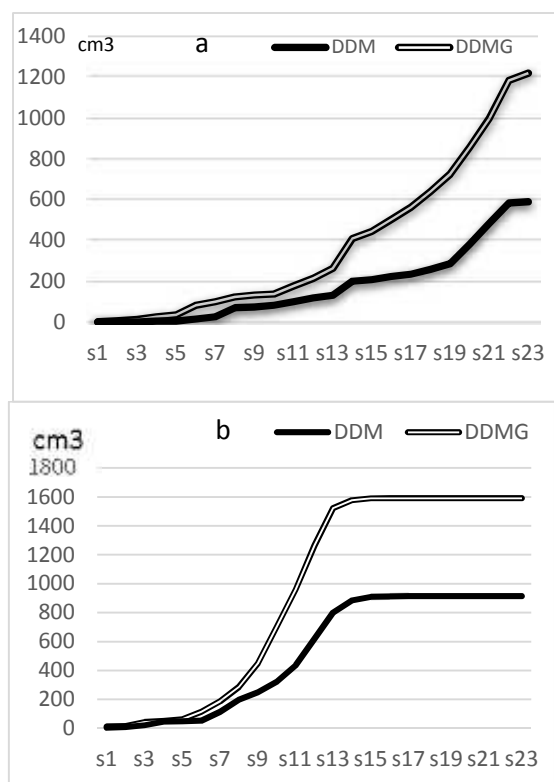
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Périodes	1	8329,587	8329,587	36,977	< <b>0,0001</b>



**Figure 3.3** : Variation des moyennes des humidités (%H<sub>air</sub>) en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

Ainsi, la période froide et chaude, ont des facteurs climatiques différents. En effet, les T°C<sub>air</sub> sont plus élevées en période chaude que froide (Tab. 3.1) par contre l'humidité de l'air est plus élevée en période froide que chaude (Tab.3.1). Et cette variation des facteurs T°C<sub>air</sub> et %H<sub>air</sub> va jouer un rôle capital sur le processus de méthanisation.

Pour ce qui est du biogaz (cm<sup>3</sup>) produit dans les 2 digesteurs (DDM et DDMG) pendant les périodes de l'expérimentation.

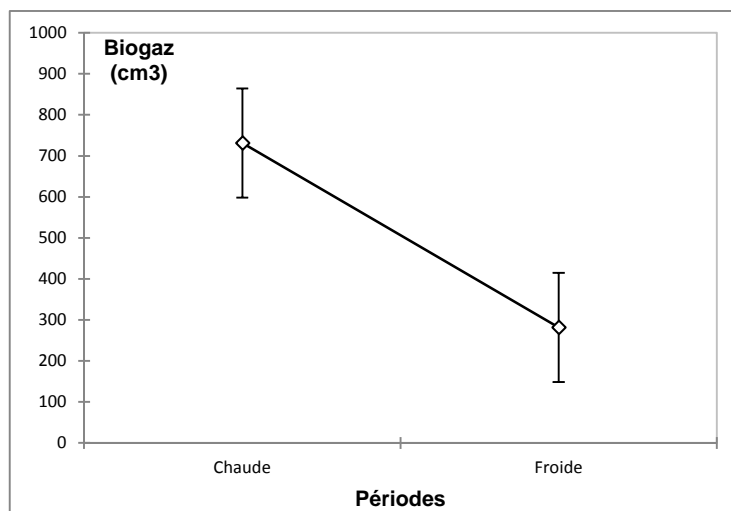


**Figure 3.4 :** Production hebdomadaire de Biogaz (cm<sup>3</sup>) en période froide (a) et chaude (b) de l'expérimentation de méthanisation.

La Figure 3.4, montre que quelle que soit la période froide (a) ou chaude (b) le biogaz (cm<sup>3</sup>) produit est plus élevé dans DDMG que dans DDM. Ainsi, la moyenne du biogaz produit en période froide est de [177,7±15,6] et [385,4±33] cm<sup>3</sup> respectivement pour DDM et DDMG. Et en période chaude la production de biogaz est de [523,8±33,7] et [939,1±59,4] cm<sup>3</sup> respectivement pour DDM et DDMG (Tab.3.1). La différence est très significative (Fobs= 22,531 ; ddl=1 et p<0,000) (Tab.3.4 et Fig.3.5). Ce qui signifie que la température élevée et le taux d'humidité bas favorise la méthanisation (Fig.3.4).

**Tableau 3.4 :** Analyse de la variance pour la variable biogaz (cm<sup>3</sup>).

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Périodes	1	4654630,187	4654630,187	22,531	< 0,0001
Digesteurs	1	2231375,720	2231375,720	10,801	0,001
Périodes*Digesteurs	1	248015,819	248015,819	1,201	0,276



**Figure 3.5:** Variation des moyennes hebdomadaire de biogaz (cm<sup>3</sup>) produit en période chaude et froide pendant l'expérimentation.

Par ailleurs quelle que soit la période froide ou chaude, la production de biogaz (cm<sup>3</sup>) est significativement plus élevée ( $F_{\text{obs}} = 10,801$  ; ddl=1 et  $p < 0,001$ ) (Tab.3.4) dans DDMG que dans DDM.

D'après les résultats obtenus (Fig.3.4a et Tab.3.1), il a été observé qu'en période froide et en raison des faibles températures et d'humidité élevée de l'air il y'a une diminution de la quantité de biogaz (cm<sup>3</sup>) produit, quel que soit le substrat à fermenter (DDM ou DDMG) (Fig.3.5) Le microclimat extérieur ( $T^{\circ}\text{C}_{\text{air}}$  et  $\%H_{\text{air}}$ ) influe donc sur la production de biogaz (Tab.3.4 et Fig.3.5). Ainsi De nombreux travaux dont ceux de *M'SADAK et al., 2012* et de *Jellouiet al., 1988* ont permis de montrer l'importance de la température sur le processus de méthanisation, par ailleurs, l'activité bactérienne est optimale lorsque la température est de 38°C.

La moyenne hebdomadaire du biogaz (cm<sup>3</sup>) produit (Tab.3.1) dans DDM et DDMG est respectivement de  $[177,7 \pm 15,6]$  et  $[385,4 \pm 33]$  cm<sup>3</sup> en période froide et de  $[523,8 \pm 33,7]$  et  $[939,1 \pm 59,4]$  cm<sup>3</sup> en période chaude (Tab. 3.1) Les résultats montrent que l'ajout de grignons d'olive stimule la production de biogaz (Fig. 3.4). Et cette stimulation de méthanisation est 2 fois plus élevée en présence de grignons d'olive.

Nous concluons, que la quantité de gaz produit dépend essentiellement de la composition de matières à fermenter. Ces résultats sont confirmés par *Elhadji et al., 2015* et *Tahri et al., 2012*. Ainsi, La présence de grignons d'olive a un effet positif sur la productivité gazeuse (Tab.3.4 et Fig.3.4), cela peut être expliquer par le taux élevé des matières

organiques que les grignons d'olives contiennent, ainsi les travaux de *Yaich et al., 2016* ont montré que la composition chimique des différents types de grignons d'olives (% par rapport à la MS) en matières organiques varie entre 84.25 et 93.55. Par ailleurs, selon *Mouton, 2010*, il constate que la teneur des grignons seule en matière sèche et organique est respectivement de 380 et 360 kg / tonne de produit brut, par contre elle est de 630 et 345 Kg/ tonne de produit brut pour un compost grignon et déchets vert. Ainsi, la composition que nous avons choisi (Tab.2.1(Cf. Chap. II)) semble parfaite pour la méthanisation.

En outre, la teneur en eau de substrat joue un rôle important dans l'activité microbienne ; dans la littérature (*Boulangier, 2011*) il a été trouvé qu'une humidité supérieure à 60 % en masse de déchets secs est essentielle pour leur dégradation, tandis qu'une teneur inférieure à 30 % ne permettrait pas aux déchets de se dégrader. L'ajout des grignons aux déchets ménagers améliore l'humidité de l'ensemble à fermenter, selon (*Mouton, 2010*) ; les grignons sont des composés riches en matières pâteuses presque liquides, avec des pourcentages d'humidité variant entre 60 à 70 % selon la méthode d'extraction de l'huile d'olive utilisé.

### 3.1.2. Combustibilité des biogaz :

Il est reconnu que le biogaz issu de la biodégradation anaérobie des déchets organiques est un mélange gazeux combustible qui se prête à une large gamme d'utilisation : cuisson des aliments, réfrigération, alimentation de moteurs à explosion pour le pompage de l'eau, et la production décentralisée d'énergie électrique, La proportion de méthane dans le biogaz est généralement supérieure à 60% (*Oumarou et al., 2006*).

Par ailleurs, le test de la combustibilité a montré que le biogaz obtenu dans cette étude est inflammable et que la flamme sortante du chalumeau branché à la chambre à air est resté allumer pendant 12 minutes (Fig.3.6). Cela signifie que pour 15kg de déchets organiques (10 kg de déchets ménagers et 5kg de grignon d'olive), nous pouvons cuisiner pendant 12 minutes.





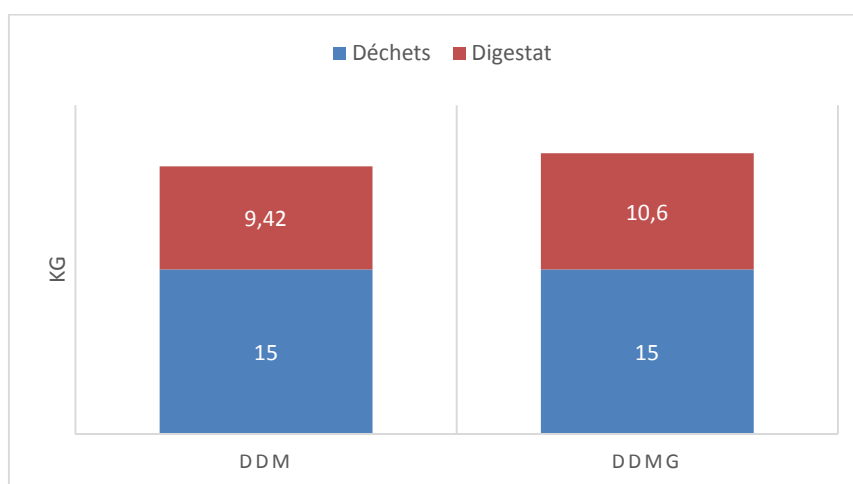
**Figure 3.6 :** Test d'inflammabilité du biogaz obtenu.

Nos résultats sont comparables à ceux mentionnés dans la littérature. Ainsi, au Rwanda, *Muñoz (2016)*, a trouvé que pour deux biodigesteurs d'une capacité de 200 litres, contenant environ 150kg du fumier de vache et des restes de riz de la cuisine ; la production de biogaz est d'environ 40 L/j et permet de cuire 1 litre d'eau pendant une durée de 20 min.

### 3.2. Compartiment digestat

#### 3.2.1. Détermination de la quantité des digestats obtenus

Lors de cette expérimentation de biodégradation anaérobie de 2 types de déchets DDM (10 kg des restes de cuisine et 5 kg des débris de jardin) et DDMG (5kg de grignons d'olive et 6 kg déchets de cuisine et 4kg déchet de jardin) nous avons récupéré des quantités différentes de digestat (Fig.3.7).



**Figure 3.7 :** Variation des digestats dans DDM et DDMG.

Ainsi, nous avons obtenu 9.42 et 10,60 kg de digestat réciproquement pour DDM et DDMG (Fig.3.2.1) avec des taux de transformation de DDM (63%) et de DDMG (70%).

Ces taux de transformation sont appréciables et peuvent contribuer considérablement à diminuer la pollution et aux problèmes environnementaux liés à la gestion des déchets. Ces résultats sont confirmés par ceux de *Tchakpa, (2010)*, qui a trouvé qu'à partir de 262 kg de déchets fermentescibles, 65,67 % de digestat. Ce qui confirme que le digestat utilisé comme compost pourrait constituer une solution environnementale et lutter contre l'effet de serre.

Nous constatons aussi que la quantité de compost résultant de DDM est légèrement faible par rapport à celle produite dans DDMG (Fig.3.7). De ce fait, la composition des déchets à méthaniser est corrélée à la quantité de digestat obtenu.

En effet, le digestat est un résidu semblable à l'humus, partiellement stable et riche en composants organiques (*Amarante, 2010*). Il est ensuite traité de différentes façons ; la partie solide du digestat est ensuite compostée et utilisé comme amendement des sols. La fraction liquide, l'éluat, peut être utilisée directement comme fertilisant liquide à cause de sa richesse

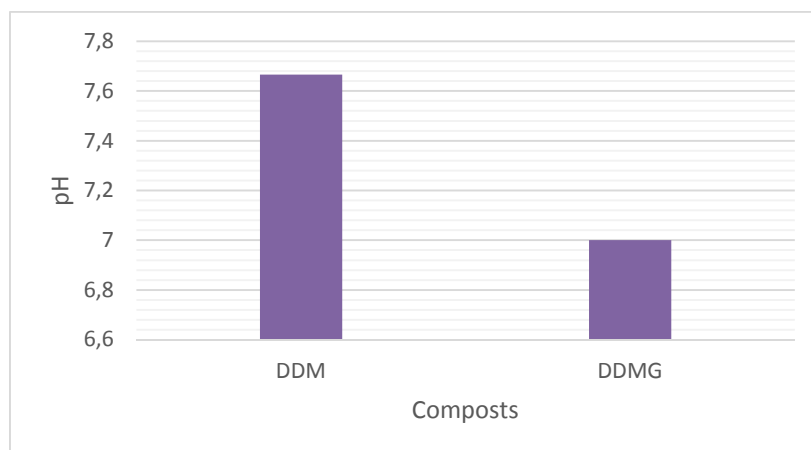
en éléments nutritifs (Ostrem, 2004). Une autre possibilité d'utilisation du digestat est sa combustion dans les fours des cimenteries ou des centrales thermiques. Selon (Camacho et al 2008), le digestat séché a un pouvoir calorifique de 3 500 kcal/kg. En plus, ces matières peuvent être considérées comme étant une source d'énergie renouvelable donc carboneutre.

### 3.2.2. Détermination des paramètres physicochimiques du compost

La caractérisation des paramètres physico-chimiques des composts obtenus à partir des digestats issus de la dégradation anaérobie des déchets DDM et DDMG, est une étape importante dans cette étude. Elle permet d'une part de montrer la variabilité des résultats selon la nature et la composition des déchets méthanisés. Et d'autre part de voir la possibilité de les utiliser en agriculture comme fertilisant sur des sols pauvres. Ainsi, tous les paramètres ont été mesurés par des méthodes références (Cf. Chap. II).

#### a) Détermination du pH :

Les pH mesurés, sont de 7,66 et 7,00 respectivement pour le compost DDM et DDMG (Fig.3.8)



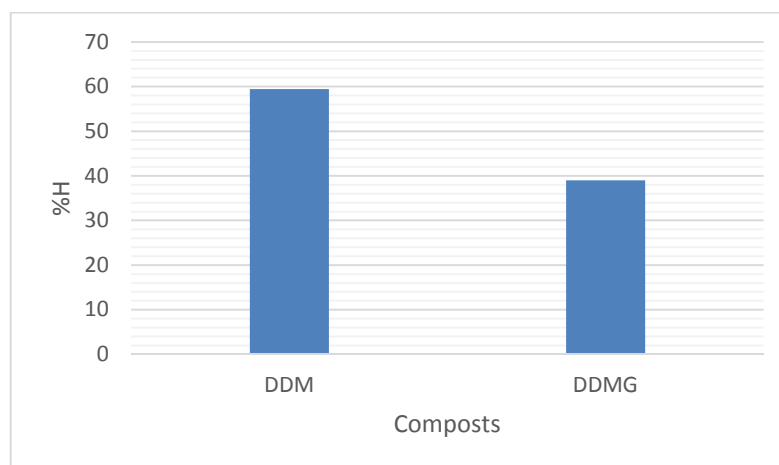
**Figure 3.8 :** Variation des pH pour les composts DDM et DDMG.

Le pH d'un compost est un autre élément déterminant sa qualité. En effet, le pH est un indicateur de maturité du compost. Avnimelech (1996), a mentionné que les composts matures ont un pH compris entre 7,0 et 9,0. Ainsi, les composts DDM (7,7)

et DDMG (7,0) sont mûrs. En revanche, l'addition des grignons d'olive aux déchets ménagers ne semble pas influencer significativement le pH.

### b) Teneur en eau (%H) :

Elle est de 56,5 et 40,0 %H respectivement pour le compost DDM et DDMG (Fig.3.9). Ces taux d'humidité observés (Fig.3.9) sont compris dans la fourchette que *Mustin (1987)*, a définie comme une gamme de teneurs en eau optimale (entre 40 et 60 %). Nos résultats sont comparables à ceux de *Compaoré et al., (2000)*, qui ont trouvé des valeurs similaires de teneur en eau pour des composts des substrats originaux de paille, de fumier et de déchets. Par ailleurs, la teneur en eau de DDM semble plus élevée que celle de DDMG (Fig.3.9).



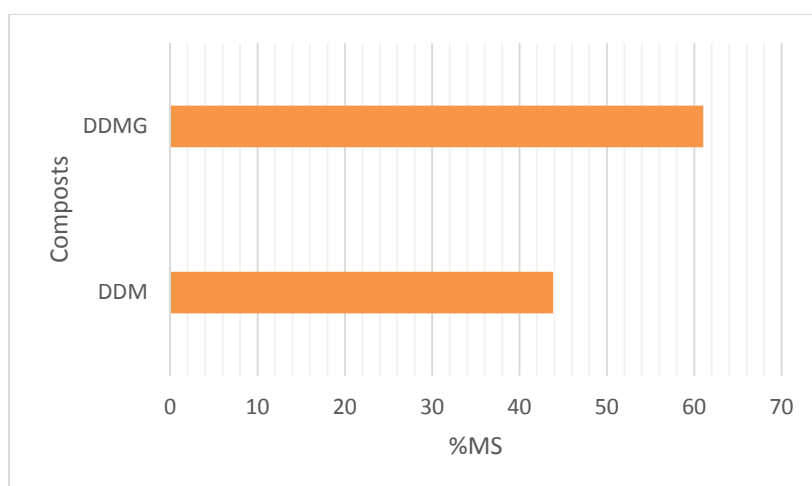
**Figure 3.9** : Variation de la teneur en eau (%H) dans le compost DDM et DDMG.

La teneur moins élevée en eau dans DDMG, pourrait être expliquée par la présence plus grande de microorganismes, dans le digestat. En effet, selon, *Compaoré et al., 2010*, les microorganismes augmentent la température du système par leur activité et par conséquent, le taux d'humidité a tendance à diminuer (perte d'eau sous forme de vapeur). Par ailleurs, la teneur en eau des résidus facilite les déplacements des microorganismes et la décomposition de la matière organique. La variation de cette teneur peut affecter les autres paramètres physico chimiques tel que la température, les concentrations en azote, la concentration en oxygène, le C/N, la capacité d'échange cationique (CEC), le pH et le potassium soluble (*PapaMalickSall, 2014*).

La teneur en eau influence aussi directement le métabolisme et les réactions physico-chimiques et contribue à homogénéiser les différents composants d'un compost (Kuhad, et al. 2011.).

### c) Matière sèche (%MS) :

La figure 3.10, montre que %MS est de 43,53 et de 60.19%MS respectivement pour DDM et DDMG.

