

# THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : Centre d'énergie

Structure de Recherche : Modélisation et Simulation en Mécanique et Energétique

Discipline : Physique

Spécialité : Mécanique des Fluides et Energétique

Présentée et soutenue le 27/12/1018 par :

**Abdeslam MOHCINE**

**Modélisations Théorique et Numérique de la Production et Valorisation du  
Biogaz Produit par Méthanisation des Déchets Ménagers au Maroc**

## JURY

Ahmed MZERD	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Président
Kamal GUERAOUI	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Directeur de Thèse
Mohammed CHERRAJ	PH, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Rapporteur
Bennasser BAHRAR	PES, Université II, Ecole Normale Supérieur de L'Enseignement Technique, Mohammedia	Rapporteur
EL Houssaine EL RHALEB	PES, Université Mohammed V, Faculté des Sciences, Rabat	Examineur
Mohamed DRIOUICH	PH, Université Sultan Moulay Slimane, Faculté Polydisciplinaire, Beni Mellal	Examineur

Année Universitaire : 2018/2019

# *Remerciement*

---

Ce travail a été réalisé au sein du Laboratoire de mécanique et matériaux de la Faculté des Sciences de Rabat sous la direction de Monsieur le professeur **Kamal GUERAOU**.

Je tiens tout d'abord à exprimer ma gratitude la plus profonde au professeur **Kamal GUERAOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir accepté la direction de thèse pour ses efforts. Les mots me manquent pour lui exprimer toute ma reconnaissance, que ce soit pour sa disponibilité permanente, sa contribution décisive à l'orientation des travaux de recherche et ses idées originales qui ont servi à enrichir le contenu de cette thèse.

Je suis très sensible à l'honneur que m'a fait Monsieur **Ahmed MZERD**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, en acceptant la présidence du jury, malgré ses multiples occupations et ses nombreuses charges. Qu'il veuille trouver ici, l'expression de ma gratitude pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail.

J'aimerais ensuite remercier Monsieur **Mohammed CHERRAJ**, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, en qualité de rapporteur, pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail et aussi pour avoir consacré une partie de son temps à l'analyse de mon travail.

Je remercie vivement Monsieur **ELHoussaine EL RHALEB**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail et pour avoir accepté d'être examinateur et pour m'avoir accordé une partie de son temps à l'analyse de mon travail.

Je tiens aussi à remercier vivement Monsieur **Bennasser BAHRAR** Professeur de l'Enseignement Supérieur à L'ENSET de Mohammedia, en qualité de rapporteur, pour s'être penché sur mon travail et pour la pertinence de ses commentaires.

Ma reconnaissance chaleureuse s'adresse à Monsieur **Mohamed DRIOUICH**, Professeur Habilité à la Faculté Polydisciplinaire de Beni Mellal, qui m'a fait l'honneur de participer au jury.

Enfin, je ne saurais oublier mes collègues du laboratoire et mes amis en particulier **I.ASMAA**, **S.MEN-LA-YAKHAF**, **A.EL KAIHAL**, **A.ECHCHIKHI**, auxquels j'ai le grand honneur de leur témoigner ici de toute ma reconnaissance et ma sympathie.

*Je veux aussi remercier ma famille pour m'avoir constamment soutenue tout au long de ces années.*

Merci encore à tous.

*Abdeslam MOHCINE*

## Résumé

*La modélisation des écoulements de fluide et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers vise d'une part à contrôler et à maîtriser les effluents liquides et gazeux issus de la biodégradation et susceptibles de polluer l'environnement, d'une part à accélérer les temps de stabilisation des décharges estimés actuellement à une trentaine d'année.*

*La première partie de ce document présente un modèle mathématique, basé sur l'équation d'énergie, l'équation de conservation de la masse. Le modèle biologique basé sur le modèle de Monod, a été mis au point pour décrire le comportement réel du bioréacteur dans la phase méthanogène anaérobie. Le modèle de Monod prend en compte l'activité bactérienne, le comportement biologique et considère des concentrations différentes pour les composantes. En étudiant des processus de réaction, diffusion, advection dans un écoulement non permanent turbulent, à l'aide du modèle  $k - \varepsilon$ , d'un fluide newtonien.*

*La seconde partie de l'étude consiste à de proposer une étude numérique d'un système filtrant, dans le contexte de la méthanisation. En suivant une méthode dite 'voie humide discontinue' dont le principe est injecter l'eau périodiquement afin de garantir une certaine humidité du substrat. En fonction de ce taux d'humidité, la dégradation est plus ou moins favorisée, et dépend fortement de la saturation en eau, mais aussi de la présence des espèces organique et biologique dissoutes, on étudie ainsi le transport de la matière à travers d'un lit filtrant.*

**Mots-clefs :** méthanisation, déchets ménagers, système filtrant, volume finis, modèle  $k - \varepsilon$ .

## Abstract

*Modeling of flows and mass transfers within household refuses aims to control the liquids and gas flows coming from the biodegradation and going to pollute the environment, second time to accelerate the time of steady state of landfills estimated at thirty years.*