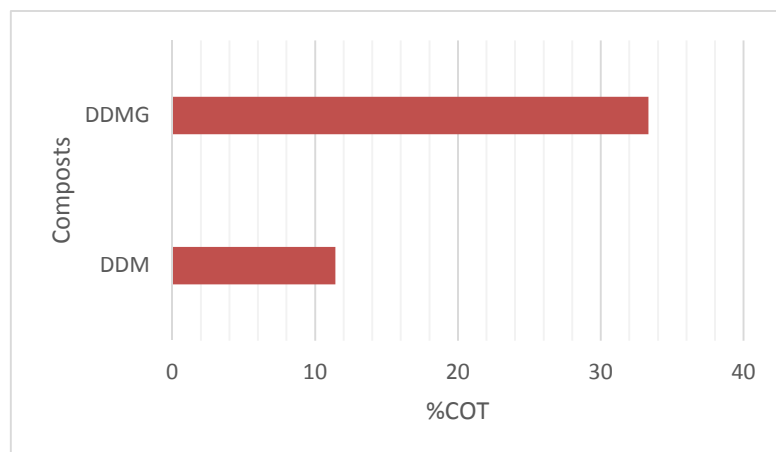


**Figure 3.10** : Taux de la matière sèche des composts DDM et DDMG

Le taux de MS (Fig.3.10) semble plus élevé dans DDMG (60 %MS) que dans DDM (44%). Ainsi, Vanai (1995), a trouvé pour des composts issus de biométhanisation de déchets urbains, des teneurs en matière sèche de 53.2 %. Selon Cédric (2003), un bon compost de déchets a % MS compris entre 50 et 60 %. Ainsi, DDMG (60 %MS) peut être considéré comme un bon compost. Par ailleurs, la teneur des composts, en matière sèche volatile varie sensiblement avec la teneur en éléments fertilisant.

### d) Teneurs en Carbone organique total (%C) :

Les composts étudiés révèlent des teneurs en COT de 11.4 et 33.3% C respectivement pour DDM et DDMG (Fig.3.11). Ainsi, DDMG a un taux de carbone organique 3 fois plus élevé que DDM (Fig.3.11).



**Figure 3.11 :** Variation de la teneur COT (%C) dans le compost DDM et DDMG

**Tableau 3.5 :** Normes FAO et AFNOR des composantes organiques dans les composts.

	Norme FAO	Norme AFNOR
<b>%C</b>	5.55-16.66	2.77
<b>N%</b>	0.4-0.5	>0.25
<b>C/N</b>	15-20	<20
<b>MO</b>	10-30	>5

La présence du carbone dans le substrat constitue un paramètre essentiel pour le bon déroulement du compostage (Kuhad, et al., 2011). Le carbone organique total représente généralement plus de 90% du carbone total des composts (Navarro et al. 1993). Par ailleurs, La teneur en COT diminue au cours du compostage, cette diminution est due à la minéralisation de la matière organique par les microorganismes.

Pour les composts étudiés (Fig.3.11) le taux de carbone total (%C) est différent dans DDM (11.4 % C) et DDMG (33.3 % C). Comparativement à la norme AFNOR (Compaore et al., 2010), les composts ont des teneurs relativement élevées en carbone organique total (Tab.3.5).

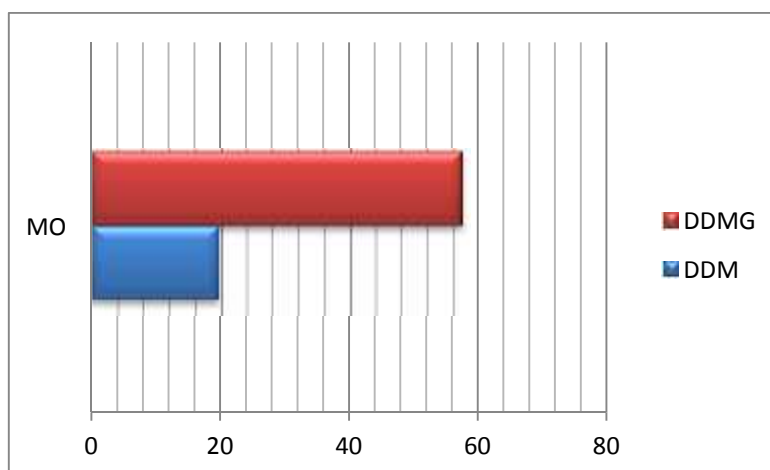
Cette variation de teneur en carbone organique dans les composts DDM et DDMG est dû probablement à la composition biochimique des substrats. Ainsi, le taux de carbone dans le

compost DDMG est plus élevé que celui de DDM (Fig.3.11), cela est expliqué par la présence des grignons d'olive dans DDMG. Ainsi, les grignons d'olive contribuent à augmenter le taux de carbone organique dans les composts et pourraient donc constituer un amendement idéal pour les sols pauvres en matières organiques.

Nos résultats sont confirmés par ceux trouvés par *M'sadak, et al. (2015)*, qui ont montré, que les grignons d'olives sont riches en carbone organique avec une moyenne de 55,3% C. Ainsi, selon les résultats de *M'sadak, et al. (2015)*, nous constatons, une diminution relative de 39,81 % de la teneur en COT dans DDMG (Fig.3.11). Ceci est expliqué soit par la perte de carbone par minéralisation de la matière organique en CO<sub>2</sub> en aérobiose (*Cedric, 2003*), ou selon, *Beck-Friis et al., 2003*, par la perte de carbone sous forme d'acides gras volatiles en anaérobiose.

### e) Teneurs en Matière organique total (%MO) :

Les composts étudiés révèlent des teneurs en matière organique de 19,68 et 57,42% MO respectivement pour DDM et DDMG (Fig.3.12). Ainsi, DDMG a une teneur beaucoup plus élevée que DDM (Fig.3.12).



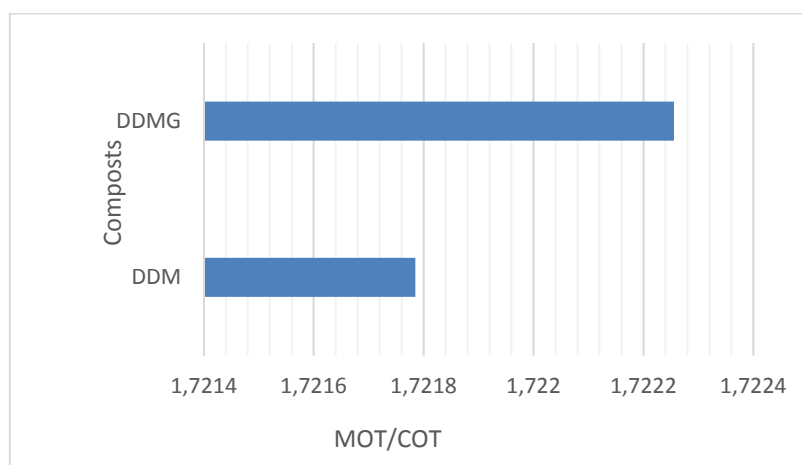
**Figure 3.12 :** Variation de la teneur de la matière organique (% MO) dans le compost DDM et DDMG.

Comparativement à la norme FAO (Tab. 3.5), le compost DDM (19,7 %MO) présente une teneur dans les normes, par contre le compost DDMG (57,4% MO) a une teneur élevée en % MO (Tab.3.5). Ceci est dû probablement à la présence de grignons d'olive dans DDMG. En effet, *M'sadak, et al.,(2015)*, ont montré que les grignons d'olives sont riches en matières

organiques et présentent en moyenne 95,2 % MO. Selon ces résultats (*M'sadak, et al. 2015*), dans DDMG le % MO, en fin de méthanisation a diminué de 62 %, (Fig.3.12). Par ailleurs, *Paino (1995)*, a montré que la teneur élevée en matières organiques des produits issus de la méthanisation permet la fabrication d'un compost de bonne qualité. Ainsi, le compost DDMG grâce à sa richesse en matière organique est un compost qualifié à être utilisé en agriculture.

### f) Rapport MOT/COT :

Le rapport MOT/COT est de 1,7217 et 1,722 respectivement pour DDMG et DDM (Fig.3.13). Il est à observer que le rapport de DDMG est légèrement plus élevé à celui de DDM.

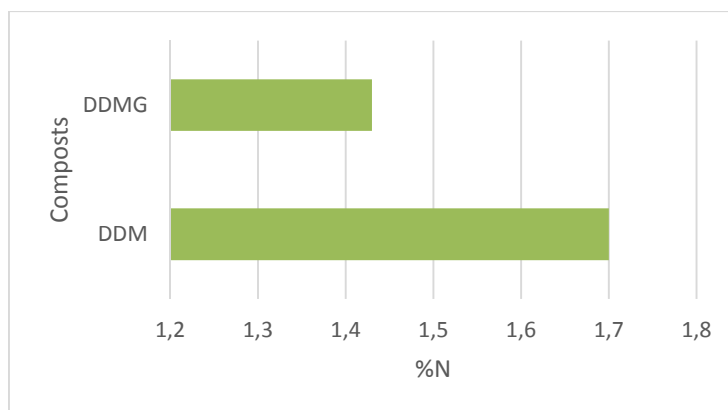


**Figure 3.13 :** Rapport (MOT/COT) des composts DDM et DDMG.

Selon *Cédric(2003)*, les rapports **MOT/COT** des composts varient en fonction du type de mélange initial. Il est de 1,7 dans le mélange composé principalement de déchets verts, et proche de 2 dans les mélanges à forte proportion de biodéchets. Ainsi, les composts DDM et DDMG résultants de la biodégradation anaérobie des déchets ménagers, sont principalement des déchets verts et peuvent être utilisés en agriculture.



### g) Teneur en Azote total (%N)



**Figure 3.14 :** Teneur de l'azote totale (%Nt) dans le compost DDM et DDMG

En ce qui concerne la teneur en Azote total des composts étudiés (Fig.3.14), nous avons trouvés des valeurs de 1,4 et 1,8 %Nt respectivement pour DDMG et DDM. Selon, *Cédric (2003)*, les bons composts ont des teneurs en  $N_t$  comprises entre (1-4%). Ce qui indique que les composts obtenues pour DDM et DDMG ont des teneurs dans les normes et sont de bons composts.

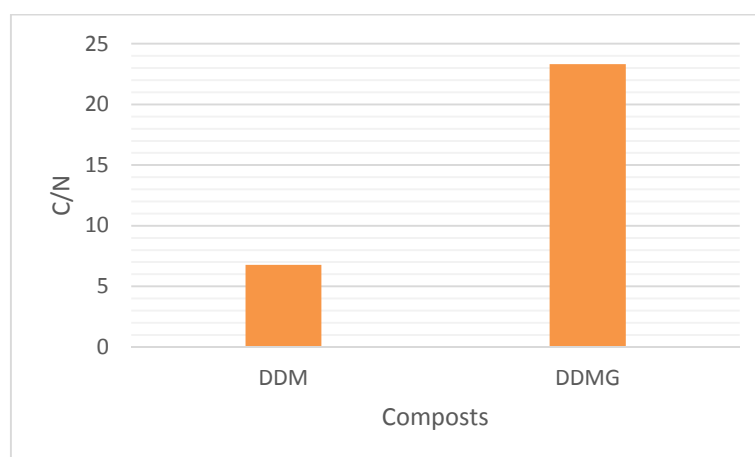
Ainsi, nos résultats sont comparables avec ceux de *Papa Malick Sall (2014)*, qui a trouvé des teneurs de 1,56 et 1,29 %Nt, respectivement pour un compost issu de paille et d'écorces. Par ailleurs, l'azote total est un des éléments les plus importants entrant dans la constitution des matières organiques. L'azote total est l'ensemble de l'azote organique et de l'azote inorganique (*Papa MalickSall, 2014*). La transformation des formes d'azote dépend de la teneur des substrats en cet élément et du rythme de décomposition de la matière organique (*Sánchez-Monedero et al. 2001*). Ainsi, pour *Kapetanos, et al. (1993)* et *Brinton et al.,(2000)*, l'azote total représente généralement 1 à 4% de la masse sèche totale du compost, et est composé à moins de 10% d'azote minéral.

Les teneurs en %Nt obtenus dans les composts DDMG (1,4%Nt) et DDM (1,8%N) sont expliqués, d'une part par l'utilisation de  $NO_3$  disponible par la microflore comme source d'oxygène dans la biodégradation anaérobie (*Hans-Jurjan, 1998*), et d'autre part par la volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac l'or du compostage du digestat, ou

par lessivage (lixiviat) sous forme de nitrate (*PapaMalik, 2014*). Mais, d'autres travaux dont ceux d'*Eggen, et Vethe (2001)* et de *Sánchez-Monedero et al., (2001)*, ont expliqué cette teneur en %Nt, par la nitrification de l'ammonium au cours du compostage. Ainsi, la comparaison du compost DDM et DDMG (Fig. 3.14), montre que l'ajout de grignons d'olive ne semble pas entraîné des modifications significative de la teneur en azote total et les composts obtenus répandent à la demande des applications agricoles (*Cédric, 2003*).

### h) Le rapport C/N :

La maturité d'un compost est souvent évaluée par le rapport C/N. Ainsi, le compost DDMG présente un rapport C/N 3 fois plus élevé que DDM, respectivement 23,30 et 6,80 (Fig.3.15).



**Figure 3.15:** Rapport C/N des composts DDM et DDMG.

La maturité d'un compost est un élément essentiel pour déterminer sa qualité. Le rapport C/N est l'un des indicateurs les plus utilisés dans l'évaluation de la maturité des composts. Dans la littérature plusieurs travaux dont ceux de *Gagnon et al (1999)* ont montré que les C/N des déchets varient entre 10 et 80 et ce rapport diminue au cours du compostage pour arriver à des valeurs comprises entre 8 et 25 (*Eggen, et Vethe. 2001*).

Ainsi, pour *Juste et Pommel (1987)*, un rapport C/N compris entre 10 et 25 est stabilisant pour les sols sur lesquels le compost est appliqué. D'après ce critère, le compost DDMG pourraient être considérés comme mûrs (C/N=23,3). Ainsi, l'apport de grignons d'olive dans les déchets ménagers favorise une meilleure maturation et produit un compost de qualité.

### 3.2.3 Test de croissance compost :

#### a. La nature du compost :

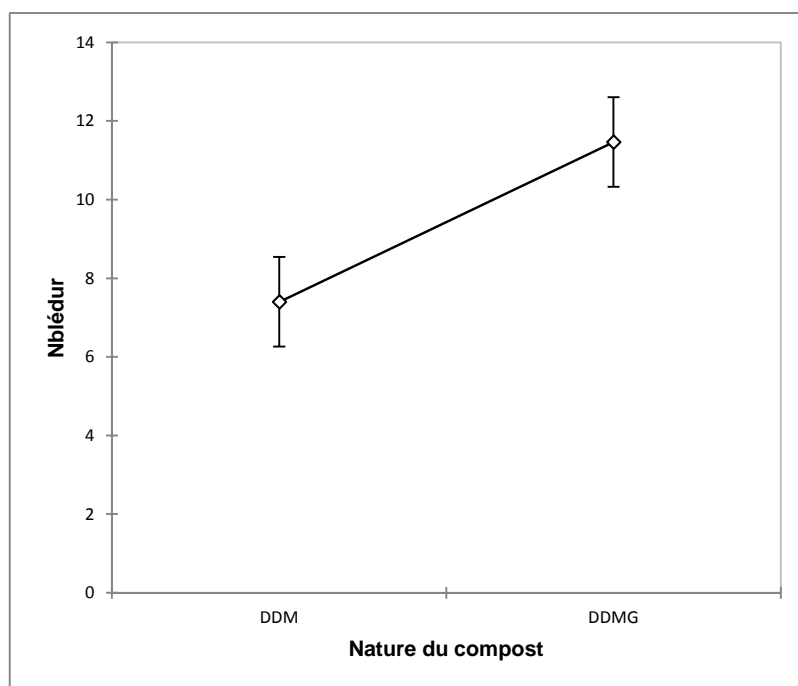
Il a été obtenu une moyenne de  $[7,4 \pm 1,7]$  et  $[11,5 \pm 2,7]$  N blé dur respectivement pour le compost DDM et DDMG (Fig.3.17). La différence est très significative ( $F_{obs} = 27,769$  ;  $ddl=1$  et  $p < 0,000$ ) (Tab.3.6 et Fig. 3.17). La valeur critique du d de Tukey:2,95 confirme que la DDMG (a) > DDM (b). Cela signifie que l'apport de grignon d'olive dans les ordures ménagères leur donne une meilleure qualité au compost (Fig.3.17).



**Figure 3.16 :** Test de croissance des graines de blé avec les composts résultants

**Tableau 3.6 :** Analyse de l'ANOVA pour la variable compost DDM et DDMG.

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature du compost	1	124,033	124,033	27,769	< <b>0,0001</b>
Proportion du compost	4	415,533	103,883	23,257	< <b>0,0001</b>
Nature du compost*Proportion du compost	4	52,467	13,117	2,937	<b>0,046</b>



**Figure 3.17 :** Variation des moyennes de N blé dur et Nature du compost DDM et DDMG.

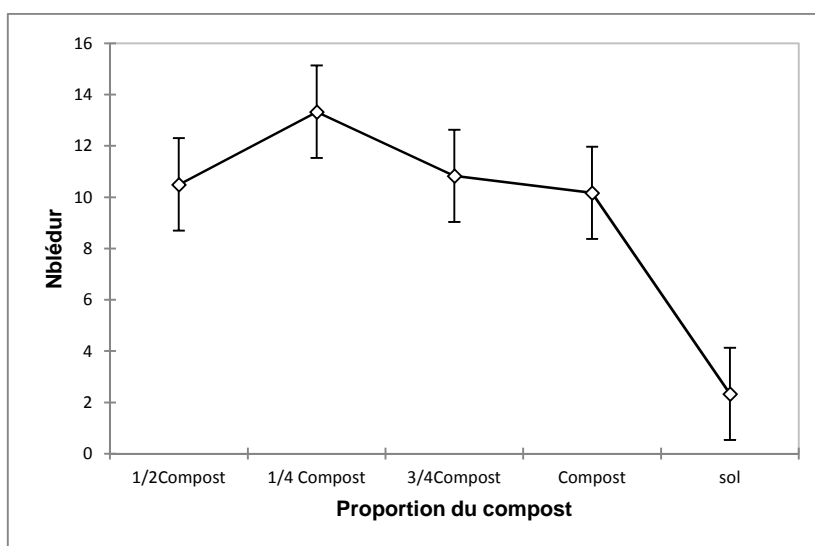
**Tableau 3.7:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions de Compost et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

Proportions de Compost	N Blédur
Sol	[2,3±0,8] (1_4)
25%	[13,3±3,2] (8-18)
50%	[10,5±3,4] (4_15)
75%	[10,8±2,6] (7_13)
Compost	[10,1±2,0] (6_12)

**b. Effet proportion du compost :**

Le tableau 3.7 montre les moyennes [2,3±0,8] ; [13,3±3,2] ; [10,5±3,4] ; [10,8±2,6] et [10,1±2,0] N Blé dur respectivement pour le sol, ¼ compost, ½ compost ¾ compost et compost. La différence est très significative (Fobs=23,257; dd=4 et

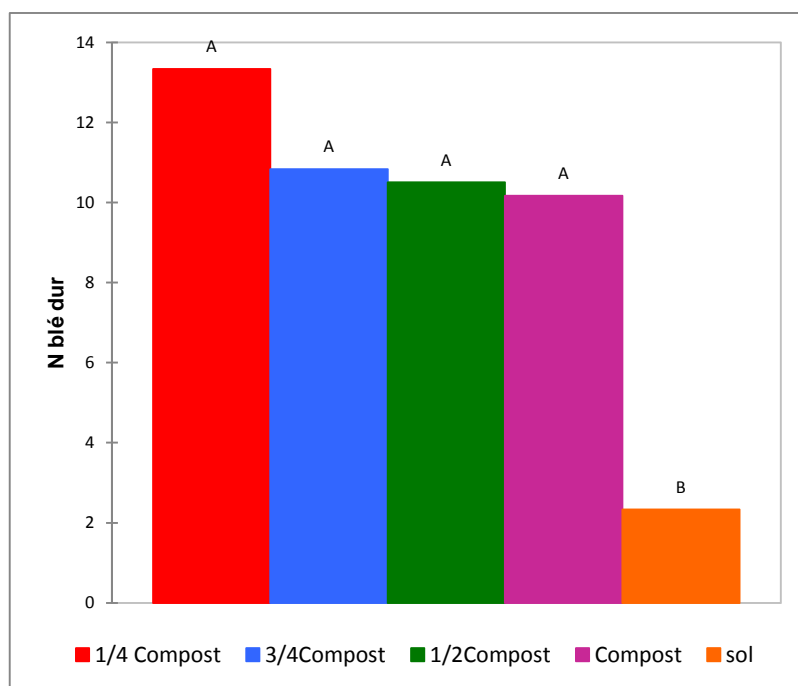
$p < 0,000$ ). Ainsi, il existe un effet proportion de compost (Tab. 3.6. Fig. 3.18). La Valeur critique de Tukey : 4,232 confirme la différence entre les moyennes de N blé et indique 2 modalités décroissantes d'apport de compost soit 1/4 Compost, 3/4Compost, 1/2Compost et Compost (a) > sol (b) (Tab.3.8). Ainsi, l'apport du compost, favorise la croissance de blé dur.



**Figure 3.18:** Variation des moyennes de N blé dur et des proportions du compost.

**Tableau 3.8:** Classification des moyennes de N blé dur en fonction de l'apport de compost.

		Nblédur
1/4	13,333 a	
Compost	10,833 a	
3/4Compost	10,500 a	
Compost	10,167 a	
sol	2,333 b	
Pr > F	< 0,0001	
Significatif	Oui	



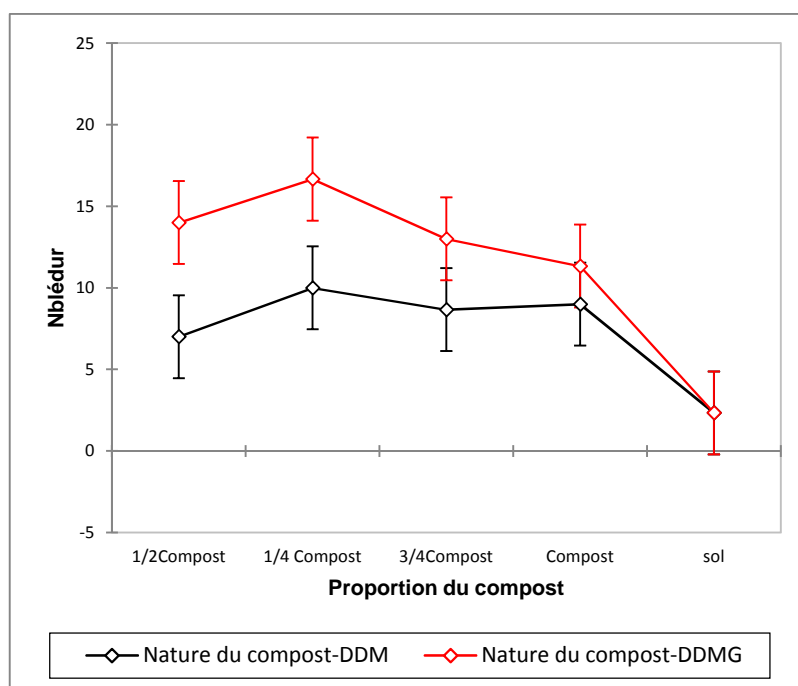
**Figure 3.19:** Classification des moyennes de N blé dur en fonction de l'apport de compost.

**c. Effet combiné nature et proportion de compost :**

Le tableau 3.9 montre que les moyennes pour DDM sont  $[2,3 \pm 0,7]$  ;  $[10,0 \pm 2,3]$  ;  $[7,0 \pm 3,4]$  ;  $[8,7 \pm 3,4]$  et  $[9,0 \pm 3,4]$  N blé dur et pour DDMG elles sont  $[2,3 \pm 1,7]$  ;  $[16,7 \pm 1,7]$  ;  $[14,0 \pm 1,9]$  ;  $[13,0 \pm 1,9]$  et  $[11,3 \pm 1,3]$  N blé dur respectivement pour les proportions Sol, 25% ; 50% ; 75% et 100% Compost. La différence est très significative ( $F_{obs}=2,937$  ;  $ddl=4$  et  $p<0,05$ ) (Tab.3.9 et Fig.3.20). La Valeur critique du d de Tukey : 5,008 confirme la différence entre les moyennes de N blé et indique 6 modalités décroissantes :  $DDMG*1/4Compost(a) > DDMG*1/2Compost(ab) > DDMG*3/4Compost$  ;  $DDMG*Compost(ab) > DDM*1/4Compost$  ;  $DDM*Compost$  ;  $DDM*3/4Compost$  (bc)  $> DDM*1/2Compost$  (cd)  $> DDM*sol$  et  $DDMG*sol$  (d) (Tab.3.10). Il existe donc un effet combiné entre nature du compost et proportions qui favorisent la croissance de blé.

**Tableau 3.9:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions de Sol/Compost ( DDM et DDMG) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

	DDM	DDMG
Sol	[2,3±0,7] (2-3)	[2,3±1,7] (1-4)
25%	[10,0±2,3] (8-12)	[16,7±1,7] (15-18)
50%	[7,0±3,4] (4-10)	[14,0±1,9] (12-15)
75%	[8,7±3,4] (7-8)	[13,0±1,9] (10-16)
Compost	[9,0±3,4] (6-12)	[11,3±1,3] (10-12)



**Figure 3.20 :** Variation des moyennes des plants de blé dur (Nblédur) en fonction de la Proportion \*Nature du compost DDM et DDMG.

**Tableau 3.10:** Classification des moyennes de N blé dur en fonction de Nature et apport de Compost DDM et DDMG.

	Nblédur	
DDMG*1/4 Compost	16,667 a	
DDMG*1/2Compost	14,000 ab	
DDMG*3/4Compost	13,000 abc	
DDMG*Compost	11,333 abc	
DDM*1/4 Compost	10,000 bc	
DDM*Compost	9,000 bc	
DDM*3/4Compost	8,667 bc	
DDM*1/2Compost	7,000 cd	
DDM*sol	2,333 d	
DDMG*sol	2,333 d	
Pr > F	< 0,0001	
Significatif	Oui	

Selon les résultats obtenus dans le test de germination ; il est à constater que l'apport des composts issus de la biodégradation anaérobie, favorise la germination de blé dur, quel que soit la nature (DDM ou DDMG). Toutefois pour DDMG nous notons une meilleure germination (Tab. 3.6, Fig.3.17).

Ainsi, le tableau 3.9, montre que peu importe la nature du compost (DDM ou DDMG), la meilleure germination des grains de blé dur, se situe dans la proportion de 25% de compost dans le substrat avec des taux de germination de 40% pour DDM et 74% pour DDMG. Ces résultats sont proches de ceux trouvés, par *Chennaoui, et al., 2016*, qui ont montré que l'incorporation d'une dose de 25% de compost au sol permet un taux de germination de 85 % pour le blé et 67 % pour la tomate. Par ailleurs, le tableau 3.10 et la figure 3.20, confirment qu'il existe un effet combiné entre nature du compost et les proportions sol/compost qui favorisent la germination de blé. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés, par *Hann et Abad Berjon, 1997*, qui ont démontrés que l'effet d'un compost est lié non seulement à sa nature, mais aussi il varie selon les doses appliquées (*AbadBerjon et al., 1997*). Pour aussi, *Compaore et al., 2010*, la germination varie suivant la proportion du compost apporté.

Ces résultats permettent de conclure que pour une dose acceptable, les composts DDM et DDMG, pourraient être utilisés en agriculture.

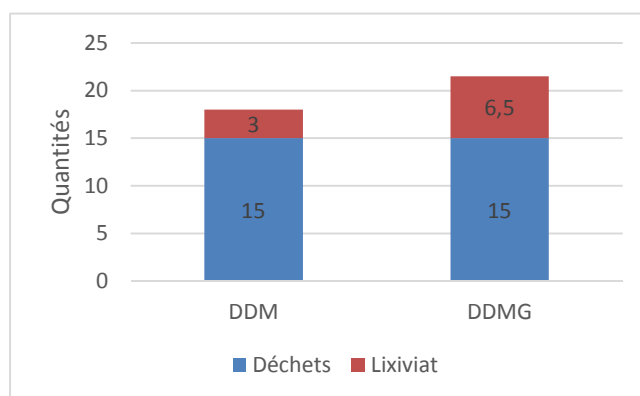


### 3.3 Compartiment lixivié

Le lixiviat est le jus résultant de la dégradation anaérobie des déchets organiques. Ainsi, l'analyse du lixiviat peut renseigner sur l'état de dégradation des déchets (Boulanger, 2011). Nous avons déterminé le volume le pH, la Conductivité, l'azote (mg/l) et le phosphore (mg/l) des lixiviats recueillis au cours de la méthanisation des déchets DDM et DDMG.

#### 3.3.1. Détermination des volumes :

A la fin de la biodégradation anaérobie des déchets DDM (10 kg des restes de cuisine et 5 kg des débris de jardin) et DDMG (5kg de grignons d'olive et 6 kg déchets de cuisine et 4kg déchets de jardin) nous avons récupéré des volumes différents de lixiviat (Fig.3.21).



**Figure 3.21** : Variation des lixiviats dans DDM et DDMG.

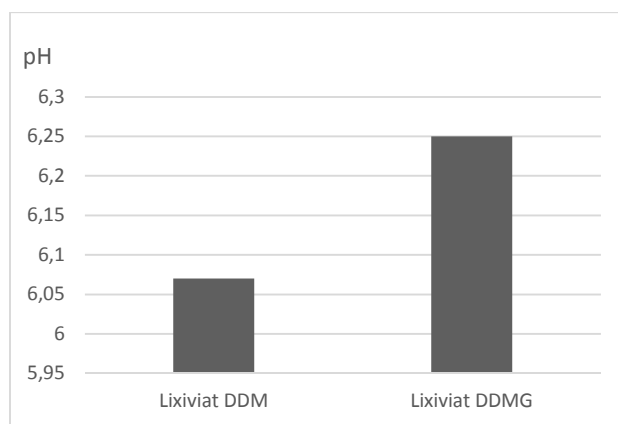
Ainsi, nous avons recueilli 3,0 et 6,5 L de lixiviat réciproquement pour DDM et DDMG (Fig.3.21).

Nous notons que la composition de déchets DDMG produit 2 fois plus de lixiviat que DDM. Cette variation est probablement due à la présence de grignons d'olive dans le substrat DDMG. En effet, selon *Chaabane et al., 1997*, les grignons d'olive ont un taux très élevé d'humidité (60%) et cette teneur élevée en eau contribue à augmenter significativement la percolation du lixiviat, au cours de la dégradation anaérobie.

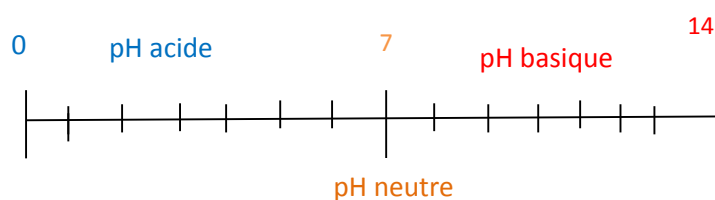
#### 3.3.2 Paramètres physicochimiques déterminés :

- Détermination du pH** : Les pH relevés sont de 6,07 et 6,25 respectivement pour le lixiviat DDM et le lixiviat DDMG (Fig.3.22). Les pH de DDM et DDMG sont

similaires et classés comme légèrement acides (<7) (Fig.3.23), selon l'échelle d'acidité des eaux (Rodier, 2009).



**Figure 3.22** : Variation des pH dans les lixiviats DDM et DDMG.



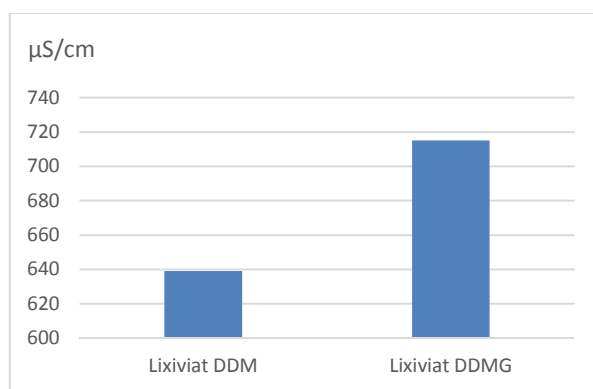
**Figure 3.23** : l'échelle d'acidité des eaux (Rodier, 2009).

Les valeurs de pH observées sont comparables à celles observées par *Arrizabalaga, 1997*, qui a relevé des valeurs entre 6,2 et 10, 0 pour des lixiviats de différentes décharges.

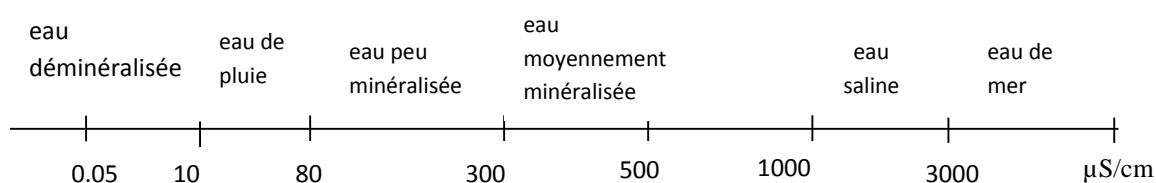
Le pH est un paramètre essentiel mesuré dans la détermination de la qualité et la phytotoxicité des lixiviats. Ainsi, un pH inférieur ou supérieur à 7 permet de différencier pendant la méthanisation la phase d'acidogénèse et de méthanogénèse (*Boulangier, 2011*). En effet, les concentrations de chacune des phases de méthanisation varient en fonction des conditions physicochimiques du milieu et donc de la phase de dégradation des déchets. Selon *Kjeldsen, et al., (2002)*, le pH de lixiviat varie entre (4,5 et 7,8) et (6,4 et 9,0) respectivement durant la phase d'acidogénèse et de méthanogénèse. Ainsi, les concentrations des pH des lixiviats obtenus sont expliquées par la présence d'acides organiques dans le lixiviat brut, issus de l'acidogénèse pendant la dégradation anaérobie des déchets organiques (*Gachet, 2005*). *Kouassi et al., (2014)*, ont expliqué que pendant la fermentation acide, les jeunes percolats (lixiviat moins de 5 ans) sont riches en composés organiques volatiles et les pH sont

généralement inférieures à 4 (Tchobanoglous et al., 1993). Et au fur et à mesure du vieillissement de la décharge et plus le lixiviat s'appauvrit en composés organiques volatiles et plus le pH s'élève à 7 et plus (Kjeldsen et al., 2002). Selon, Couture, 2004, le pH influence la forme et la disponibilité des éléments nutritifs dans l'eau d'irrigation. Le pH de l'eau d'irrigation devrait se situer entre 5,5 et 6,5 car la solubilité de la plupart des microéléments est optimale (Couture, 2004). Ainsi, les lixiviats DDM (6,05) et DDMG (6,25) seraient intéressants pour l'irrigation des sols pauvres pour les stimuler.

**b) Détermination de la conductivité électrique (Ce ms/cm) :** Les conductivités mesurées, sont de 639,0 $\mu$ S/cm et 715,0  $\mu$ S/cm respectivement pour le lixiviat DDM et DDMG (Fig.3.24).



**Figure 3.24 :** Variation des Ce ( $\mu$ S/cm) pour les lixiviats DDM et DDMG.



**Figure 3.25 :** Echelle de la salinité Ce ( $\mu$ S/cm) des eaux.

Les lixiviats DDM et DDMG sont classés comme des eaux fortement minéralisées (Fig.3.25)

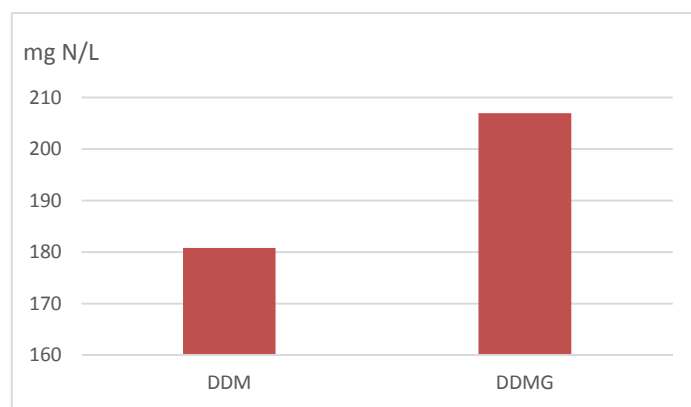
Toutefois, les valeurs de  $C_e$  ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de DDM et DDMG sont faibles comparativement à ceux trouvés par *Kjeldsen, et al. (2002)* qui varient entre 47 – 5200 mS/cm dans la phase d'acidogènes et de 160 à 1930 mS/cm dans la phase de méthanogenèse, et *Zalaghi, 2014* a relevé une conductivité de 24,05 mS/cm dans des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de Taza au Maroc.

Ces faibles valeurs de la conductivité dans le lixiviat DDM (639  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et DDMG (715  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) pourraient être expliquées par le phénomène de dilution, en effet, avant la mise en marche des biodigesteurs DDM et DDMG, 6 litres d'eau ont été rajoutés aux mélanges des déchets (Cf. Chap. II). D'après, *Kouamé, 2007*, l'apport de grandes quantités d'eau entraîne une dilution considérable des éléments chimiques des lixiviat et contribue ainsi à diminuer leur conductivité (*Kouamé, 2007*).

Par ailleurs, *Gachet, 2005* a mentionné que la conductivité permet de suivre l'évolution de la pollution minérale du lixiviat. Ainsi, une conductivité supérieure à 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  permet de conclure que l'eau est dure (ressource électronique 3). Et selon (*Ecoconso, 2012*) une eau dure est fortement chargée en ions calcium ( $\text{Ca}^{++}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{++}$ ). Cette dureté est due forcément à la minéralisation de la matière organique pendant la dégradation anaérobie, ce qui donne un lixiviat chargé en ions (*Ecoconso, 2012*). Ainsi, la classification des lixiviat DDM et DDMG comme eau dure (Fig. 3.25) est donc dû à leur charge en ions.

Cependant, le lixiviat DDMG (715,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) présente une conductivité plus élevée que celle de DDM (639,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). D'après *Gachet, 2005*, la conductivité apporte une information sur la quantité d'espèces chargées présentes en solution. Ceci explique que le lixiviat DDMG a une teneur plus élevée en charges anioniques et cationiques que le lixiviat DDM. Ainsi, l'ajout de grignons d'olive aux déchets ménagers à fermenter, favoriserait l'augmentation de la teneur en minéraux dans le lixiviat DDMG.

- c) **Détermination de l'azote total** : Les teneurs mesurées, sont de 180,8 et 207,0 mgN/L respectivement pour le lixiviat DDM et DDMG (Fig.3.26). Ainsi, Ces valeurs sont comprises dans la fourchette des normes (19 - 2695 mg N/L) que l'ADEM, 1995 a défini pour Nt des lixiviat des décharges des déchets non dangereux.