*The mathematical model is based on the masse conservation equation, the equation of energy, empirical equation of the biological model based on the Monod model has been developed to describe the behavior real bioreactor in the anaerobic methanogenic phase. The Monod model takes into account the bacterial activity, the biological behavior and considers different concentration for components. By studying processes of reaction, diffusion, advection in a non-permanent turbulent flow, using  $k - \varepsilon$ , of a Newtonian fluid.*

*Our second work was the proposes numerical study of a filtering system in the context of methanization. In process called 'wet discontinuous' method, an injection of water a certain periodicity to guarantee a moisture of the substrate. Depending on this moisture content, degradation is more or less favored, depending strongly on water saturation, but also on the presence of dissolved species. Being interested in the transport of material through a filter bed.*

**Key Words :** methanisation, household waste, filter system, finite volume, model  $k-\varepsilon$ .

## Liste des publications

1. **Abdeslam MOHCINE**, KAMAL GUERAOUI, S. MEN-LA-YAKHAF, Mathematical and Numerical Modeling of the valorization of Household waste in Morocco based on the Model of brooks. (IRECE), Vol 8, No 1 (2017).
2. **Abdeslam MOHCINE**, Kamal GUERAOUI, Moad Mahboub, H.BENSALH, Ahmed RTIBI, Theoretical and Numerical Modeling of Turbulent Flow Problems in an Anaerobic Digester of Household Waste in Morocco, (January 2014), International Review of Civil Engineering, Vol. 9, 2018, No 1.
3. **Abdeslam MOHCINE**, KAMAL GUERAOUI, Ahmed MZERD, Gamal Zeggwagh, S. MEN-LA-YAKHAF, Mathematical and Numerical Modeling of Biogas Production the Bioreactive Plant for Valorizing Domestic Waste. International Review of Mechanical Engineering, (April 2017), 11(4): 249.
4. M.MAHBOUB, K. GUERAOUI, **Abdeslam MOHCINE**, Mathematical and numerical modeling for energy valorization of sugarcane, International Review of Civil Engineering (IRECE) Vol 9, No 1 (2018).

## Liste des Communications

- 1. Abdeslam MOHCINE, Kamal GUERAOU, S. MEN-LA-YAKHAF,** Eude Experimental et Modélisation Mathématique et Numérique dans les Installation de Stockage Bioactifs de Déchets Ménagers au Maroc, 1<sup>er</sup> Conférence Méditerranéenne sur la Méthanisation, le Biogas et la Valorisation Energetique des Déchets, 1-2 Juin 2016, Béni Mellal.
- 2. Abdeslam MOHCINE, KAMAL GUERAOU.** Theoretical and Numerical Modeling of Turbulent Flow Problems in an Anaerobic Digester of Househlo d Waste in Morocco, 5<sup>ème</sup> Edition des Doctoriales FSR 2016, 09,10 et 11 Mars 2016, Rabat.
- 3. Abdeslam MOHCINE, KAMAL GUERAOU, S. MEN-LA-YAKHAF, M.TAIBI, M.DRIOUCH,** Modélisation Mathématique et Numérique de la Valorization des Déchets Ménagers au Maroc, Deuxième edition de L'Atelier National de la Biomasse, 11,12 et 13 mai 2017, Oujda.
- 4. Abdeslam MOHCINE, KAMAL GUERAOU,** Mathematical and Numerical Modeling of the Valorization of Household waste in Morocco, 2<sup>nd</sup> International Materials Science and Engineering for Green Energy Conference, April 25-27, 2018 Faculty of Sciences Rabat.

# Table des matières

<b>Introduction Générale</b> .....	17
<b>Chapitre I : Généralités</b> .....	20
<b>I.1 Introduction</b> .....	21
<b>I.2 La Biomasse</b> .....	22
I.2.1 Les motivations pour l'utilisation de la biomasse .....	23
I.2.2 Disponibilité et ressources .....	23
I.2.3 Les propriétés de la biomasse .....	24
<b>I.3 Les conversions voies de valorisation énergétique de la biomasse</b> .....	24
.....	24
I.3.1 les conversions thermochimiques.....	25
<b>I.3.1.1 La combustion</b> .....	25
<b>I.3.1.2 La pyrolyse</b> .....	26
<b>I.3.1.3 La gazéification</b> .....	26
I.3.2 Les conversions biochimiques .....	27
<b>I.3.2.1 Hydrolyse et acidogenèse</b> .....	27
<b>I.3.2.2 Acétogenèse</b> .....	27
<b>I.3.2.3 Méthanogenèse</b> .....	28
<b>I.3.2.4 Autres réactions</b> .....	28
<b>I.4 les paramètres physico-chimiques de la biométhanisation</b> .....	29
I.4.1 la température.....	29
I.4.2 Le pH.....	29
I.4.3 Le rapport carbone/azote (C/N) .....	30
I.4.4 Le degré d'humidité .....	30
I.4.5 L'agitation .....	30
I.4.6 Les substances toxiques inhibitrices .....	30
I.4.7 L'oxygène.....	31