**Figure 3.26:** Variation des Nt (mg/L) dans les lixiviats DDM et DDMG.

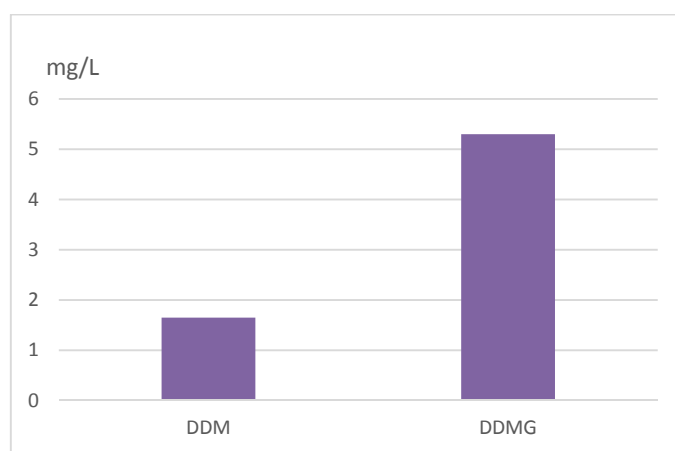
Les valeurs de l'azote (mg/L) dans les lixiviats DDM (180,8 mg/L) et DDMG (207,0 mg/L), sont proches de ceux trouvés par *Khattabi et al., (2001)*; qui ont montrés que les concentrations en azote du lixiviat provenant de la décharge d'ordures ménagères de Belfort (France) varient de 76,0 à 273,0mgN/l. En revanche, les teneurs obtenues sont faibles par rapport à ceux publier par (*Ehrig, 1983 et 1989*) qui a trouvé une valeur moyenne de 592,0 mg/L d'azote pour des lixiviats provenant d'une quinzaine de décharges d'ordures ménagères allemandes. Par ailleurs, par apport, aux gammes de concentrations élevées relevées dans la littérature (*Ehrig, 1983et 1989 (592,0 mg/L) ; Toklo, 2015 (220,0 à 400,0 mg/L);Tahiri, 2014 (>751,0 mg/L.)*) les teneurs en azote des lixiviats étudiés (Fig.3.26) sont faibles. Cela est expliqué probablement du au fait que les déchets utilisés sont issus des ménages et sont majoritairement des épiluchures de fruits, de légumes et de déchets de cuisine (*Grisey, 2013*).

En outre, la présence de l'azote dans les lixiviats DDM et DDMG est le fait que cet élément est essentiellement le résultat de la biodégradation des protéines et ne peut être dégradé sous des conditions anaérobies méthanogènes (*Kouassi et al., (2014)*, car la nitrification demande des besoin supplémentaire en oxygène (*Dhaouadi, 2008*). Et, la seule possibilité d'élimination de l'azote est l'entraînement par percolation (*INERIS, 2004*).

La richesse de l'azote dans les lixiviats DDM et DDMG (Fig. 3.26), nous permettent de noter qu'ils peuvent être utilisés comme fertilisants liquides. Toutefois, un traitement de réduction de concentration de l'azote totale est nécessaire avant leurs rejets en milieu naturel afin d'améliorer leur qualité et de réduire les problèmes de pollution que sa présence en concentration trop élevé peut entraîner (*Beauchamp et al., 2014*). En effet, les États-Unis et

plusieurs pays d'Europe appliquent une norme de rejet de l'azote, généralement inférieure à 10 mg N total/L, dans les effluents (*Chui et al. , 2001*).

- d) **Détermination du phosphore total :** Les teneurs mesurées, sont de 1,65 et 5,30 mg P/L respectivement pour le lixiviat DDM et DDMG (Fig.3.27). le lixiviat DDMG a 3 fois plus de phosphore que DDM. Cependant les 2 lixiviats sont compris dans les normes que l'ADEM a défini pour les lixiviats (0,95 – 21,2mg P/L).



**Figure 3.27 :** Variation du phosphore total (mg/L) dans les lixiviats DDM et DDMG.

Ces résultats sont comparables à ceux de (*Ehrig, 1983 et 1989*) qui a trouvé une teneur moyenne en phosphore totale de 5,7 mg/L pour 2 sortes de lixiviats (un lié à la phase acide et l'autre lié à la phase méthanogène). L'auteur s'est appuyé sur les résultats obtenus à partir de lixiviats provenant d'une quinzaine de décharges d'ordures ménagères allemandes.

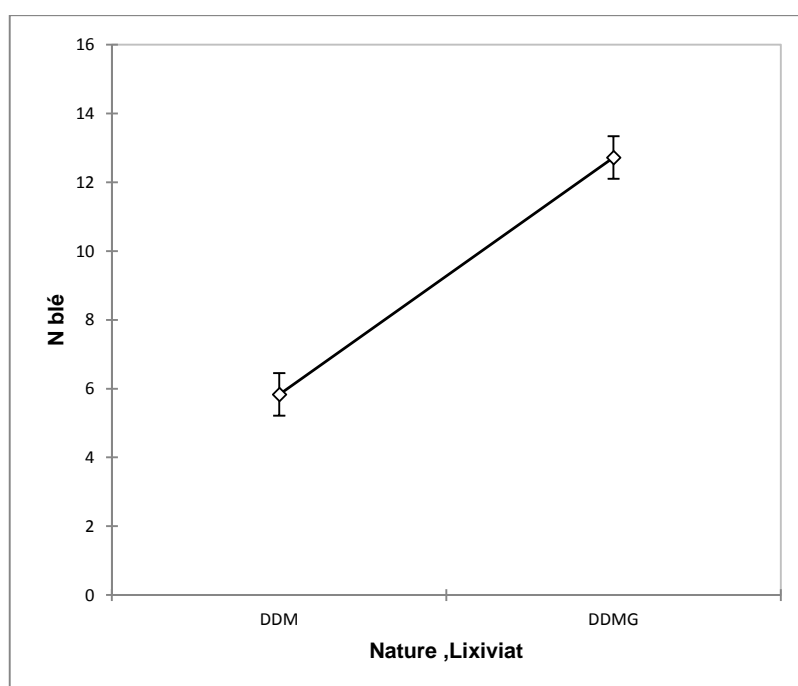
Ces teneurs sont aussi similaires à celles d'*Arrizabalaga, (1997)* qui a trouvé une teneur moyenne de 3.9 mg/L de phosphore pour différents lixiviats de décharges.

Ainsi, les valeurs trouvées en phosphore (mg/L) dans les lixiviats DDM (1,65 mg P/L) et DDMG (5,3 mg P/L) sont dans les normes des critères minimaux de qualité des lixiviats. En effet, l'arrêté ministériel du 31 décembre 2001 (*Bazerli et al., 2013*) relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés impose pour le rejet dans le milieu naturel une concentration moyenne mensuelle inférieure à 10 mg/l de phosphore. Ainsi, par rapport aux teneurs en phosphore, les lixiviats DDM et DDMG recueillis sont sans nuisances

environnementales et peuvent être rejeté en milieu naturel ou utilisé comme fertilisant des sols.

### 3.3.3 Test de croissance avec le lixiviat

- a. La nature du lixiviat :** Il a été obtenu une moyenne de  $[5,8 \pm 2,2]$  et  $[12,7 \pm 3,0]$  N blés respectivement pour le lixiviat de DDM et DDMG (Fig.3.28). La différence est très significative ( $F_{obs} = 265,103$  ;  $dd=1$  et  $p < 0,000$ ) (Tab. 3.11). La Valeur critique du d de Tukey: 2,919 confirme que la qualité du lixiviat DDMG est meilleure que celle de DDM.



**Figure 3.28 :** Variation des moyennes de N blés dur et Nature du Lixiviat DDM et DDMG.

**Tableau 3.11 :** Résultat de l'anova pour la variable N blés dur pour Lixiviat DDM et DDMG

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature Lixiviat	1	427,111	427,111	265,103	< <b>0,0001</b>
Proportion Lixiviat	5	955,889	191,178	118,662	< <b>0,0001</b>
Nature Lixiviat*Proportion Lixiviat	5	125,556	25,111	15,586	< <b>0,0001</b>

- b. Effet proportion de lixiviat :** Le tableau 3.12 montre que les moyennes pour DDM sont de  $[1,5 \pm 1,2]$  ;  $[7,3 \pm 1,4]$  ;  $[13,1 \pm 5,0]$  ;  $[6,7 \pm 5,4]$  ;  $[14,2 \pm 3,0]$  et

## Chapitre 3 : Résultats et discussions

[15,2±3,5] N Blé dur respectivement pour Eau distillée, 1/10Lixiviat, ¼ lixiviat, ½ lixiviat, ¾ lixiviat et Lixiviat. La différence est très significative (Fobs=118,662 ; ddl=5 et p<0,000). Ainsi, il existe un effet proportion de lixiviat (Tab.3.13 et Fig.3.30). La Valeur critique du d de Tukey: 4,373 confirme la différence entre les moyennes de N blé et indique 3 modalités décroissantes de lixiviat soit 100, 75, 50% de lixiviat (a)> 25 et 10% lixiviat (b) >100% eau distillée (c) (Tab.3.13 et Fig.3.30). Ainsi, le lixiviat favorise la germination de blé dur.

**Tableau 3.12:** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l'effectif (N) plants de blé dur dans les différentes % lixiviat/Eau distillée et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

%Lixiviat/Eau Distillée	N Blé Dur
100% Eau distillée	[1,5±1,2] (0_3)
10%	[7,3±1,4] (2_19)
25%	<b>[13,1±5,0]</b> (1_19)
50%	<b>[6,7±5,4]</b> (0_15)
75%	[14,2±3,0] (10_19)
100% Lixiviat	<b>[15,2±3,5]</b> (10_20)

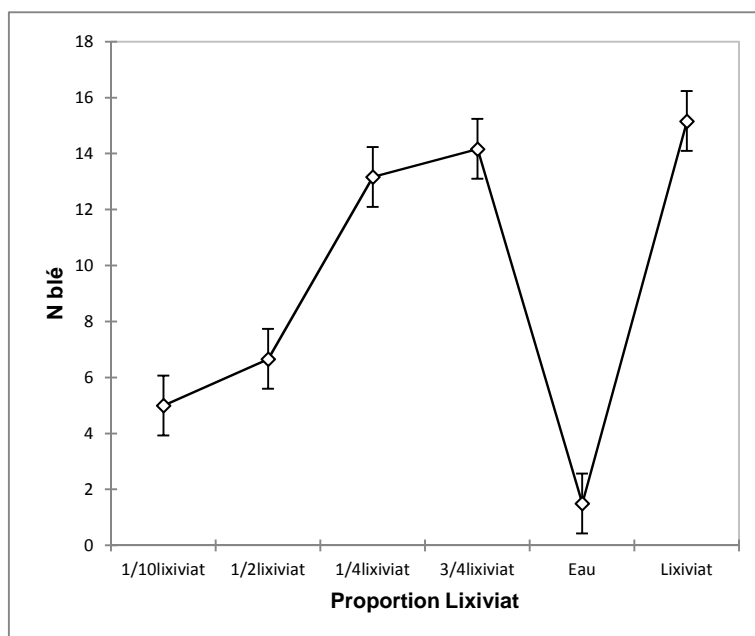




Figure 3.29 : Variation des moyennes de N blés dur et des proportions du Lixiviat.

Tableau 3.13 : Classification des proportions en lixiviat.

	N blé	
Lixiviat	15,167 a	
3/4lixiviat	14,167 a	
1/4lixiviat	13,167 a	
1/2lixiviat	6,667 b	
1/10lixiviat	5,000 b	
Eau	1,500 c	
Pr > F	< 0,0001	
Significatif	Oui	

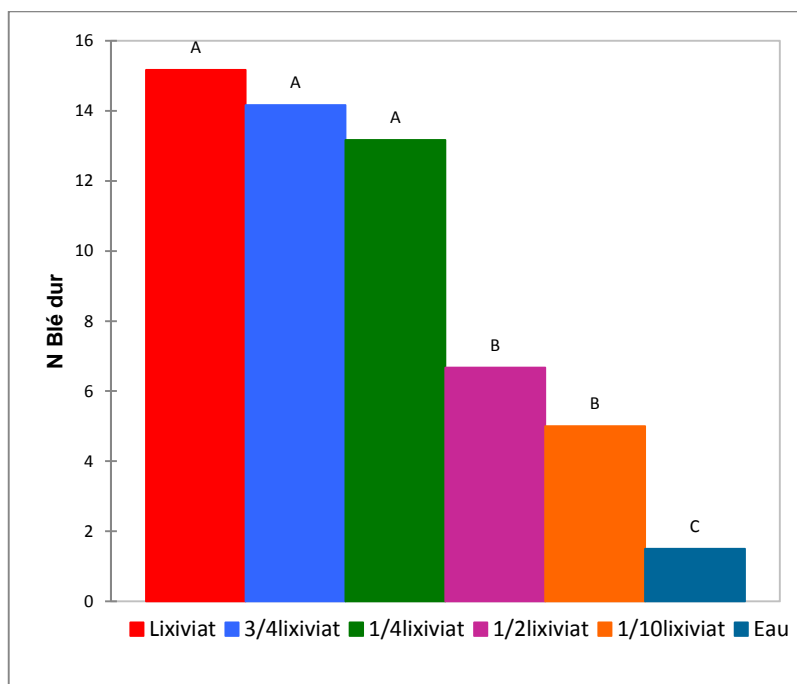


Figure 3.30: Classification des moyennes des plants de blé N blés dur en fonction des proportions de lixiviat.

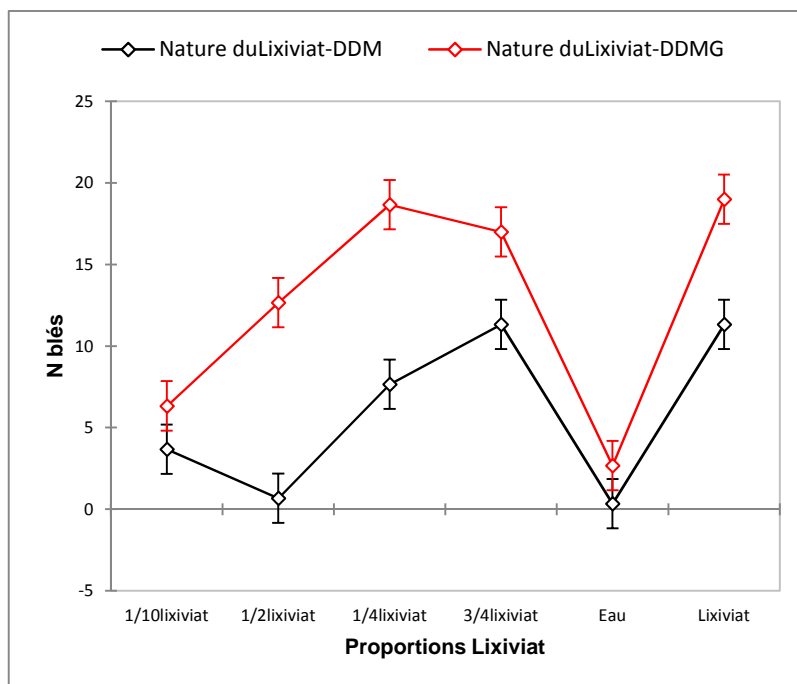
c. **Effet combiné nature et proportion de lixiviat** : le tableau 3.14 montre que les moyennes pour DDM sont de  $[0,3 \pm 0,7]$  ;  $[3,7 \pm 1,7]$  ;  $[7,7 \pm 0,7]$  ;  $[0,7 \pm 0,7]$  ;

### Chapitre 3 : Résultats et discussions

[11,3±1,3] et [11,3±1,7] N blé dur et pour DDMG elles sont de [2,7±0,7];[6,3±0,7] ; [18,7±0,7] ; [12,7±2,8] ; [17,0±2,3] et [19,0±1,1], respectivement pour Eau distillée, 1/10Lixiviat, 1/4lixiviat, 1/2lixiviat, 3/4lixiviat et Lixiviat. La différence est très significative (Fobs=15,586 ; dd=5 et p<0,000). Ainsi, il existe un effet nature et proportion de lixiviat (Tab.3.14, Fig. 3.31). La Valeur critique du d de Tukey : 5,099 confirme la différence entre les moyennes de N blé dur et indique 7 modalités décroissantes de nature et proportion de lixiviat soit : DDMG\*Lixiviat ;DDMG\*1/4lixiviat et DDMG\*3/4lixiviat(a)>DDMG\*1/2lixiviat(b)>DDM\*Lixiviat(bc)>DDM\*3/4lixiviat(cd)>DDM\*1/4lixiviat(de)>DDMG\*1/10lixiviat(ef)>DDM\*1/10lixiviat et DDMG\*Eau> DDM\*1/2lixiviat et DDM\*Eau (f)(Tab.3.3.4).

**Tableau 3.14 :** Intervalle de confiance à 95% pour les moyennes estimées pour l’effectif (N) plants de blé dur dans les différentes proportions Eau/LixiviatDDM et DDMG) et leurs valeurs extrêmes entre parenthèses.

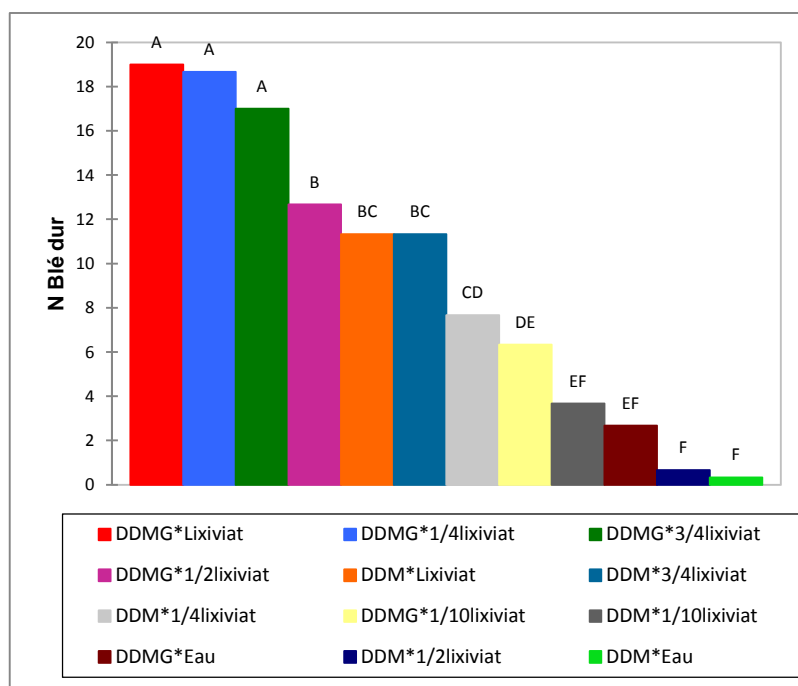
Proportion de Lixiviat	DDM	DDMG
100% Eau distillée	[0,3±0,7] (0-1)	[2,7±0,7] (2_3)
1/10Lixiviat	[3,7±1,7] (2_5)	[6,3±0,7] (6_7)
1/4lixiviat	[7,7±0,7] (7_8)	[18,7±0,7] (18-19)
1/2lixiviat	[0,7±0,7] (0_1)	[12,7±2,8] (10_13)
3/4lixiviat	[11,3±1,3] (10_12)	[17,0±2,3] (15-19)
100% Lixiviat	[11,3±1,7] (10_13)	[19,0±1,1] (18_20)



**Figure 3.31 :** Variation des moyennes des plants de blé dur (Nblés dur) en fonction de la Proportion Lixiviat\*Nature duLixiviat.

**Tableau 3.15 :** Classification des moyennes N blés dur en fonction de la Nature des lixiviat DDM et DDMG et des proportions de lixiviat

	N blé	
DDMG*Lixiviat	19,000 a	
DDMG*1/4lixiviat	18,667 a	
DDMG*3/4lixiviat	17,000 a	
DDMG*1/2lixiviat	12,667 b	
DDM*Lixiviat	11,333 bc	
DDM*3/4lixiviat	11,333 bc	
DDM*1/4lixiviat	7,667 cd	
DDMG*1/10lixiviat	6,333 de	
DDM*1/10lixiviat	3,667 ef	
DDMG*Eau	2,667 ef	
DDM*1/2lixiviat	0,667 f	
DDM*Eau	0,333 f	
Pr > F	< 0,0001	
Significatif	Oui	



**Figure 3.32** : Classification des moyennes de N blés dur en fonction de Nature et des proportions de lixiviat.

D'après les résultats obtenus dans le test de germination (Tab.3.13, Fig.3.30). Il est à constater que l'apport des lixiviats issus de la biodégradation anaérobie, favorise la germination de blé dur, quel que soit la nature du lixiviat (DDM ou DDMG) (Tab.3.14, Fig.3.31). Toutefois pour DDMG nous notons une meilleure germination (Tab.3.15, Fig.3.32), cela est expliqué forcément par les teneurs plus importantes de lixiviat DDMG en azote (Fig.3.25) et en phosphore total (Fig.3.26) que le lixiviat DDM.

Ces résultats vont dans le même sens que ceux de *Papa Malicksall, 2014* qui a constaté que l'utilisation du lixiviat n'a pas eu d'impact négatif sur le rendement lorsqu'il est utilisé pour répondre aux besoins en fertilisants du maïs sucré.

Notre hypothèse d'utiliser le lixiviat DDM et DDMG comme engrais, est confirmé par les travaux de *Ostrem, 2004* qui a affirmé que la partie liquide, l'éluat, peut être utilisée directement comme fertilisant liquide grâce à sa richesse en éléments nutritifs. Ainsi, les lixiviats DDM et DDMG peuvent être utilisés comme engrais liquides en agriculture.

# Chapitre 4

# Conclusion

## Chapitre 4 : Conclusion

---

L'objectif de ce travail est la valorisation des déchets organiques par méthanisation et l'effet de l'apport des grignons d'olives dans ce processus anaérobie pour obtenir :

- Du biogaz utilisé comme source d'énergie renouvelable (biocarburant, chauffage, électricité...).
- Un digestat destiné à une valorisation agricole (compost) ;
- Et du lixiviat employé comme fertilisant liquide.

Ainsi, pour connaître l'effet de l'apport des grignons d'olives aux déchets ménagers sur la production de biogaz, sur la qualité du digestat et du lixiviat. Nous avons mené une expérimentation à petite échelle et en conditions contrôlées. Nous avons fait un montage de 2 digesteurs DDM (100% de Déchets ménagers) et DDMG (66.67% Déchets ménagers et 33.33% de grignons d'olive) de 30 L chacun. Les résultats obtenus ont montré :

1. Concernant le biogaz : La production de biogaz pour DDM et DDMG a été évaluée pendant 2 périodes (froide et chaude). Il ressort que le microclimat extérieur ( $T^{\circ}C_{\text{air}}$  et  $\%H_{\text{air}}$ ) influe sur la production de biogaz. En effet, il a été observé, en période froide, une diminution très significative de la quantité de biogaz ( $\text{cm}^3$ ) pour DDM et DDMG. Ainsi, La moyenne hebdomadaire du biogaz ( $\text{cm}^3$ ) produite en période froide est de  $[177,7 \pm 15,6]$  et  $[385,4 \pm 33]$   $\text{cm}^3$  respectivement dans DDM et DDMG et en période chaude de  $[523,8 \pm 33,7]$  et  $[939,1 \pm 59,4]$   $\text{cm}^3$  pour DDM et DDMG. Par ailleurs, l'ajout de grignons d'olives aux déchets ménagers stimule et favorise significativement la production et la quantité de biogaz. Par ailleurs, le biogaz obtenu est inflammable et la flamme reste allumer pendant 12 minutes.
2. Concernant les digestats : les résultats des analyses physicochimiques et statistiques obtenus confirment que les composts DDM et DDMG sont mûrs et qualifiés à être utilisés en agriculture. En effet, les pH (7, 9), le %H (DDM=56,5% et DDMG= 40,0 %), le %MS (DDM=43,5%et DDMG=60.2 %) et %Nt (DDM=1,8% et DDMG=1,4%), présentent des caractéristiques physicochimiques semblables au compost obtenu par compostage et l'ajout de grignons d'olives ne semble pas influencé ces caractéristiques. En revanche, les teneurs sont relativement élevées dans DDMG pour le %COT (DDM=11.4% et DDMG=33.3%), %MO (DDM=19,7%et DDMG=57,4%). En outre, le C/N est 3 fois plus élevé dans DDMG (23,3) que DDM, (6,8). Ainsi, l'apport de grignons d'olive aux déchets ménagers contribuent à augmenter le taux de carbone et de matière organique et favorise une meilleure maturation (C/N) et produit un compost de qualité. En effet, le test de germination

confirme que le compost DDMG est significativement de meilleure qualité que DDM. Ainsi, avec une proportion de 25% de compost dans le substrat, la meilleure germination des grains de blé dur, est obtenu dans DDMG (74 %) et DDM (40 %).

3. Concernant les lixiviats : l'étude des paramètres physicochimiques des lixiviats montre un pH de (DDM= 6,1 et DDMG= 6,3), une Ce de (DDM= 639,0  $\mu$ S/cm et DDMG= 715,0 $\mu$ S/cm) et le P (DDM= 1,7 mg P/L et DDMG= 5,3 mg P/L). Ces résultats sont dans les normes des critères minimaux de qualité des lixiviats. Ainsi, l'ajout de grignons d'olive aux déchets ménagers à fermenter, favorise l'augmentation de la teneur en minéraux dans le lixiviat DDMG. Toutefois, un traitement de réduction de concentration de l'azote totale (DDM= 180,8mgN/L et DDMG= 207,0 mgN/L) est nécessaire avant leurs rejets en milieu naturel.

En revanche, le test de germination des grains de blé dur confirme que l'apport des lixiviats issus de la biodégradation anaérobie, favorise la germination de blé dur, quel que soit la nature du lixiviat (DDM ou DDMG). Nous notons, pour l'apport 100% lixiviat dans le substrat, une meilleure germination pour DDMG [19,0 $\pm$ 1,1 %] que DDM [11,3 $\pm$ 1,7 %]. Ainsi, les lixiviats DDM et DDMG peuvent être utilisés comme engrais liquides en agriculture grâce à leur richesse en éléments nutritifs.

En conclusion, la biométhanisation des déchets ménagers s'avère souhaitable pour l'Algérie. En effet, d'une part le biogaz produit, remplace les sources d'énergie épuisable et d'autre part le digestat améliore la qualité des sols en l'utilisant comme compost en agriculture et apporte ainsi d'importants gains économiques dans le domaine agricole. Par ailleurs, cela permet de réduire la pollution et les émissions des gaz à effet de serre en remplaçant les déchets biodégradables nuisibles à l'environnement par une énergie propre et saine réutilisables.

La biométhanisation est une solution souhaitable dans la valorisation énergétique des déchets en Algérie. Cette expérimentation peut être généralisée à grande échelle, elle permettra de mieux gérer de grande quantité de déchet et de produire constamment une énergie renouvelable à fin de couvrir les demandes excessives des citoyens et des communautés

Les résultats et les conclusions de cette étude nous permettent de déclarer que chaque ferme, en Algérie, pourrait produire sa propre énergie (électricité, chauffage, biocarburant et gaz). Ainsi, avec un bioréacteur d'une capacité de 3000L, le paysan utilisera 15tonnes de déchets organiques pour produire 731litres de biogaz (cela équivaut à4.38 KWh,0.5 L de

## *Chapitre 4 : Conclusion*

---

mazout, 1 m<sup>3</sup> de gaz naturel, 1 Kg de charbon et 1L d'essence) ainsi que 10 tonnes de digestat et 5 m<sup>3</sup> de lixiviat. Les digestats seront utilisés comme compost et les lixiviats pourraient être recyclés dans le massif des déchets organiques à fermenter. Par ailleurs, nous conseillons d'ajouter des grignons d'olives aux déchets organiques cela va favoriser d'une part la production de biogaz et d'autre part améliorer la qualité et la quantité des composts produits.



# Annexes

ANNEXES A



Figure 1 : Etapes de montage des biodigesteurs.



**Figure 2 :** Quantité des digestats obtenus dans DDM (a) et DDMG(b).



**Figure 3 :** Quantité des lixiviats obtenus dans DDM et DDMG.

ANNEXES B

Test de germination compost

**Tableau 1 : Statistiques descriptives (Données quantitatives)**

Variable	Observations	Obs. avec données manquantes	Obs. sans données manquantes	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Nblédur	30	0	30	1,000	18,000	9,433	4,847

**Tableau 2 : Statistiques descriptives (Données qualitatives)**

Variable	Modalités	Comptages	Effectifs	%
Nature du compost	DDM	15	15	50,000
	DDMG	15	15	50,000
Proportion du compost	1/2Compost	6	6	20,000
	1/4 Compost	6	6	20,000
	3/4Compost	6	6	20,000
	Compost	6	6	20,000
	sol	6	6	20,000

**Tableau 3 : Analyse de la variance (Nblédur)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	9	592,033	65,781	14,727	< <b>0,0001</b>
Erreur	20	89,333	4,467		
Total corrigé	29	681,367			

Calculé contre le modèle  $Y = \text{Moyenne}(Y)$

**Tableau 4 : Analyse Type I Sum of Squares (Nblédur)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature du compost	1	124,033	124,033	27,769	< <b>0,0001</b>
Proportion du compost	4	415,533	103,883	23,257	< <b>0,0001</b>
Nature du compost*Proportion du compost	4	52,467	13,117	2,937	<b>0,046</b>

**Tableau 5 : Analyse Type II Sum of Squares (Nblédur)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature du compost	1	124,033	124,033	27,769	< <b>0,0001</b>
Proportion du compost	4	415,533	103,883	23,257	< <b>0,0001</b>
Nature du compost*Proportion du compost	4	52,467	13,117	2,937	<b>0,046</b>

**Tableau 6 : Analyse Type III Sum of Squares (Nblédur)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature du compost	1	124,033	124,033	27,769	< <b>0,0001</b>
Proportion du compost	4	415,533	103,883	23,257	< <b>0,0001</b>
Nature du compost*Proportion du compost	4	52,467	13,117	2,937	<b>0,046</b>

**Tableau 7 : Nature du compost / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Nblédur) :**

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif	
DDMG vs DDM	4,067	5,270	2,086	< <b>0,0001</b>	Oui	
Valeur critique du d de Tukey :			2,95			
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
DDMG	11,467	0,546	10,328	12,605	A	
DDM	7,400	0,546	6,262	8,538		B

**Tableau 8 : Proportion du compost / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Nblédur) :**

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
1/4 Compost vs sol	11,000	9,015	2,992	< <b>0,0001</b>	Oui
1/4 Compost vs Compost	3,167	2,595	2,992	0,109	Non
1/4 Compost vs 1/2Compost	2,833	2,322	2,992	0,179	Non
1/4 Compost vs 3/4Compost	2,500	2,049	2,992	0,280	Non
3/4Compost vs sol	8,500	6,966	2,992	< <b>0,0001</b>	Oui
3/4Compost vs Compost	0,667	0,546	2,992	0,981	Non
3/4Compost vs 1/2Compost	0,333	0,273	2,992	0,999	Non
1/2Compost vs sol	8,167	6,693	2,992	< <b>0,0001</b>	Oui
1/2Compost vs Compost	0,333	0,273	2,992	0,999	Non
Compost vs sol	7,833	6,420	2,992	< <b>0,0001</b>	Oui
Valeur critique du d de Tukey			4,232		

**Tableau 9 : Synthèse des comparaisons multiples par paires pour Nature du compost\*Proportion du compost (Tukey (HSD))**

Modalité	Moyennes estimées (Nblédur)				
DDMG*1/4 Compost	16,667	A			
DDMG*1/2Compost	14,000	A	B		
DDMG*3/4Compost	13,000	A	B	C	
DDMG*Compost	11,333	A	B	C	
DDM*1/4 Compost	10,000		B	C	
DDM*Compost	9,000		B	C	
DDM*3/4Compost	8,667		B	C	
DDM*1/2Compost	7,000			C	D
DDM*sol	2,333				D
DDMG*sol	2,333				D

ANNEXES C

Test de germination lixiviat

Tableau 10 : Statistiques descriptives (Données quantitatives)

Variable	Observations	Obs. avec données manquantes	Obs. sans données manquantes	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
N blé	36	0	36	0,000	20,000	9,278	6,649

Tableau 11 : Statistiques descriptives (Données qualitatives) :

Variable	Modalités	Comptages	Effectifs	%
Nature du Lixiviat	DDM	18	18	50,000
	DDMG	18	18	50,000
Proportion Lixiviat	1/10lixiviat	6	6	16,667
	1/2lixiviat	6	6	16,667
	1/4lixiviat	6	6	16,667
	3/4lixiviat	6	6	16,667
	Eau	6	6	16,667
	Lixiviat	6	6	16,667

Tableau 12 : Analyse de la variance (N blé)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	11	1508,556	137,141	85,122	< 0,0001
Erreur	24	38,667	1,611		
Total corrigé	35	1547,222			

Calculé contre le modèle  $Y = \text{Moyenne}(Y)$

Tableau 13 : Analyse Type I Sum of Squares (N blé)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature du Lixiviat	1	427,111	427,111	265,103	< 0,0001
Proportion Lixiviat	5	955,889	191,178	118,662	< 0,0001
Nature du Lixiviat*Proportion Lixiviat	5	125,556	25,111	15,586	< 0,0001

## Annexes

**Tableau 14 : Analyse Type II Sum of Squares (N blé) :**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature duLixiviat	1	427,111	427,111	265,103	< <b>0,0001</b>
Proportion Lixiviat	5	955,889	191,178	118,662	< <b>0,0001</b>
Nature duLixiviat*Proportion Lixiviat	5	125,556	25,111	15,586	< <b>0,0001</b>

**Tableau 15 : Analyse Type III Sum of Squares (N blé)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Nature duLixiviat	1	427,111	427,111	265,103	< <b>0,0001</b>
Proportion Lixiviat	5	955,889	191,178	118,662	< <b>0,0001</b>
Nature duLixiviat*Proportion Lixiviat	5	125,556	25,111	15,586	< <b>0,0001</b>

**Tableau 16 : Nature duLixiviat / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (N blé) :**

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
DDMG vs DDM	6,889	16,282	2,064	< <b>0,0001</b>	Oui
Valeur critique du d de Tukey :			2,919		
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
DDMG	12,722	0,299	12,105	13,340	A
DDM	5,833	0,299	5,216	6,451	B



## Annexes

**Tableau 17 : Proportion Lixiviat / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (N blé) :**

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
Lixiviat vs Eau	13,667	18,649	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
Lixiviat vs 1/10lixiviat	10,167	13,873	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
Lixiviat vs 1/2lixiviat	8,500	11,599	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
Lixiviat vs 1/4lixiviat	2,000	2,729	3,092	0,106	Non
Lixiviat vs 3/4lixiviat	1,000	1,365	3,092	0,747	Non
3/4lixiviat vs Eau	12,667	17,285	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
3/4lixiviat vs 1/10lixiviat	9,167	12,509	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
3/4lixiviat vs 1/2lixiviat	7,500	10,234	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
3/4lixiviat vs 1/4lixiviat	1,000	1,365	3,092	0,747	Non
1/4lixiviat vs Eau	11,667	15,920	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
1/4lixiviat vs 1/10lixiviat	8,167	11,144	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
1/4lixiviat vs 1/2lixiviat	6,500	8,870	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
1/2lixiviat vs Eau	5,167	7,050	3,092	< <b>0,0001</b>	Oui
1/2lixiviat vs 1/10lixiviat	1,667	2,274	3,092	0,243	Non
1/10lixiviat vs Eau	3,500	4,776	3,092	<b>0,001</b>	Oui
Valeur critique du d de Tukey :			4,373		

**Tableau 18 : Synthèse des comparaisons multiples par paires pour Nature du Lixiviat\*Proportion Lixiviat (Tukey (HSD))**

Modalité	Moyennes estimées(N blé)	Groupes					
DDMG*Lixiviat	19,000	A					
DDMG*1/4lixiviat	18,667	A					
DDMG*3/4lixiviat	17,000	A					
DDMG*1/2lixiviat	12,667		B				
DDM*Lixiviat	11,333		B	C			
DDM*3/4lixiviat	11,333		B	C			
DDM*1/4lixiviat	7,667			C	D		
DDMG*1/10lixiviat	6,333				D	E	
DDM*1/10lixiviat	3,667					E	F
DDMG*Eau	2,667					E	F
DDM*1/2lixiviat	0,667						F
DDM*Eau	0,333						F

# Références bibliographiques

## Références bibliographiques

---

- Abad Berjon. M., Climent Morato. M.D., Aragon Revuelta. P., And Camarero Simon. A., 1997** ; The influence of solid Urban Wastecompost and nitrogen -mineral fertilizer on grow the and productivityin potatoes. Commun. Soil Sci . Plant Anal., 28:1653-1661. Dans: (Chennaoui et al, 2016).
- Abdullahi. Y. A., Akunna. J.C., White. N.A., Hallett. P.D., et Wheatley. R., (2008).**Investigating the effects of anaerobic and aerobic post-treatment on quality and stability of organic fraction of municipal solid waste as soil amendment. Bioresource Technology, vol. 99, n° 18.
- Actu-Environnement**, définition Déchet organique [on line], [réf. du janvier 2017]. Disponible sur : [https://www.actuenvironnement.com/ae/dictionnaire\\_environnement/definition/dechet\\_organique.php4](https://www.actuenvironnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/dechet_organique.php4)
- ADABIO, 2013** ; Installation Biogaz autoconstruite Version 1.5 du 01/06/2013
- Ademe, 1995** ; Etude bibliographique des rejets des différentes techniques de traitement des résidus urbains. Etude INSAVALOR POLDEN pour le compte de l'Ademe. 262p.
- Ademe, 1995** ; données provenant de 11 décharges françaises de classe 2 sur la période 1982-1994 ;
- AILE, 2007** ; Life Environnement Wilwater. Impacts environnementaux des TTCR de saules
- Albrecht. R., 2007** ; Co-Compostage De Boues De Station D'épuration Et De Dechets Verts : Nouvelle Methodologie Du Suivi Des Transformations De La Matiere Organique. these pour obtenir le grade de docteur de l'universite paul cezanne. universite paul cezanne aix-marseille III
- ALGÉRIE, 2005** ; L'oléiculture En Algérie E.108/Doc. n° 4 Mise à jour n° 32 Réf. : 02 – page 2.
- Allison. L.E., 1965** ; Organic carbon. Dans : Methods of soil analysis, 2<sup>e</sup> partie. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin. Pages 1367-1378.
- Amarante. L., 2010** ; Biométhanisation des déchets putrescibles municipaux-technologies disponibles et enjeux pour le Québec, page 80, Sherbrooke, Québec, CANADA.
- Arrizablaga. P., 1997** ; Etude des lixiviats de décharges: approche écotoxicologique. Campagnes 1993, 1994 et 1995. Service de l'écotoxicologue CANTONAL, CP 78, CH-1211 GENEVE 8.
- ASS Agricultures & Territoires, 2013** ; Gestion des épandages de digestats, Aspects techniques et environnementaux. Chambre d'Agriculture Deux-Sèvres.
- Avnimelech. Y., 1996** ; Stability indexes for municipal solid waste compost. Compost Science & Utilization, pages 26. Dans : (Tchakpa, 2010)
- Baize D., 2000** ; Guide des analyses en pédologie. 2<sup>ème</sup> Ed. INRA. Paris. 257 p.
- Barlaz, M. A., R. K. Ham, et al., 1990** ; Methane Production from Municipal Refuse - a Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics. Critical Reviews in Environmental Control **19**(6): 557-584.