<b>I.5 les produits de la méthanisation .....</b>	<b>31</b>
I.5.1 Définition du biogaz .....	31
I.5.2 Caractéristique du biogaz .....	31
<b>I.5.2.1 Composition moyenne du biogaz .....</b>	<b>32</b>
<b>I.5.2.2 Caractéristiques des principaux composés du biogaz.....</b>	<b>32</b>
I.5.3 Digestat.....	33
<b>I.5.3.1 Valorisation agronomique du digestat.....</b>	<b>34</b>
I.5.4 Différents systèmes de digesteurs .....	34
<b>I.5.4.1 Mode d'alimentation.....</b>	<b>35</b>
<b>I.5.4.2 Types de Substrats .....</b>	<b>35</b>
I.5.5 Etapes .....	37
I.5.6 Digesteurs anaérobies et procédés des digestions .....	37
<b>I.5.6 .1 Volume utile .....</b>	<b>38</b>
<b>I.5.6 .2 Temps de rétention.....</b>	<b>38</b>
<b>I.5.6.3 Taux de charge organique.....</b>	<b>39</b>
<b>I.5.6.4 Production journalière de biogaz .....</b>	<b>39</b>
<b>I.5.6 .5 Rendement technologique.....</b>	<b>40</b>
<b>I.5.6.6 Volume du gazomètre.....</b>	<b>40</b>
<b>I.5.6.7 Ratio volume de digesteur/volume de gazomètre.....</b>	<b>40</b>
<b>I.5.6.8 Fonctionnement d'un digesteur anaérobie.....</b>	<b>40</b>
<b>I.6 les déchets ménagers .....</b>	<b>41</b>
I.6.1 Introduction.....	41
I.6.2 Les Déchets ménagers au Maroc.....	42
I.6.3 Caractéristiques Des déchets Ménagers .....	44
<b>I.6.3.1 Pré collecte .....</b>	<b>44</b>
<b>I.6.3.2 Collecte .....</b>	<b>45</b>
<b>I.6.3.3 Nettoyement .....</b>	<b>45</b>
<b>I.6.3.4 Elimination .....</b>	<b>46</b>
<b>I.6.3.5 Insuffisance du service des déchets solides .....</b>	<b>47</b>
I.6.4 Gestion des déchets au Maroc .....	48

<b>I.6.4.1 Les décharge au Maroc</b> .....	48
<b>I.6.4.2 Exemples des décharges contrôlées</b> .....	49
<b>I.6.4.3 Programme National des Déchets Ménagers (PNDM)</b> .....	50
<b>I.6.5 Cas de Rabat</b> .....	51
<b>I.6.5.1 La Réhabilitation de la Décharge D'Akreuch</b> .....	51
<b>I.6.5.2 Programme de Réhabilitation</b> .....	51
<b>I.7 Quelles filières d'élimination, de traitement et de valorisation ?</b> .....	52
I.7.1 Principes directeurs du choix .....	52
I.7.2Présentation générale des principales filières .....	52
<b>I.7.2.1 Mise en décharge contrôlée</b> .....	52
<b>I.7.2.2 Production de biogaz</b> .....	53
<b>Conclusion :</b> .....	54
<b>Chapitre II : Formulation Mathématique du Problème</b> .....	55
<b>Partie I : Ecoulement laminaire</b> .....	56
<b>II.1 Introduction :</b> .....	56
<b>II.2 Conservation de l'énergie</b> .....	56
<b>II.3 Conservation de la masse</b> .....	57
<b>II.4 Loi de Darcy généralisée</b> .....	58
<b>II.4 Equation de brinkman</b> .....	59
<b>II.5 Equation de convection-diffusion</b> .....	59
<b>II.6 Equation de diffusion</b> .....	59
<b>II.7 Equation de convection et conduction</b> .....	60
<b>II.8 Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes.</b> .....	60
II.8 .1 Propriétés Géométrique de la porosité.....	60
<b>II.8 .1 .1 Deux types de porosité</b> .....	60
<b>II.8 .1 .2 Porosité d'interstice et agencement des grains dans l'espace</b> .....	60