## Références bibliographiques

---

- Bastide. G., 2014** ; Méthanisation. Service Prévention et Gestion des Déchets, Direction Consommation Durable et Déchets - ADEME Angers
- Bazerli. A., Esnault. L., ECOGEOSAFE, 2013** ; les procédés de concentration des effluents aqueux état de l'art, RECORD 11-0332/1A
- Beauchamp. C. J., Lessard. P., 2014** ; Retour A La Ferme Par Leur Cocompostage Des Résidus Végétaux Agroalimentaires Triés. Cultivon l'avenir 2, Numéro : 810114.
- Beck-Friis. B., and Jonsson. S., Eklind. H., Kirchmann. Y., Smars. H., 2003** ; Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining and understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11, 1:41-50. Dans : (Francou, 2003).
- Benamirouche R. et Hadjkouider D., 2015** ; La valorisation des déchets organiques pour la production de l'énergie renouvelable : le biogaz. Colloque sur : Les politiques d'utilisation des ressources énergétiques : entre les exigences du développement national et la sécurité des besoins internationaux.
- Bensemmane. A., 2009** ; Développons le secteur de l'huile d'olive en Algérie, Filaha Innove, Le trait d'union des opérateurs économiques pour le Renouveau du Monde Agricole et Rural. issn n°1111 4762 N° 4 Avril-Mai 2009. Edition magvet.
- Bernal. M. P., Paredes. C., Sanchez-Monedero. M. A., and Cegarra. J., 1998b** ; Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, 63:91-99. Dans : (Francou, 2003)
- Boulanger. A., 2011** ; Préparation d'un déchet ménager pour l'optimisation du potentiel et de la cinétique méthanogène. Thèse de doctorat. L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, AgroParisTech, Ecole doctorale ABIES, 316 page.
- Brinton. W. F., and Evans. E., 2000** ; Plant performance in relation to depletion, CO<sub>2</sub>-rate and volatile fatty acids in container media composts of varying maturity; Dans : C. Francou, 2003. *Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents*, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Chaabane. K., Bergaoui. R., Hammouda. M. B., 1997** ; Use of different olive oil cakes in young rabbit feeding. *World Rabbit Science*, 5 (1): 17-21
- CHESNEAU, C., 2015** ; Valorisation énergétique et agronomique des déchets organiques solides et eaux usées. Bioéc. BIOECO SARL bioecosarl@yahoo.fr www.bio-e-co.fr
- Camacho. P., et Prévot. C., 2008** ; Méthanisation des boues. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 9, p. 205-233). Paris, Éditions Tec & Doc. Dans : **Amarante. L., 2010** ; Biométhanisation des déchets putrescibles municipaux-technologies disponibles et enjeux pour le Québec, page 80, Sherbrooke, Québec, CANADA.
- Canet. R., and Pomares. F., 1995** ; Changes in physical, chemical and physico-chemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresource Technology*, 51:259-264. Dans : C. Francou, 2003. *Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La*

## Références bibliographiques

---

Nature Des Dechets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.

**Chantigny. M., 2002** ; Emissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) en agriculture, contribution des amendements organiques, des fertilisants minéraux et du labour. 65<sup>ème</sup> Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec.

**Chenane. A., MA, 2008** ; Analyse des coûts de la gestion des déchets ménagers en Algérie à travers la problématique des décharges publiques : Cas des communes de la wilaya de Tizi-Ouzou., faculté des sciences économiques et de gestion. Revue Compus N10.

**Cheniti H., 2014** ; la gestion des déchets urbains solides : cas de la ville d'Annaba, Thèse de doctorat. Management de l'Environnement 135 pages.

**Chennaoui. M., Salama. Y., Mekan. A., Mountadar. M., 2016**; Valorisation Agricole D'un Compost Produit À Partir Du Compostage En Cuve Des Déchets Municipaux, European Scientific Journal December 2016 edition vol.12, No.35 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431, 19 pages.

**Chouchene. A., 2010** ; Etude expérimentale et théorique de procédés de valorisation de sous-produits oléicoles par voies thermique et physico-chimique, thèse de doctorat

**Christensen. T.H., Kjeldsen. P., Bjerg. P.L., Jensen. D.L., Christensen. J.B., Baun. A., Albrechtsen. H.-J., Heron. G., 2001** ; Biogeochemistry of landfill leachate plumes, Applied Geochemistry 16, 659718

**Chui. P.C., Terashima. Y., Tay. J.H., et Ozaki. H., 2001** ; Wastewater treatment and nitrogen removal using submerged filter systems. *Water Sci Technol* , 43(1), 225-232

**Compaoré. E., & Nanéma. L.S., 2010** ; Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, TROPICULTURA, 2010, 28, 4, 232-237, 6 pages.

**Compaoré. E., Appl. J., Biosci. 2010** ; Evaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides. Journal of Applied Biosciences 33: 2076 - 2083 ISSN 1997–5902.

**Couture. I., 2004** ; ANALYSE D'EAU POUR FIN D'IRRIGATION. MAPAQ Montérégie-Est. AGRI- VISION 2003- 2004.

**Currenta GmbH & Co. OHG**, Incinérateurs, mise à jour : mars 2010. Disponible sur : [https://www.currenta.de/tl\\_files/currenta/medien/currenta/downloads/pdf/CUR\\_Verbrennung\\_fr.pdf](https://www.currenta.de/tl_files/currenta/medien/currenta/downloads/pdf/CUR_Verbrennung_fr.pdf)

**Doerr. B., et Lehmkuh. N., 2001, Révision 2008** ; iodigesteurs à Méthane. ECHO Technical Note #44

**DDAF, 2004** ; Direction départementale de l'agriculture et de la forêt, Les types de déchets et leurs stockage, 11 pages, [réf. du mars 2017], disponible sur : [www.dechetcom.com/comptes/envchristele/types\\_dechets.pdf](http://www.dechetcom.com/comptes/envchristele/types_dechets.pdf)

**DDTM 64 - SDREM, 2014** ; Les déchets inertes : Les installations de stockage de déchets inertes ISDI, page3. 1<sup>er</sup> et 2 décembre 2014, [réf. du janvier 2017], disponible sur :

## Références bibliographiques

---

[http://www.le64.fr/fileadmin/mediatheque/cg64/documents/environnement/3-b\\_Cadrage\\_r%C3%A9glementaire\\_inertesBD.pdf](http://www.le64.fr/fileadmin/mediatheque/cg64/documents/environnement/3-b_Cadrage_r%C3%A9glementaire_inertesBD.pdf)

- Degueurce. A., 2016** ; La méthanisation par voie sèche agricole appliquée aux fumiers de bovins : optimisation de la recirculation des lixiviats, UNIVERSITÉ DE RENNES 1, Thèse de Doctorat, HAL Id: tel-01379423
- De Hann. S., 1981** ; Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Gorningen, the Netherlands. Neth .J. agric.Sci, 29:49-61. Dans : **Chennaoui. M., Salama. Y., Makan. A., Mountadar. M., 2016**; Valorisation Agricole D'un Compost Produit À Partir Du Compostage En Cuve Des Déchets Municipaux, European Scientific Journal December 2016 edition vol.12, No.35 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431, 19 pages.
- Delbeuck. C., 2011** ; Les déchets. Ecole nature et ECO-CITOYENNES [réf. du janvier 2017]. Disponible sur : <http://environnement.wallonie.be/publi/ecoles-nature/ecoles-nature-DECHETS.pdf>.
- Delfosse. P., 2010** ; Microbiologie De La Digestion Anaérobie, Compte Rendu De La Présentation De Philippe Delfosse (Centre De Recherche Public Gabriel Lippmann).
- Dewis J. et Freitas F., 1984** ; Methodes d'analyse physique et chimique des sols et des eaux. Bull. pédologique FAO,n°10, Rome.
- Dhaouadi. H., 2008** ; Traitement des Eaux Usées Urbaines. Les procédés biologiques d'épuration. Université Virtuelle de Tunis.
- Djemaci. B., 2013** ; La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments 'efficacité, UNIVERSITE DE ROUEN, THÈSE de doctorat en sciences économiques HAL Id: tel-00804063 <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00804063>.
- Doublet. S., Leclerc. B., Couturier. C., Berger. S., 2004** ; Qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation, Rapport Final C/568 - N°2 – 12/04 Département Agriculture et Alimentation 2 Square Lafayette BP.406 49004 ANGERS Cedex 01
- Duchauffour, 1977** ; Pedologie et classification .Ed.Masson, Paris, 477 p.
- Duplessis. J., 2002** ; Le compostage facilité, Guide sur le compostage domestique, NOVA Envirocom.
- Ecoconso, 2012** ; La dureté de l'eau fiche –conseil n°27 février 2012. [[ressource électronique](http://www.ecoconso.be)] Disponible sur : <http://www.ecoconso.be>
- Eggen. T., and Vethe. O., 2001** ; Stability indices for different composts. Compost Science & Utilization, 9, 1:1926.
- Elhadji. A. H., Almoustapha. O., 2015** ; Generation of Biogas from Household in Maradi, Fundam Renewable Energy Appl, 5:2 ISSN: 2090-4541 JFRA, an open access journal.
- Ehrig. HJ., 1983** ; Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste management & research 1:53-68.

## Références bibliographiques

---

- Ehrig. HJ., 1988; 1989** ; Water and element balances of landfills. In: Baccini, editor. The Landfill – Reactor and Final Storage - Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes - Gerzensee, March 14-17, p. 83-115.
- Farquhar, 1989** ; Leachate: production and characterization, Canadian Journal of Civil Engineering 16, 317-325
- Fiche compost biodechets**, Compost contenant des ferm entescib les alim ent a ires et/ou m é nagers, collectés séparément : NFU 44-051 – type 5a Disponible sur : [http://www.compostage-paca.fr/wp-content/uploads/2013/10/Fiche\\_compost\\_biodechets\\_44051\\_type\\_5a.pdf](http://www.compostage-paca.fr/wp-content/uploads/2013/10/Fiche_compost_biodechets_44051_type_5a.pdf)
- Francou. C., 2003** ; Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Fuchs. J., 2011** ; Valorisation agronomique des digestats, présentation Biogaz Europe, FIBL.
- Gachet. C., 2005** ; Evolution bio\_physico\_chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. Thèse de doctorat. Ecole doctorale de chimie de Lyon. 271 pages.
- Gagnon. B., Robitaille. R., and Simard. R. R., 1999** ; Characterization of several on-farm and industrial composted materials. Can. J. Soil. Sci., 79:201-210. Dans : C. Francou, 2003. Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Gau. D., et Klotz. S., 2001** ; Le Biodigesteur : dossier technico-économique, CIRAD Publication. Fort de France, Martinique, France. 56P
- Giroux. M., et Audesse. P., 2004** ; Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme, agrosol, vol. 15, n°2.
- Godon. J.-J., 2008** ; Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 3, p. 61-85). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Grisey. E., 2013** ; Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement Site d'étude : l'ISDND d'Étueffont (Territoire de Belfort - France). Thèse de doctorat Spécialité Sciences de la Terre et de l'Environnement. Université de Franche-Comté, École Doctorale ES, Laboratoire Chrono-Environnement.
- Hans-Jurjan, 1998** ; Ecologie forestière. Institut pour le développement forestier. Page 285
- Hirai. M. F., Katayama. A., and Kubota. H., 1986** ; Effect of compost maturity on plant growth. BioCycle, 27:5861. Dans : C. Francou, 2003. Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.

## Références bibliographiques

---

[https://www.actuenvironnement.com/ae/dictionnaire\\_environnement/definition/dechet\\_organique.php4](https://www.actuenvironnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/dechet_organique.php4) [ressource électronique1] [réf. du juin 2017].

<http://www.aps.dz/regions/55508-oran-produire-del%E2%80%99%C3%A9lectricit%C3%A9-%C3%A0-partir-des-biogaz-du-cet-de-hassi> [ressource électronique3] [réf. du janvier 2018].

[http://www.compostagepaca.fr/wpcontent/uploads/sites/5/2013/10/Fiche\\_compost\\_biodechets\\_44051\\_type\\_5a.pdf](http://www.compostagepaca.fr/wpcontent/uploads/sites/5/2013/10/Fiche_compost_biodechets_44051_type_5a.pdf) [ressource électronique2] [réf. du juin 2017].

**Iglesias-Jimenez. E., and Perez-Garcia. V., 1989** ; Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*, 27:115-142. Dans: C. Francou, 2003. *Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents*, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.

**Igoud S., 2002** ; Le biogaz : une solution énergétique viable. *Bulletin des énergies renouvelables* - N° 2 Décembre 2002.

**IKOS, 2007** ; La solution biologique de proximité: Le bioréacteur ou la méthanisation en cellules. Disponible sur : [http://atee.fr/sites/default/files/ATEE/Fichiers/5-arnaud\\_cauvin\\_ikos.pdf](http://atee.fr/sites/default/files/ATEE/Fichiers/5-arnaud_cauvin_ikos.pdf)

**INERIS 2004** ; Stockage des déchets et santé publique. Disponible sur : <http://invs.santepubliquefrance.fr/publications/2005/dechets/fichiers/sommaire.htm> .

**Jaffré. T., 2016** ; Les principes de la méthanisation, Fiche technique n° 1 DDT de l'Ain - Marylène Perrot-Audet Unité communication.

**Jellouii. D., Faouzi. A., Moses. A., 1988** ; L'expérience de production de biogaz a Ouarzazate (ORMVA D'Ouerzazate) page 85.

**Jirou. Y., Harrouni. M.C., Belattar. M., Fatmi. M., & Daoud. S., 2014** ; Traitement des lixiviats de la décharge contrôlée du Grand Agadir par aération intensive. *Rev. Mar. Sci. Agron. Vét.* (2014) 2 (2):59-69

**Juste. C., Pommel. B., 1977** ; La valorisation agricole des déchets. Article publié, Yaoundé, 9 page. Dans: C. Tchakpa, 2010, caractérisation et valorisation par compostage aérobie des déchets solides ménagers du quartier fidjrosse a cotonou, mémoire pour l'obtention de master ii, 63 pages.

**Kalloum S, Khelafi M, Djaafri M, Tahri A et Touzi A. 2007** ; Etude de l'influence du pH sur la production du biogaz à partir des déchets ménagers. *Revue des Energies Renouvelables*. Unité de Recherche en Energies Renouvelables en Milieu, 01000 Adrar Vol. 10 N°4 (2007) 539 – 543, page 540.

**Kapetanios. E. G., Loizidou. M., and Valkanas. G., 1993** ; Compost production from greek domestic refuse. *Bioresource Technology*, 44:13-16. Dans : C. Francou, 2003. *Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Déchets Urbains : Influence De La Nature Des Déchets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents*, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.



- Kjeldsen. P., Barlaz. M. A., et al. 2002** ; "Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **32**(4): 297-336. Dans : **Boulanger. A., 2011** ; Préparation d'un déchet ménager pour l'optimisation du potentiel et de la cinétique méthanogène. Thèse de doctorat. L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, AgroParisTech, Ecole doctorale ABIES.
- Khattabi. H., Aleya. L., Mania. J., Grisey. H., 2001** ; Evolution temporelle de la composition du lixiviat d'une décharge à ciel ouvert effets des précipitations. déchets - revue francophone d'écologie industrielle - n° 21 - 1<sup>er</sup> trimestre 2001 - reproduction interdite.
- Kouassi. E., Aahoussi. K.E., Koffi. Y.B., Kouame. I.K., Soro. N., Biemi. J., 2014** ; Caracterisation physico-chimique du lixiviat d'une decharge de l'afrique de l'ouest: cas de la decharge d'akouedo (abidjan-côte d'ivoire). *larhyss journal*, 19.
- Kuhad. R. C., Chandna. P., Singh. A., 2011** ; Composting of Lignocellulosic Waste Material for Soil Amendment. In : [Bioaugmentation, biostimulation and biocontrol \[ressource électronique3\]](#) / A. Singh, N. Parmar, R. C. Kuhad, editors. SpringerLink. Dans: P. Malick Sall, 2014. Étude du compost et du lixiviat obtenus par cocompostage des résidus agroalimentaires à la ferme.
- Kouame K.I. 2007** ; Pollution physico-chimique des eaux dans la zone de la décharge d'Akouedo et analyse du risque de contamination de la nappe d'Abidjan par un modèle de simulation des écoulements et du transport des polluants. Thèse de Doctorat, Université d'Abobo Adjamé, Côte d'Ivoire, 212 p.
- La Conductivité**, ressource électronique, Disponible sur <http://alain.avrons.free.fr>
- L' E'CAUX POLE, 2007** ; L'unité de méthanisation-compostage [réf. juin 2017] Disponible sur : <http://www.ecauxpole.fr/processus-de-valorisation/l-unite-de-methanisation-compostage.html>
- Malick Sall. P., 2014** ; Étude du compost et du lixiviat obtenus par cocompostage des résidus agroalimentaires à la ferme, Québec, Canada. 111 pages.
- Mata-Alvarez. J., Mace. S., et Llabres. P., (2000)** ; Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, vol. 74, n° 1.
- Mignon. C., 2009**; Biométhanisation: Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture. Valbiom. version finale le: 18 aout 2009 Disponible sur : [www.valbiom.be](http://www.valbiom.be)
- M'SADAK. Y., MAKHLOUF. M., EL AMROUNI. S., 2015** ; Évaluation qualitative et possibilités de valorisation biologique de labiomasse oléicole reprise dans le Sahel Tunisien, *Journal of New Sciences*, Volume 18(4). Published June, 01, 201, ISSN 2286-5314, 11 pages.
- Moussouni. A., 2009** ; L'oléiculture : Technologie et développement, **Filaha Innove**, Le trait d'union des opérateurs économiques pour le Renouveau du Monde Agricole et Rural. ISSN n°1111 4762 N° 4 Avril-Mai 2009. Edition magvet.

## Références bibliographiques

---

- Mouton. R. 2012** ; Grignons d'Olives et Compost, Matières organiques, fiche N° 23, CRA PACA - Maison des Agriculteurs, ADEME. Page 01.
- Muñoz, J., A., H., 2016** ; biogaz. Travail de diplôme édition 2016.
- Mustin. M., 1987** ; Le compost-Gestion de la matière organique. Éditions François Dubusc. Paris, 954p. Dans : P. Malick Sall, 2014. Étude du compost et du lixiviat obtenus par cocompostage des résidus agroalimentaires à la ferme.
- Navarro. A. F., Cegarra. J., Roig. A., and Garcia. D., 1993** ; Relationships between organic matter and carbon contents of organic wastes. Bioressource echnology,203-207. Dans : C. Francou, 2003. Stabilisation De La Matière Organique Au Cours Du Compostage De Dechets Urbains : Influence De La Nature Des Dechets Et Du Procédé De Compostage - Recherche D'indicateurs Pertinents, thèse de doctorat, 288 pages, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Nefzaoui. A., 1984** ; Importance de la production oléicole et des sous-produits de l'olivier. *In* : Etude de l'utilisation des sous-produits de l'olivier en alimentation animale en Tunisie. Étude FAO production et santé animales **43**, Rome.
- Ngnikam. E., Tanawa. E., 2006** ; Les villes d'Afrique face à leurs déchets. utbm, Université de Technologie de Belfort-Montbéliard.
- OMS, 2004** ; Liens entre l'eau, l'assainissement, l'hygiène et la santé faits et chiffres - mise à jour de novembre 2004. Genève.
- Ostrem. K., 2004** ; Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Mémoire de maîtrise, Columbia University, New York.
- Otto Hans-Jürgen, 1998** ; Ecologie forestière. Institut pour le développement forestier, Forêt privée française, 397 pages
- Ouabou. E., Anouar. A. et Hilali. S., 2014** ; Traitement de la margine brute d'huile d'olive par distillation suivi de neutralisation par la chaux, Journal of Applied Biosciences 79 :6867 – 6872 ISSN 1997-5902.
- Oumarou, E., et millogo-rasolodimby, J., 2006** ; Production de biogaz et de compost à partir de eichhornia crassipes, (mart) solms-laub (pontederiaceae) pour un développement durable en Afrique sahélienne. Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement. Volume 7 Numéro2 Septembre 2006 disponible sur <https://vertigo.revues.org/2221#tocto3n1>.
- Partl, H. 2007** ; Kompogas Process – Description and Costings. *In* Evergreen Energy. 2007 *Hyder Consulting Report on the KOMPOGAS process*, dans : (**Amarante, 2010**).
- Planetoscop, 2012** ; plateforme virtuelle qui calcule des statistiques mondiales relatives aux usages des énergies renouvelables partout dans le monde <http://www.planetoscope.com/Source-d-energie/1575-production-mondiale-de-biogaz.html>
- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B.M., and Williams, R.B. 2008** ; Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste. In California Natural Resources Agency. Department of Resources Recycling and Recovery. Biochemical Conversion Processes. Anaerobic Digestion, [En Ligne].

## Références bibliographiques

---

<http://www.calrecycle.ca.gov/Publications/Organics/2008011.pdf> (Page consultée le 2 mars 2010).