II.8 .2 La porosité et la circulation des fluides .....	61
<b>II.8 .2 .1 Porosité cinématique :</b> .....	<b>61</b>
<b>II.8 .2 .2 Perméabilité intrinsèque</b> .....	<b>61</b>
<b>II.8 .2 .3 Conductivité hydraulique</b> .....	<b>62</b>
II.8 .3 Pression capillaire .....	62
<b>II.9 Modèles de dégradations des déchets et de production de biogaz</b> .....	<b>63</b>
II.9.1 Le modèle de Monod .....	63
II.9.2 Consommation du substrat .....	64
II.9.3 Production du substrat : .....	64
<b>II.10 Modèles cinétique du premier ordre</b> .....	<b>64</b>
II.10.1 Aspects fondamentaux de la cinétique chimique .....	64
<b>Partie II : Ecoulement turbulent</b> .....	<b>66</b>
<b>II.11 Introduction :</b> .....	<b>66</b>
<b>II.12 MODELE DE TURBULENCE</b> .....	<b>66</b>
II.12.1 Equation de continuité .....	66
II.12.2 Equations de la Quantité de Mouvement .....	66
II.12.3 Equations de la Température .....	67
II.12.4 Equations du Transport de soluté .....	67
II.12.5 Le MODEL K-ε .....	67
<b>II.12.5.1 Equation de l'énergie cinétique turbulente</b> .....	<b>67</b>
<b>II.12.5.2 Equation de dissipation de l'énergie cinétique turbulente</b> .....	<b>68</b>
<b>Conclusion :</b> .....	<b>68</b>
<b>Chapitre III : Méthode de résolution</b> .....	<b>69</b>
<b>III.1 Introduction :</b> .....	<b>70</b>
<b>III.2 Principe de base de la méthode des volumes finis</b> .....	<b>70</b>
A-Cas Unidimensionnel .....	70
B- Cas Bidimensionnel .....	72
<b>III.3 Maillage</b> .....	<b>72</b>

<b>III.4 Discrétisation de l'équation d'énergie.....</b>	<b>73</b>
<b>III.5 La méthode de Gauss-Seidel .....</b>	<b>76</b>
<b>Conclusion : .....</b>	<b>76</b>
<b>Chapitre IV : Résultats et discussions .....</b>	<b>77</b>
<b>IV.1 Introduction : .....</b>	<b>78</b>
<b>IV.2 MATERIELS ET METHODES .....</b>	<b>79</b>
IV.2.1 Géométrie et conditions aux frontières.....	79
IV.2.2 Paramètres du modèle.....	81
<b>IV.3 Résultats .....</b>	<b>83</b>
<b>Cas 0 .....</b>	<b>83</b>
<b>Cas 1 .....</b>	<b>86</b>
<b>Cas2 .....</b>	<b>91</b>
<b>Cas 3 .....</b>	<b>95</b>
<b>Conclusion .....</b>	<b>105</b>
<b>Conclusion Générale .....</b>	<b>106</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>109</b>

## *Liste des symboles utilisés*

- $K_{ip}$  : Perméabilité intrinsèque ( $m^2$ )  
 $K_{rp}$  : Perméabilité relative ( $m^2$ )  
 $\mu_p$  : Viscosité dynamique de chaque phase (liquide, gaz)  
 $\rho_p$  : Densité de chaque phase (liquide, gaz) ( $kg / m^3$ ).  
 $P_p$  : pression de chaque phase (liquide, gaz) (Pa)  
 $S_l$  : Saturation liquide.  
 $S_r$  : Saturation résiduelle  
 $S_e$  : Saturation efficace  
 $M_g$  : Masse moléculaire ( $kg / mol$ )  
 $R$  : Constante des gaz parfaits ( $J / mol.K$ )  
 $n$  : Porosité du support  
 $A_i$  : Fraction des déchets  
 $C_g$  : Potentiel de production de biogaz ( $m^3 / Kg$ )  
 $\alpha_g$  : Terme de la production de biogaz  
 $V_p$  : Vitesse du fluide en mouvement ( $m / s$ )  
 $Q$  : Débit volumique ( $Wm^{-3}$ )  
 $(\rho C)_f$  : Capacité calorifique volumique ( $Jm^{-3}.k^{-1}$ )  
 $T$  : Température (K)  
 $(\rho C_p)^*$  : Capacité calorifique volumique ( $Jm^{-3}.k^{-1}$ )  
 $C_{(S)i}$  : Teneur en carbone solide ( $kg / m^3$ ),  $i = 1, 2, 3$  ( $i = 1$ : rapide,  $i = 2$ : moyen et  $i = 3$ : lente)  
 $C_{(aq)}$  : Concentration de carbone dissous ( $kg / m^3$ )  
 $C_{(XM)}$  : Concentration de la biomasse méthanogène ( $kg / m^3$ )  
 $C_{(XA)}$  : Teneur en carbone de l'acétate ( $kg / m^3$ )  
 $C_{(CO_2)}$  : Teneur en dioxyde de carbone ( $kg / m^3$ )  
 $C_{(CH_4)}$  : Teneur en méthane ( $kg / m^3$ )  
 $Y_A$  : Masse de biomasse acidogène produit par masse de carbone utilisée ( $kg / kg$ )  
 $\mu_A$  : Taux de croissance spécifique maximal de la biomasse acidogène ( $j^{-1}$ )  
 $K_{SA}$  : Constante moitié de la concentration du substrat pour la biomasse acidogène ( $kg / m^3$ )  
 $K_{dA}$  : Mortalité constante biomasse acidogène ( $j^{-1}$ )

- $Y_M$  : Masse de la biomasse méthanogène produite par l'acétate de masse utilisée (kg /kg)
- $\mu_M$  : Taux de croissance spécifique maximal de la biomasse méthanogène (j<sup>-1</sup>)
- $K_{SM}$  : Substrat demi-concentration constante de biomasse méthanogène (kg / m<sup>3</sup>)
- $K_{dM}$  : Mortalité constante biomasse méthanogène (j<sup>-1</sup>)
- $Y_{AC}$  : Coefficients de performance de l'acétate de carbone (kg / kg)
- $Y_{ch4}$  : Coefficients de rendement du méthane de carbone (kg / kg).
- $U$  : La composante de la vitesse suivant la direction R
- $W$  : La composante de la vitesse suivant la direction Z
- $\mu_t$  : La viscosité turbulente
- $c_i$  : La concentration de déchets
- $c_v$  : Chaleur spécifique du fluide constante
- $\Phi$  : La fonction de dissipation
- $\varepsilon$  : Le taux de dissipation de l'énergie cinétique turbulente
- $k$  : L'énergie cinétique turbulente
- $\tilde{E}$  : Le taux de production d'énergie cinétique turbulente
- $\tilde{F}$  : Le taux de destruction supplémentaire
- $\beta$  : Le coefficient d'expansion thermique
- $\alpha$  : Coefficient d'expansion de concentration de déchets.

## *Liste des Tableaux*

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des conditions opératoires des différentes transformations thermochimiques .....	24
Tableau 2 : Les principales caractéristiques des composés du biogaz.....	32
Tableau 3 : exemples des trois types des déchets .....	40
Tableau 4 : Données clés .....	41
Tableau 5 : le ratio de la production des déchets ménagers au sein de certaines communes des villes du Maroc .....	42
Tableau 6 : comparaison 'indicative ' de la composition des déchets solides municipaux au Maroc par rapport à celle de la France, de la Tunisie et des USA .....	43
Tableau 7 : l'état et le nombre de toutes les décharges au Maroc .....	48
Tableau 8 : Programmes marocains sectoriels liés au biogaz .....	48
Tableau 9 : quantité de biogaz produit .....	49
Tableau 10 : quantité d'énergie produite .....	49
Tableau 11 : paramètres généraux du modèle.....	83
Tableau 12 : paramètres de transport de l'humidité.....	83
Tableau 13 : paramètres de du modèle variable selon le matériau .....	84

## *Liste des Figures*

<i>Figure 1</i> : les différents types des énergies renouvelables .....	20
<i>Figure 2</i> : présente les deux principaux groupes de technologies de conversion énergétique de la biomasse et les formes d'énergies finales qui en résultent.....	23
<i>Figure 3</i> : Produits issus de la pyrolyse de biomasse et leurs utilisations.....	25
<i>Figure 4</i> : la conversion énergétique de la biomasse par gazéification .....	26
<i>Figure 5</i> : schéma de la chaine trophique des étapes de la fermentation.....	27
<i>Figure 6</i> : Procédés pour boues .....	34
<i>Figure 7</i> : Procédés pour liquides .....	35
<i>Figure 8</i> : Procédés pour solides .....	35
<i>Figure 9</i> : Présentation des déchets avant la collecte .....	44
<i>Figure 10</i> : Matériels non adaptés à la collecte des déchets ménagers .....	44
<i>Figure 11</i> : Nettoyement avec matériels de bord .....	45
<i>Figure 12</i> : Emanation de gaz au niveau d'une décharge sauvage.....	46
<i>Figure 13</i> : Lixiviat.....	46
<i>Figure 14</i> : Procédé de récupération de biogaz par bio méthanisation (cas du procédé proposé pour la ville de Tanger .....	53
<i>Figure 15</i> : Les deux types de porosité .....	61
<i>Figure 16</i> : Réseau cubique (à gauche) et réseau rhomboédrique (à droite).....	61
<i>Figure 17</i> : Schéma complet du banc de caractérisation expérimental.....	81
<i>Figure 18</i> : ourbe d'évolution de la concentration de $CO_2(l)$ en fonction de $Z$ .....	81
<i>Figure 19</i> : Courbe d'évolution de la concentration de $CH_4(l)$ en fonction de $Z$ .....	86
<i>Figure 20</i> : la variation de la concentration de $CH_4(g)$ en fonction de $Z$ .....	86
<i>Figure 21</i> : la variation de la concentration de $CO_2(g)$ en fonction de $Z$ .....	87
<i>Figure 22</i> : Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale ...	87
<i>Figure 23</i> : Profil de température en fonction de la variable axiale.....	88
<i>Figure 24</i> : Evolution de la perméabilité en fonction de la hauteur .....	88
<i>Figure 25</i> : Evolution de la perméabilité apparente en fonction de la hauteur .....	89
<i>Figure 26</i> : Courbe d'évolution de la concentration de $CH_4(l)$ en fonction de $Z$ .....	89
<i>Figure 27</i> : Courbe d'évolution de la concentration de $CO_2(l)$ en fonction de $Z$ .....	90
<i>Figure 28</i> : la variation de la concentration de $CH_4(g)$ en fonction de $Z$ .....	90
<i>Figure 29</i> : la variation de la concentration de $CO_2(g)$ en fonction de $Z$ .....	91
<i>Figure 30</i> : Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale. ....	91
<i>Figure 31</i> : Profil de température en fonction de la variable axiale. ....	92
<i>Figure 32</i> : Profil de la porosité $\varepsilon$ en fonction de la variable axiale. ....	93
<i>Figure 33</i> : Courbe d'évolution de la concentration de $CH_4(l)$ en fonction de $Z$ .....	93
<i>Figure 34</i> : Courbe d'évolution de la concentration de $CO_2(l)$ en fonction de $Z$ .....	94