- Renou. S., Givaudan. J.G., Poulain. S., Dirassouyan. F., Moulin. P., 2008** ; Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials* 150, 468-493
- Rodier. J., 1984** ; L'analyse de l'eau (eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer), 7th ed, Dunod Edition, Paris, France.
- Rodier. J., 1996** ; L'analyse de l'eau (eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer), 8ème Edition, Dunod, Paris, 1383 p.
- Rodier. J., 2009** ; Analyse de l'eau. Eaux naturelles. Eaux résiduaires. Eau de mer. 9ème édition. Ed. Dunod bordas, Paris. 1526 pages.
- Roletto. E., Barberis. R., Consiglio. M. and Jodice. R., 1985a** ; Chemical parameters for evaluating compost maturity. *BioCycle*, 26:46-47. Dans : (Francou, 2003).
- Sanchez-Monedero. M. A., Roig. A., Paredes. C., and Bernal. M. P., 2001**; Nitrogen transformation during organic waste composting by the rugers system and its effects on pH, EC, and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78:301-308. Dans : (Malick Sall, 2014)
- Spezzani. L., 2015** ; Valorisation du digestat, Valbiom, valorisation de la biomasse asbl
- SPI, 2014** ; Les Déchets Définition, Gestion, Collecte, Traitement, Responsabilités, Police Spéciale Disponible sur : [http://www.spivs.org/medias/publications/les\\_dechets\\_definition\\_gestion\\_collecte\\_traitement\\_responsabilites\\_police\\_speciale.pdf](http://www.spivs.org/medias/publications/les_dechets_definition_gestion_collecte_traitement_responsabilites_police_speciale.pdf)
- Sponza. D. T., Agdag. O. N., 2005** ; Effects of shredding of wastes on the treatment of municipal solid wastes (MSWs) in simulated anaerobic recycled reactors. *Enzyme and Microbial Technology* 36(1): 25-33.
- Suess. M. J., et Huismans. J. w., 1984** ; La gestion des déchets dangereux : Principes directeurs et code de bonne pratique. OMS, Publications régionales Série européenne, N°14. COPENHAGUE.
- Tahri. A., Djaafri. M., Khelafi. M., Kalloum. S., Salem. S., 2012** ; Amélioration du rendement de la production de biogaz par codigestion des déchets organiques (déchets d'abattoir et de volaille). *Revue des Energies Renouvelables SIENR'12 Ghardaïa* ; 375 – 380 page 375.
- Tahiri. A.A., Laziri. F., Yachaoui. Y., El Jaafari. S., Tahiri. A.H., 2014** ; Etude Des Polluants Contenus Dans Les Lixiviats Issus De La Décharge Publique De La Ville De Meknes (Maroc). *European Scientific Journal* December 2014 edition vol.10, No.35 ISSN: 1857 – 7881 (Print) e - ISSN 1857- 7431.
- Tchakpa. C., 2010** ; caractérisation et valorisation par compostage aérobie des déchets solides ménagers du quartier fidjrosse a Cotonou, memoire pour l'obtention de master ii, 63 pages.

## *Références bibliographiques*

---

- Tchobanoglous. G., Theisen H., Vigil S. 1993** ; Integrated Solid Waste Management, McGraw-Hill International Edition, New York, 978 pages.
- Toklo. R. M., Josse. R. G., Topanou. N., Togbe. A. F. C., Dossou-Yovo. P., and Coulomb. B., 2015** ; Caractérisation physico-chimique des lixiviats d'une décharge : cas du lieu d'enfouissement sanitaire de Ouèssè-Ouidah (sud Bénin). International Journal of Innovation and Applied Studies ISSN 2028-9324 Vol. 13 No. 4 Dec. 2015, pp. 921-928.
- Truong. L., V-A, 2004** ; Purification du biogaz provenant de la digestion anaérobie de lisier de porc. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec.
- Vallini. G., Pera. A., Valdrighi. M., Cecchi. F., 1993** ; Process Constraints in Source Collected Vegetable Waste Composting. Water Science & Technology, 28: 229–236.
- Vanai. P., 1995** ; Valorisation agronomique d'un compost urbain produit par méthanisation : Etude en milieu tropical, Thèse de doctorat. Centre Universitaire de Polynésie Française, 171 pages.
- WALKLEY. A., BLACK. A., 2010** ; Détermination du carbone organique total dans les sols agricoles : méthode Walkley-Black modifiée. MA.1010-WB-WB10 , 3 pages. Dans : (Tchakpa, 2010)
- Waste Management Association of Australia (WMAA), 2007** ; Organic Technology to fuel the 21st century. Insidewaste, vol. 18.
- Willson. G. B., 1989** ; Combining raw materials for composting. BioCycle, 30:82-83. Dans : (Francou, 2003).
- Yaich. H., Jabri. J., Abid. K., Malek. A., Rekhis. J., Kamoun. M., 2016** ; Effet des enzymes fibrolytiques exogènes sur l'utilisation digestive de trois types de grignons d'olives. Volume IABC25, Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 1381-1386. Page 1383.
- Yuen. S., Styles. J., McMahon. T., 1995** ; An active landfill management by leachate recirculation - a review and an outline of a full-scale project. Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Waste Management & Landfill Symposium. S Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Zalaghi. A. & Lamchouri. b, F., Toufik. H., Merzouki. M., 2014** ; Valorisation des matériaux naturels poreux dans le traitement des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza (Valorization of natural porous materials in the treatment of leachate from the landfill uncontrolled city of Taza). J. Mater. Environ. Sci. 5 (5) (2014) 1643-1652. ISSN : 2028-2508 CODEN: JMESC�.page5.

## ORIGINAL ARTICLE

# Contribution of olive pomace to Household waste for the Production of biogas in Algeria

A.Boukria \*, R.Boudouda \* and G.Ouahrani \*

\* Laboratory of ecology. Faculty of Sci. Of Nature and Life.

Mentouri University. 25000 Constantine. Algérie

Email: asmaboukria@hotmail.com

### ABSTRACT

*The management of household waste is one of the major and topical environmental problems. In Algeria, the olive oil industry produces mainly olive oil and therefore large quantities of waste (olive pomace, margins) harmful to the environment. Although their chemical composition is very rich in organic matter, these waste materials are untapped and not recovered. As a result, their valuation is necessary. The present work consists on the one hand of valorising the household waste and the olive pomace, on the other hand to study the influence of these substances' addition on the functioning and the production of biogas by anaerobic fermentation. The results obtained showed that:-The gaseous productivity of the anaerobic degradation of organic waste depends essentially on the nature of substrate to ferment; in addition, the olive pomace intake to the substrate makes it possible to increase the gaseous productivity. Moreover, we noted a weekly average of biogas (cm<sup>3</sup>) produced in HWD and HWOD respectively of [350.75 ± 266.61] and [662.22 ± 266.20] cm<sup>3</sup>. The difference is very significant- During the cold period and for the same substrate, the gas production decreases and becomes slower than in summer, our study revealed a weekly average of recovered biogas of [281.55 ± 266.61] and [731.41 ± 256.62] cm<sup>3</sup> respectively in cold and hot periods.*

*Keywords: Recovery, household waste, olive-pomace, biogas, biodigester, anaerobic fermentation methanization.*

Received 03.04.2017 Accepted 01.07.2017

© 2017 AELS, INDIA

### INTRODUCTION

The management of household waste in Algeria is one of the major and topical environmental problems. So, nationally, the average amounts of household waste generated are estimated at 0.7 kg / capita/ day in large urban centers (Algiers) [1], in addition to this, in the Mediterranean region, the olive industry products mainly olive oil; but also large quantities of waste (olive pomace, margins) that are harmful to the environment. However, their chemical composition is very rich in organic matter; they are unexploited and not valued in our country. Their valorization is therefore necessary.

These various wastes lead to various environmental problems such as: atmospheric pollution, contamination of groundwater, following treatment methods, such as landfill and incineration, which are often expensive methods. However, much of these wastes is biodegradable and can be reused. Thus, methanization or anaerobic degradation is one of the technologies based on the degradation of organic waste under the action of microorganisms (methanogens) and in the absence of oxygen. This degradation results in the production of a wet product rich in organic matter called digestate [2] and a biogas composed mainly of methane (mixture of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) [3]. This natural transformation is carried out in confined spaces called 'digesters', within which the fermentation reactions are optimized and controlled [4].

We are interested in this experimentation to the addition of the olive pomace to the household waste for a better natural production of biogas, for 2 periods cold and hot. For this purpose, we experimented with two identical experimental biodigesters HWD and HWOD under the same conditions but different from the point of view of the nature of the substrate (HWD: household waste and HWOD: mixture of household waste / olive pomace). Regular monitoring of the resulting biogas volume was taken in terms of time and temperature.

### MATERIALS AND METHODS

Device of the experimentation:

### A) Installation of digesters HWD and HWOD

In this experiment we used:

- 2 barrels of 30 liters each, which constitute the HWD and HWOD digesters (Fig.1).
- The lid of HWOD and HWD is reinforced and surrounded by a silicone layer forming a seal which ensures the sealing (Fig.1).
- In order to channel the biogas produced, multi-layer pipes are plugged into the HWD and HWOD covers.
- In addition, these pipes are equipped with 2 valves:
  1. One controls the outlet of the biogas to an inner tube constituting the reservoir of the recovered biogas reservoir(Fig. 1);
  2. The other is connected to the water manometer (Fig.1).

### B) The start-up of HWD and HWOD

- Waste used is introduced into the digesters HWD and HWOD.
- $\frac{3}{4}$  of the volume of the digester is filled with water ( $\frac{1}{4}$  remains empty to reduce the risk of explosion of the digester).
- HWD and HWOD strongly closed with silicone to ensure sealing.
- Once the anaerobic fermentation of the waste takes place; the biogas is recovered in an inner tube which constitutes the gas tank.

The systems are equipped with:

- A. Barometer: at the level of the inner tube to control pressure in this latter and prevent its explosion. In addition, the barometer makes it possible to identify the stabilization of the pressure in the gas reservoir.
- B. Thermometer: at the level of digesters to determine the temperature variation during the biodegradation.
- C. Manometer: A U-form tube is half filled with water, its extremity is connected to the open-label security valve in order to prevent a gas overload in the system (the water flows from the other extremity in case of overload).

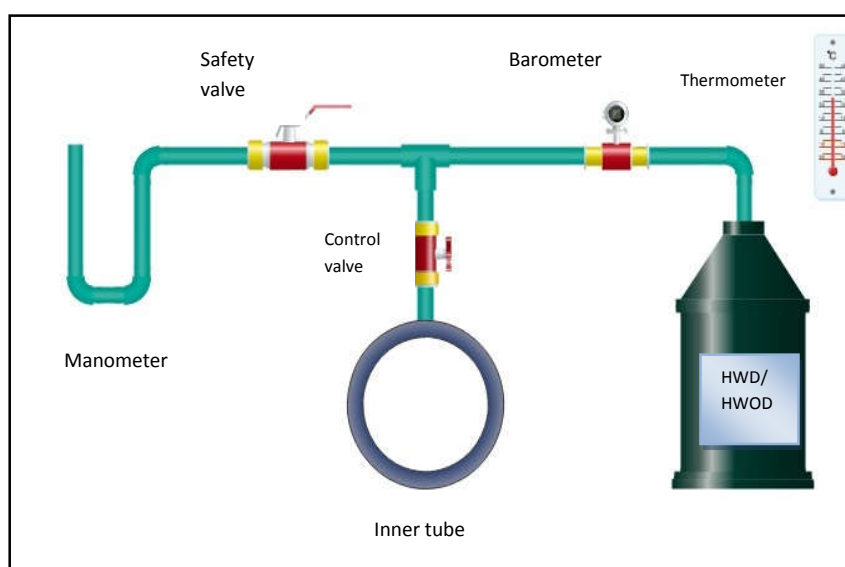


Figure 1 : Diagram of the assembly of the studied digesters HWD and HWOD.

### Composition of organic waste

For HWD we used standard Algerian household waste consisting of fruit peel, coffee grounds, rest of the meals, cooking papers, tea bags and garden debris, the proportion of which is 30.66%; 7%; 20%, 4%; 5% and 33.33% (Tab.1).

For HWOD we also put fruit peels, coffee grounds, Rest of meals, cooking papers, tea bags, garden debris and olive pomace, the proportion of which is 20%; 5%; 10%; 2%; 3%; 26.66% and 33.33% respectively.

So for HWD no olive pomace by cons in HWOD there are 33.33% of olive pomace.

Table 1: Proportions (%) of organic waste used in HWD and HWOD.

Type of waste		HWD	HWOD
Household waste	Fruit and Vegetable Peels	30.66	20
	coffee grounds	7	5
	Rest of the meals	20	10
	Kitchen paper	4	2
	Tea bags used	5	3
Garden scraps	Leaves Broken branches Flowers	33.33	26.67
Olive pomace		0	33.33

#### Quantity of organic waste

The quantity of waste introduced into HWD (household waste digester) and HWOD (household waste and olive pomace digester) is;

a) **HWD**: The mixture to ferment is composed of 15 kg of waste (10 kg of kitchen waste and 5 kg of garden debris). This waste is grossly chopped (fragments about 7 cm) and introduced into the digester. Before closing the digester 6 liters of water are mixed with the waste set to promote on the one hand the proliferation of the bacteria responsible for the methanization of waste and on the other hand to allow a good grinding of the waste (Tab.2).

b) **HWOD**: The pomace is solid olive residues resulting from the first pressure or centrifugation. They are made of pulp and olive kernels. They were recovered in a traditional oil mill (Ouledchellijjel, Algeria). Their choice is based on the fact that they are biodegradable waste available and representative of the Mediterranean region. So, in HWOD, 15kg of biodegradable waste consisting of 5kg of olive pomace and 10kg of household waste (6kg of kitchen waste and 4kg of garden waste) was introduced and 6 liters of water were mixed with the whole of waste (Tab.2).

Table 2: Quantity of organic waste (kg) and water (l) used in biodigesters used.

	HWD	HWOD
Household waste	10	6
Garden waste	5	4
Olive pomace	0	5
Water	6	6

#### Waste pretreatment:

The waste used is grossly chopped (fragments of about 7 cm) to facilitate their degradation, and introduced into the digester with water after having undergone the following treatments:

- The compaction of waste: We have mixed different types of waste (cooking waste, garden debris, olive pomace ...) and tassed them to the foot until obtaining a homogeneous and stable mixture.
- Grinding of waste to homogenize the various waste fractions and improve water distribution; we crunched the used waste using an electric grinder.

Our experiment was launched in December 2015. We have made follow-ups during the cold period (December, January, February and March), and the hot period of 2015 (May, June, July and August) for 9 Months, until the volume of the released gases' reservoirs becomes stable.

#### Study of gas evolution

The volume of the produced biogas was estimated once a week during 45 weeks by the following formula:

$$V = \frac{n^2}{4} * (D-d) * d^2 = 2.46 * (D-d) * d^2$$

V = volume of the biogas.

N = symbol of the number 3.141.

D = outer diameter of the ring.

d = diameter of the section.

(d) The diameter of the section (Fig.2) (inner tube representing the biogas reservoir) is measured each week using a calliper. (D) The outer diameter of the inner tube ring is stable (= 57.75 cm) and calculated from the tire characteristics (Fig.2). Figure 2 shows the reference and characteristics of the inner tube

used in this study. Thus, we used 4 identical inner tubes; 2 for the hot period and 2 for the cold period. Evolution Curves of the volume of biogas released in accordance to the time of each digester are necessary to fully understand the relationship between the composition of the waste and the rate of biogas formation.

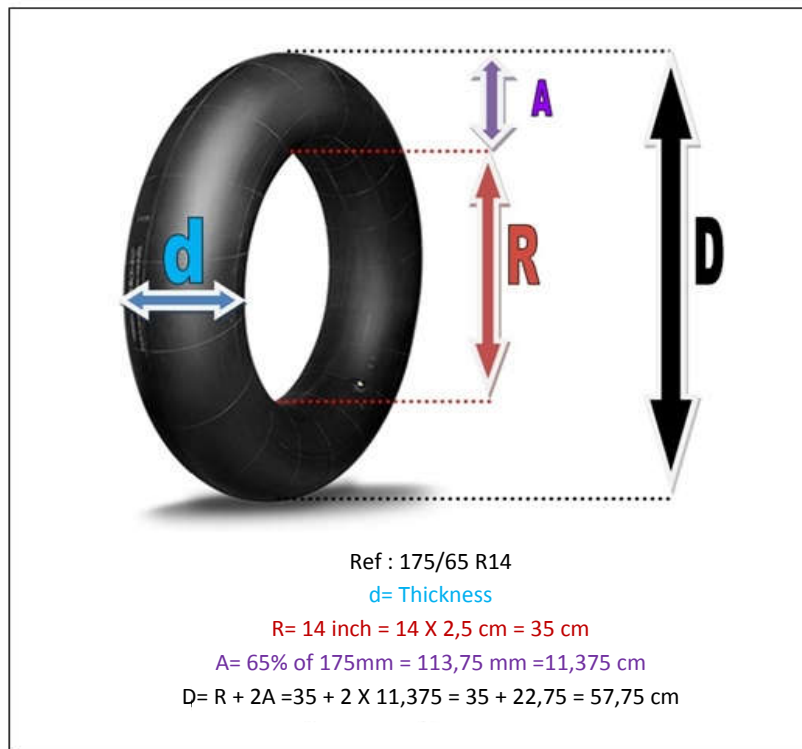


Figure 2: Characteristics of the inner tube used as a biogas tank.

**RESULTS**

Fig. 3 shows the variations in air temperature (a) and humidity (b) during the 23 weeks of the experiment. Thus, there is a variation of  $T^{\circ}C_{air}$  (Fig.3a) and the  $\%H_{air}$  (Fig.3b).

Table 3: Confidence Interval at 95% for medium estimates variables  $T^{\circ}C$ , % H, HWD (cm<sup>3</sup>) and HWOD (cm<sup>3</sup>) and their extreme values in brackets in the cold and hot period of experimentation.

Cold Period				hot Period			
$T^{\circ}C_{air}$	$\%H_{air}$	HWD (cm <sup>3</sup> )	HWOD (cm <sup>3</sup> )	$T^{\circ}C_{air}$	$\%H_{air}$	HWD (cm <sup>3</sup> )	HWOD (cm <sup>3</sup> )
[14±0,4]	[69,2±1,5]	[177,7±15,6]	[385,4±33]	[30,6±0,4]	[42,3±1,0]	[523,8±33,7]	[939,1±59,4]
(6,4-21,3)	(42-92)	(0,1-589,3)	(2,4-1219,4)	(22-42,1)	(26-61)	(4,6-914,6)	(14,5-1592,6)

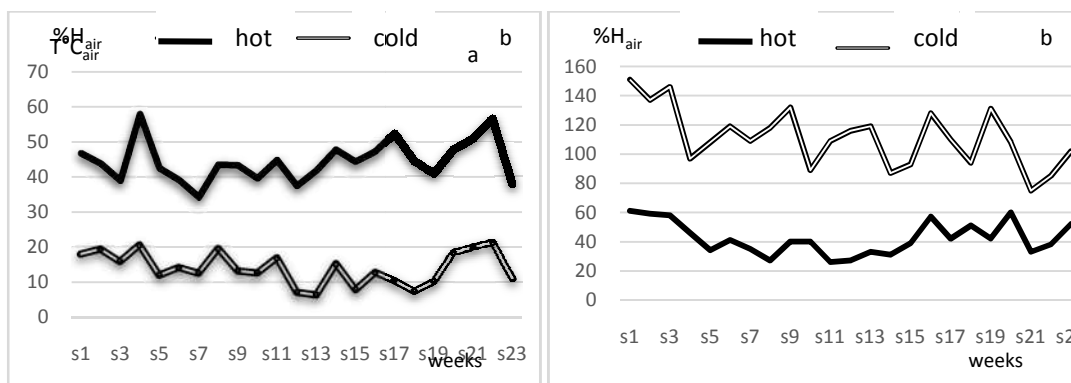


Figure 3: Weekly variations of  $T^{\circ}C_{air}$  (a) and  $\%H_{air}$  (b) in cold and hot periods of the experiment.