<i>Figure 35:</i> la variation de la concentration de $CH_4(g)$ en fonction de $Z$ .....	94
<i>Figure 36:</i> la variation de la concentration de $CO_2(g)$ en fonction de $Z$ .....	95
<i>Figure 37:</i> Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale .....	95
<i>Figure 38:</i> $P$ Profil de température en fonction de la variable axiale .....	96
<i>Figure 39:</i> Evolution de la perméabilité en fonction de la hauteur .....	97
<i>Figure 40:</i> Evolution de la perméabilité apparente en fonction de la hauteur .....	97
<i>Figure 41:</i> Profil de la porosité $\varepsilon$ en fonction de $Z$ .....	98
<i>Figure 42:</i> Courbe d'évolution de la concentration de $CH_4(l)$ en fonction de $Z$ .....	99
<i>Figure 43:</i> Courbe d'évolution de la concentration de $CO_2(l)$ en fonction de $Z$ .....	99
<i>Figure 44:</i> la variation de la concentration de $CH_4(g)$ en fonction de $Z$ .....	100
<i>Figure 45:</i> la variation de la concentration de $CO_2(g)$ en fonction de $Z$ .....	100
<i>Figure 46:</i> Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale ...	101
<i>Figure 47:</i> Profil de température en fonction de la variable axiale .....	101
<i>Figure 48:</i> Evolution du profil de dissipation de l'énergie cinétique turbulente en fonction de $R$ .....	103
<i>Figure 49:</i> Evolution du profil de la dissipation de l'énergie cinétique en fonction de $Z$ .....	103
<i>Figure 50:</i> Variation du profil de pression en fonction de $Z$ .....	104
<i>Figure 51:</i> Evolution du profil de pression en fonction $R$ .....	104
<i>Figure 52:</i> Variation du profil de vitesse radiale en fonction de $R$ .....	105
<i>Figure 53:</i> Variation du profil de la vitesse en fonction de $Z$ .....	105
<i>Figure 54:</i> Profil de saturation en fonction du temps et de la variable axiale, et de la variable radiale.....	106
<i>Figure 55:</i> Profil de la production du biogaz en fonction du temps .....	106

# **Introduction Générale**

---

Les énergies renouvelables sont une importante alternative à l'épuisement des énergies fossiles et un moyen primordial dans la lutte contre les effets néfastes des changements climatiques, notamment la réduction des émissions des gaz à effet de serre. Parmi ces sources d'énergie renouvelables et propres, la biomasse se présente comme l'une des sources d'énergie les plus prometteuses.

La gestion de nos déchets représente un challenge important pour une gestion durable de notre environnement. Qu'ils soient inertes, organiques ou toxiques, il s'agit de mettre en œuvre les stratégies de gestion les mieux adaptées. Les déchets organiques font l'objet de récents débats mondiaux sur la gestion des ordures en général, la pollution des sols, des eaux et de l'air, l'accès à l'énergie, les changements climatiques, la déforestation, etc., tour à tour comme source de questionnements ou comme éléments de réponse. Ces déchets sont caractérisés par une cinétique de décomposition rapide notamment sous climats intertropicaux, impliquant des risques pour l'environnement et la santé humaine (Tchobanoglous et al 1993) [1]. En même temps, ils sont particulièrement adaptés aux processus de valorisation matière/énergie par traitements biologiques, dont le compostage et la digestion anaérobie (Bayard et Gourdon, 2009) [2].

La digestion anaérobie peut jouer un rôle stratégique dans l'élaboration des systèmes de gestion des déchets, puisqu'elle permet d'assurer le traitement de presque toutes les fractions biodégradables et généralement majoritaires des résidus agricoles, déjections animales, déchets ménagers, déchets de centres urbains et industriels, etc. La digestion anaérobie (ou méthanisation) est un processus biochimique complexe mis en œuvre en absence d'oxygène et faisant intervenir différentes lignées bactériennes dans la dégradation et la conversion des macromolécules de la matière organique en de produits finaux réduits, dont un biogaz à haute valeur énergétique (Mshandete et al, 2006) [3]. Le biogaz est principalement composé de méthane (55- 75%) et de dioxyde de carbone (30- 45%) (Igoni et al, 2008) [4]. Il représente une source d'énergie propre, renouvelable et alternative aux sources d'énergie conventionnelles, dont les combustibles fossiles, ayant des implications néfastes sur l'équilibre environnemental et dont les réserves diminuent à un rythme accéléré (Yadvika et al, 2004) [5]. En outre, en complément à la valorisation énergétique, la digestion anaérobie produit également de la matière potentiellement utilisable comme amendement organique des sols, aux propriétés fertilisantes et phytosanitaires, au bénéfice des fermes et communautés agricoles (Schröder et al, 2008)[6].

La présente thèse expose l'objectif et les phases du développement de notre projet, nous avons jugé nécessaire de le diviser en quatre chapitres.

Le premier chapitre définit le contexte général du projet. Il débute par un rappel sur la notion de l'énergie biomasse et les conversions, voies de la valorisation énergétique, on décrit ensuite les différents paramètres physico-chimiques qui régissent la méthanisation et puis on définit les caractéristiques du biogaz. Finalement, on a fait une classification des différents types des déchets ménagers.

Quant au deuxième chapitre, il est consacré à la phase de la réalisation et de mise en œuvre. On présente la conception et l'analyse expérimentale de bioréacteur anaérobie à alimentation discontinue (batch). L'objectif est de produire du méthane à partir de la matière organique, provenant de déchets ménagers.

Dans le troisième chapitre, on présente une simulation mathématique de l'écoulement diphasique des fluides non miscibles (liquide et gaz) et de transfert de chaleur, basée sur les équations de Darcy généralisées. Ainsi les méthodes numériques qu'on ait choisies pour résoudre les équations du problème basées sur la méthode des volumes finis.

La phase de résultats et la discussion constitue le sujet du quatrième chapitre. Cette phase explique, d'une manière détaillée les résultats obtenus pour chaque cas étudié.

A la fin une conclusion générale est présentée, où sont rappelés les objectifs fixés et les résultats obtenus.

# **Chapitre I : Généralités**

---

## I.1 Introduction

Les énergies renouvelables sont une importante alternative à l'épuisement des énergies fossiles et un moyen primordial dans la lutte contre effets néfastes des changements climatiques, notamment la réduction des émissions des gaz à effet de serre. Parmi ces sources d'énergie renouvelable et propre, la biomasse se présente comme l'une des sources d'énergie les plus prometteuses. Les réserves mondiales en ressources énergétiques non renouvelables diminuent inéluctablement et rapidement. Au rythme actuel de notre consommation, les réserves prouvées de pétrole correspondraient selon l'agence internationale de l'énergie, à une cinquantaine d'années de production, à un peu plus de 60 ans pour le gaz naturel, à plus de deux siècles pour le charbon, et à une centaine d'années pour l'uranium. De plus, elles sont inégalement réparties sur la planète et se concentrent principalement dans des zones géopolitiques perturbées. Les énergies renouvelables ont le vent arrière, mais depuis quelques années seulement. Les Etats, les industriels, et nous aussi simples consommateurs, avons longtemps négligé ces énergies naturellement offertes par la planète au profit d'énergies immédiatement plus rentables, mais aussi plus couteuses pour l'environnement [1]. Aujourd'hui le vent a tourné, et les énergies renouvelables, lentement, trouvent des applications adaptées et économiquement viables dans multiples domaines.

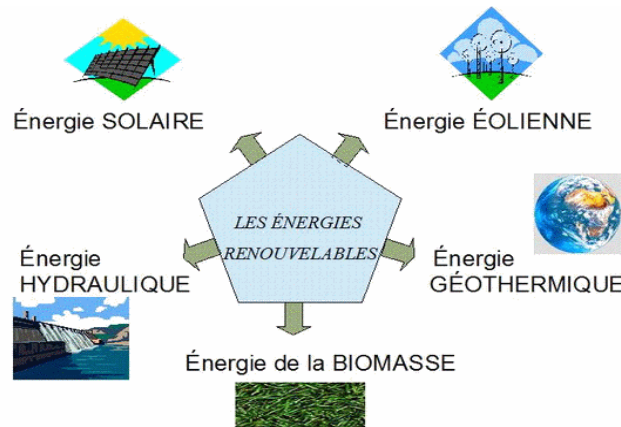


Figure 1 : les différents types des énergies renouvelables

Au Maroc, plusieurs unités de production (fermes, coopératives, industries agroalimentaires...) se retrouvent avec des quantités énormes de résidus et déchets organiques, et cherchent une solution pour une meilleure valorisation. Pour cela on propose une alternative prometteuse, qui est la conception des bioréacteurs à biogaz, qu'on compte développer, adapter et optimiser pour encourager les petites et moyennes entreprises à introduire la technologie de biogaz et assurer un meilleur développement de leur secteur.