Thus, regarding the  $T^{\circ}C_{air}$  (Tab.3), the estimated average is  $[14 \pm 0.4]$  and  $[30.6 \pm 0.4]$   $T^{\circ}C_{air}$  respectively for cold and hot periods of the experimentation. The difference is highly significant between the averages of  $T^{\circ}C_{air}$  of studied periods ( $F_{obs} = 129.794$ ;  $dof= 1$  and  $p < 0.000$ ) (Tab.4). This means that the temperature of the hot period is higher than that of the cold one (Fig.3a and Fig.5). The maximum and minimum are  $(6.4 - 21.3)$  and  $(22 - 42.1)$   $T^{\circ}C_{air}$  respectively for hot and cold periods of the experiment.

Table 4: Analysis of variance for the variable  $T^{\circ}C_{air}$

Source	Dof	Sum of squares	Average of squares	F	Pr> F
Periods	1	3162.303	3162.303	129.794	<b>&lt;0,0001</b>

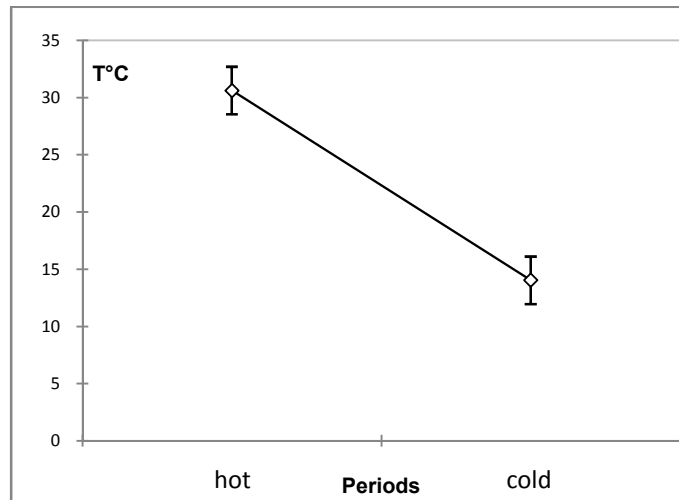


Figure 5: Changes in temperatures' averages ( $T^{\circ}C_{air}$ ) for hot and cold periods during the experimentation.

Concerning the average of  $\%H_{air}$  (Tab.3) the estimated averages are  $[69.2 \pm 1.5]$  and  $[42.3 \pm 1.0]\%H_{air}$  respectively for cold and hot periods. The difference between the averages is very significant ( $F_{obs} = 36.977$ ,  $dof = 1$  and  $p > 0.000$ ) (Tab.5). In fact, Figure 6 shows that  $\%H_{air}$  of the cold period is higher than that of the hot one.

Table 5: Analysis of variance for the variable  $\%H_{air}$

Source	Dof	Sum of squares	Average of squares	F	Pr> F
Periods	1	8329.587	8329.587	36.977	<b>&lt;0,0001</b>

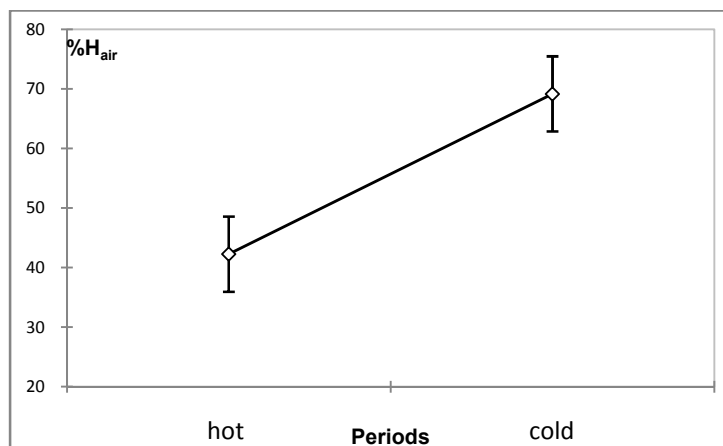


Figure 6: Variation of humidity averages ( $\%H_{air}$ ) in hot and cold periods during the experimentation.

Thus, the cold and hot periods, have different climatic factors. Indeed,  $T^{\circ}C_{air}$  are higher in the hot than the cold period (Tab. 3) however, the humidity of the air is higher in the cold than in the hot period (Tab.3). And this variation factors  $T^{\circ}C$ ,  $\%H_{air}$  will play a key role in the anaerobic digestion process.

The biogas ( $cm^3$ ) produced in the two digesters (HWD and HWOD) during the periods of the experiment, Figure 7 shows that whatever period it is, cold (a) or hot (b), the biogas ( $cm^3$ ) produced is higher in HWOD than in HWD.

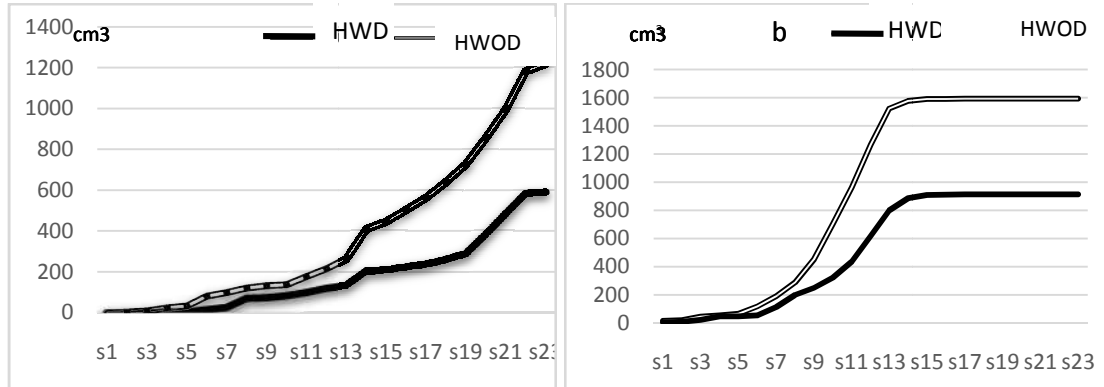


Figure 7: Weekly production of Biogas ( $cm^3$ ) in the cold (a) and hot (b) periods of the methanization experiment.

Thus, the average of the biogas produced during the cold season is  $[177.7 \pm 15.6]$  and  $[385.4 \pm 33]$   $cm^3$  respectively for HWD and HWOD

. And in hot period biogas production is  $[523.8 \pm 33.7]$  and  $[59.4 \ 939.1 \pm]$   $cm^3$  respectively for HWD and DMMD (Tab. 3). The difference is very significant ( $F_{obs} = 22.531$ ,  $dof= 1$  and  $p < 0.000$ ) (Tab.6 and Fig.4). This means that the high temperature and the low humidity level promote methanization (Fig.7).

Table 6: Analysis of variance for biogas variable ( $cm^3$ ).

Source	Dof	Sum of squares	Average of squares	F	Pr> F
periods	1	4654630.187	4654630.187	22.531	<b>&lt;0.0001</b>
digesters	1	2231375.720	2231375.720	10.801	<b>0,001</b>
Periods *Digesters	1	248015.819	248015.819	1,201	0.276

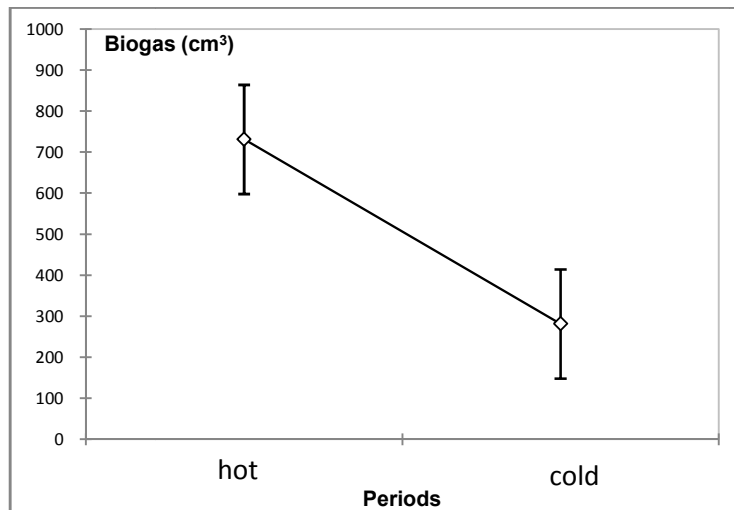


Figure 8: Variation in weekly averages of the biogas ( $cm^3$ ) produced in the hot and the cold periods during the experiment.

Also, whatever period it is, hot or cold, the production of biogas ( $cm^3$ ) is significantly higher ( $F_{obs} = 10.801$ ,  $df = 1$  and  $p < 0.001$ ) (Tab.6) in HWOD than HWD.

### DISCUSSIONS

From the results obtained (Fig. 7a and Tab. 3), it has been observed that in the cold period, and due to low temperatures and high humidity, there was a decrease in the quantity of biogas ( $cm^3$ ) produced, whatever the substrate to be fermented (HWD or HWOD) (Fig.8).Therefore, the external microclimate ( $T^{\circ}C$  and

$\%H_{\text{air}}$ ) affects the biogas production (Tab.6 and Fig. 8). Thereby, many studies including those of M'SADAK *et al.* [5] and Jellouli *et al.* [6] have shown the importance of temperature on the anaerobic digestion process; moreover, bacterial activity is optimal when the temperature is 38°C.

The hebdomadal average of the biogas ( $\text{cm}^3$ ) Produced (Tab.3) in HWD and HWOD is respectively  $[177.7 \pm 15.6]$  and  $[385.4 \pm 33]$   $\text{cm}^3$  in the cold period and  $[523.8 \pm 33.7]$  and  $[59.4 \text{ } 939.1 \pm]$   $\text{cm}^3$  in the hot period (Tab. 3). The results show that the addition of olive pomace stimulates the production of biogas (Figure 7). And this stimulation of methanization is twice much higher in the presence of olive pomace.

We conclude that the amount of the gas produced depends essentially on the composition of the material to be fermented. These results are confirmed by [7] and [8]. Thus, the presence of olive-pomace has a positive effect on the gaseous productivity (Tab.6 and Fig. 7), this may be explained by the high rate of organic matters that olive pomace contains. Yaich and al [9] works show that the chemical composition of different types of olive pomace ( $\%$  compared to the DM) of organic materials varies between 84.25 and 93.55. Furthermore, according to [10], the olive pomace content of dry matter and organic matter is respectively 380 and 360 kg / tonne of crude product; on the other hand it is 630 and 345 kg / tonne of crude product for a compost olive pomace and green waste. Thus, the composition we have chosen (Tab.1) seems perfect for methanization.

In addition, the substrate water content plays an important role in microbial activity; in the literature [11] it has been found that humidity greater than 60% by mass of dry waste is essential for their degradation, while a content of less than 30% would not allow waste to degrade. The addition of olive pomace to household waste improves the humidity of the whole to be fermented, according to [12]; the olive pomace is a compound rich in almost-liquid pasty margins, with percentages of moisture ranging from 60 to 70% depending on the method of extraction of the olive oil used.

## CONCLUSION

Energy, gas and electricity consumption is increasingly becoming a major problem, especially its adverse effects on the environment. For this, it is time to look for other solutions to ensure its continuous production and reduce pollution.

The results of this study on the influence of olive pomace addition to household waste show that the external microclimate ( $T^{\circ}\text{C}_{\text{air}}$  and  $\%H_{\text{air}}$ ) influences the production of biogas. Thus,  $T^{\circ}\text{C}_{\text{air}}$  of  $[30.6 \pm 0.4]$  °C and  $\%H_{\text{air}}$  of  $[42.3 \pm 1.0]\%$  are favourable to methanization.

Furthermore, the addition of olive pomace to household waste stimulates the production of biogas. And this stimulation of methanization is twice much higher in the presence of olive pomace.

In addition, the composition of 40% of household waste (fruit and vegetable peel (20%) coffee grounds (5%), rest of meals (10%), kitchen paper (2%), tea bags (%)), 26.67% of garden debris and 33.33% of olive pomace undoubtedly improves the production of biogas ( $\text{cm}^3$ ).

Thus, the addition of olive pomace to household waste is a very favorable composition for better methanization and for biogas production.

## NOMENCLATURE

**HWD** Household Waste Digester; **HWOD**: Household Waste and olive pomace Digester; **Kg / capita / day**: kilogram per capita per day; **CO<sub>2</sub>**: Carbon dioxide, **CH<sub>4</sub>**: Methane; **V** = Volume of biogas  $\text{cm}^3$ ; **n** = Number of symbol 3.141; **D** = Outer diameter of the ring in cm; **d** = Diameter of the section in mm; **T °C<sub>air</sub>** Temperature of the air in degrees Celsius; **H<sub>air</sub>** Humidity of the air expressed as a percentage%; **F<sub>obs</sub>** Fisher test value; **Dof** Degree of freedom; **DM** Dry Matter

## REFERENCES

1. Chenane Arezki, MA (2008). Analysis of the costs of household waste management in Algeria through the issue of landfills: The case of the municipalities of the wilaya of Tizi-Ouzou, Faculty of Economics and Management. Review CompusN10; page 34.
2. Baker Anthony (2011). Preparation of a household waste for the optimization of the potential and the methanogenic kinetics. Doctoral thesis. The Institute of Living and Environmental Sciences and Industries, AgroParisTech, ABIES Doctoral School, page 53.
3. PainoVanai (1995). Agronomic valuation of an urban compost produced by methanization: Study in a tropical environment. Doctoral Thesis, Laboratory of Applied Analytical Chemistry University Center of French Polynesia. Page 07.
4. Kalloum S, Khelafi M, DjaafriM, Tahri A and Touzi A (2007). Study of the influence of pH on the production of biogas from household waste. Review of Renewable Energies. Research Unit for Renewable Energies in the Middle, 01000 Adrar Vol. 10 N ° 4 (2007) 539-543, page 540.
5. M'sadakY, Ben M'barek A, Barket S (2012). Physicochemical and energy monitoring of experimental biomethanisation applied to bovine biomass. "Nature & Technology" magazine. page 85, No. 07 / June 2012.

6. Jellouii D, Faouzi A et Moses A (1988). L'expérience de production de biogaz a Ouarzazate (ORMVA D'Ouerzazate) page 85.
7. Elhadji A H and Almoustapha O (2015). Generation of Biogas from Household in Maradi, Fundam Renewable Energy Appl, 5:2 ISSN: 2090-4541 JFRA, an open access journal.
8. Tahri A, Djaafri M, Khelafi M, KalloumS and Salem S (2012). Improvement of the yield of biogas production by codigestion of organic waste (slaughterhouse and poultry waste). Review of Renewable Energies SIENR'12 Ghardaia; 375-380 page 375.
9. Yaich H, Jabri J, Abid K, Malek A, Rekhis J, Kamoun M (2016). Effect of exogenous fibrolytic enzymes on the digestive use of three types of olive pomace. Volume IABC25, Journal of New Science, Agriculture and Biotechnology, 1381-1386. Page 1383.
10. Rémy Mouton (2012). Grignons of Olives and Compost, organic matter, fiche N ° 23, CRA PACA - House of the Farmers, ADEME. page 03.
11. Anthony Boulanger (2011). Preparation of a household waste for the optimization of the potential and the methanogenic kinetics. Doctoral thesis. The Institute of Living and Environmental Sciences and Industries, AgroParisTech, ABIES Doctoral School, page 86.
12. Rémy Mouton (2012). Grignons of Olives and Compost, organic matter, fiche N ° 23, CRA PACA - House of the Farmers, ADEME. page 01.

**CITE THIS ARTICLE**

A.Boukria, R.Boudouda and G.Ouahrani. Contribution of olive pomace to Household waste for the Production of biogas in Algeria. Res. J. Chem. Env. Sci. Vol 5 [4] August 2017. 51-58

**BOUKRIA asma**

**Thèse pour l'obtention du grade de :**

**Doctorat en Sciences**

**Filière : Ecologie**

**Option : Aménagement des Milieux Naturels**

**Thème :**

**« Valorisation des déchets ménagers et des grignons d'olive par dégradation anaérobie et production de compost et de Biogaz »**

**Résumé :**

*La gestion des déchets ménagers est l'une des problématiques environnementales majeures et d'actualité. Ainsi en Algérie, l'industrie oléicole produit principalement l'huile d'olive et donc de grandes quantités de déchets (grignons, margines) néfastes pour l'environnement. Bien que leur composition chimique soit très riche en matières organiques, ces déchets sont inexploités et non valorisés. De ce fait, leur valorisation est nécessaire.*

*Le présent travail consiste d'une part à valoriser les déchets ménagers et les grignons d'olive et d'autre part d'étudier l'influence de l'ajout de ces derniers sur la production gazeuse et les propriétés des composts obtenus par fermentation anaérobie. Les résultats obtenus ont permis de constater que :*

*1/ La productivité gazeuse de la dégradation anaérobie des déchets organiques dépend essentiellement de la nature de substrat à fermenter ; ainsi, l'ajout des grignons d'olive au substrat permet d'augmenter la productivité gazeuse. Par ailleurs, nous avons noté une moyenne hebdomadaire du biogaz ( $\text{cm}^3$ ) produit dans DDM (Digesteur Déchet Ménagers) et DDMG (Digesteur Déchet Ménagers et Grignons d'olives) en période chaude respectivement de  $[523,8 \pm 33,7]$  et  $[939,1 \pm 59,4]$   $\text{cm}^3$  la différence est très significative. En outre, en période froide et pour le même substrat, la production gazeuse diminue et devient plus lente qu'en période chaude. En effet, notre étude a révélé une moyenne hebdomadaire des biogaz récupéré de  $[177,7 \pm 15,6]$  et  $[385,4 \pm 33]$   $\text{cm}^3$  respectivement pour DDM et DDMG en période froide.*

*2/ Les composts DDM et DDMG obtenus de la dégradation anaérobie sont considérés comme matures, En effet, les pH (7, 9), les %H (56,5 et 40,0 %H), les %MS (43,53 et de 60.19%MS), %Nt (1,8 et 1,4%Nt) respectivement pour DDM DDMG, présentent des caractéristiques physicochimiques semblables au compost obtenu par compostage, ainsi l'ajout des grignons d'olive ne semble pas influencer ces caractéristiques. En revanche, ils ont des teneurs relativement élevées en COT% (11.4 et 33.3%), MO% (19,68 et 57,42%) et DDMG présente un rapport C/N 3 fois plus élevé que DDM, (23.30 et 6,80), ainsi, les grignons d'olive contribuent à augmenter le taux de carbone organique et la matière organique et donc favorise une meilleure maturation (C/N) et produit un compost de qualité.*

*3/ L'étude des paramètres physicochimiques des lixiviats DDM et DDMG obtenus pH (6,05, 6,25), Ce (639 et 715  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et le P (1,65 et 5,3 mg P/L) pour respectivement DDM et DDMG, sont dans les normes des critères minimaux de qualité des lixiviats. Ainsi, l'ajout de grignons d'olive aux déchets ménagers à fermenter, favoriserait l'augmentation de la teneur en minéraux dans le lixiviat DDMG. Toutefois, un traitement de réduction de concentration de l'azote totale (180,8 et 207,0 mgN/L) est nécessaire avant leurs rejets en milieu naturel.*

**Mots clés :** valorisation, déchets ménagers, grignon d'olive, biogaz, compost, lixiviat, fermentation anaérobie méthanisation.

**Membres de jury :**

**Président :** M. Alatou Djamel : Professeur, université Constantine 1

**Encadreur :** Mme. OUAHRANI Ghania : Professeur, université Sétif

**Examineurs :**

**M. Ouakid Mouhamed :** Professeur, univ. Badji Mokhtar Annaba

**M. SAHEB Menouar :** Professeur, univ. Larbi Benm'hidi, Oum El-Bouaghi

**M. Bazri Kamel :** Maître de conférences A, univ. Constantine 1

**Année universitaire : 2018/2019**