La stratégie énergétique du Maroc s'articule autour de quatre piliers fondamentaux : la sécurité énergétique, l'accès à l'énergie à des prix compétitifs, la protection de l'environnement et l'intégration régionale. Cette politique énergétique est sujette à des équilibres budgétaires impactés par un facteur énergétique qui s'est élevée à environ 90 Milliards Dh en 2011. En effet, le Maroc est un net importateur de produits pétroliers. Cette dépendance de l'extérieur s'est

aggravée au cours du temps ; le déficit énergétique a grimpé d'environ 73 % en 1970 à 83 % en 1980 pour se situer actuellement à 96-97 % [2]. D'une façon générale, les énergies renouvelables « ER » sont des modes de production d'énergie utilisant des forces ou des ressources dont les réserves sont illimitées, ces sources d'énergies sont peu ou pas polluantes. Le solaire, l'éolien, l'eau et la géothermie ne rejettent aucune pollution, lorsqu'ils produisent de l'énergie. La combustion génère certains gaz polluants, mais en bien moindre quantité que des carburants fossiles, tels que le charbon ou le fioul. Il existe autres modes de conversions de biomasse qu'on va présenter, ces conversions sont moins polluants que la combustion [3].

## I.2 La Biomasse

La biomasse est la matière végétale de la photosynthèse, réaction entre le  $CO_2$  dans l'air, l'eau et la lumière du soleil. Typiquement, la photosynthèse convertit moins de 1% de la lumière du soleil disponible. Cette énergie est stockée dans les liaisons chimiques des molécules organiques des végétaux. Lorsque la biomasse est utilisée dans un processus de valorisation, (processus biologique, chimique ou thermique), on extrait l'énergie en oxydant les atomes de carbone pour produire du  $CO_2$  et de l'eau. Le processus est cyclique, car le  $CO_2$  est disponible pour produire la nouvelle biomasse. L'Homme, pendant des milliers d'années, a exploité l'énergie stockée dans ces liaisons chimiques, comme carburant et comme aliment. Plus récemment, la biomasse fossilisée (charbon et pétrole) a été exploitée. Cependant, puisque la conversion de la biomasse en combustibles fossiles prend des millions d'années, on ne considère pas ces ressources comme renouvelables à l'échelle de l'humanité. Bruler des combustibles fossiles en utilisant de la biomasse « âgée » en relâchant du « nouveau  $CO_2$  » contribue à l'effet de serre et épuise une ressource non-renouvelable alors que bruler une « nouvelle » biomasse n'y contribue pas, parce que la croissance de nouvelles plantations assure l'absorption du  $CO_2$  par la nouvelle plante.

Le terme biomasse désigne au sens large l'ensemble de la matière vivante, c'est-à-dire la matière organique d'origine animale, végétale et aussi les résidus organiques liés à des activités humaines comme les ordures ménagères ou les boues de station d'épuration.

On peut distinguer huit catégories de biomasse :

- Biomasse produite sur les surplus des terres agricoles, non utilisée pour l'alimentation humaine ou animale : cultures dédiées appelées « énergétiques ».
- Biomasse produite par le déboisement (entretien de forêts) ou le nettoyage de terres agricoles.
- Résidus agricoles issus des cultures de céréales, vignes, vergers, divers fruits et légumes, résidus de l'agroalimentaire.
- Résidus forestiers issus de la sylviculture et la transformation du bois.
- Résidus agricoles issus de l'élevage (fumier, lisier, litières, fientes,...).
- Résidus organiques des ménagers (papiers, cartons, déchets verts,...).
- Biomasse directement utilisée à des fins non alimentaires et non énergétiques (bois pour le papier).
- Déchets organiques industriels banals (papiers, carton, bois, déchets putrescibles...).

Parmi ces biomasses certaines sont dites « sèches » comme le bois ou les résidus agricoles tels que la paille et biomasse dite « lingo-cellulosique » ou « biomasse énergie ».

Les autres biomasses comme les déchets d'origine agricole (fumiers, lisiers...), agroalimentaire ou urbaine (déchets verts, boues de station d'épurations, fraction fermentescibles des ordures ménagères...) sont regroupées sous le terme de biomasse « humide ».

Néanmoins dans cette thèse on utilise le vocable « biomasse humide » pour désigner une biomasse dont l'humidité est comprise entre 8 et 28 % pour la distinguer de la biomasse anhydre [4].

### **I.2.1 Les motivations pour l'utilisation de la biomasse**

Depuis une dizaine d'années, il existe un regain d'intérêt pour l'utilisation de la biomasse comme sources d'énergies. Il y a plusieurs raisons à cette situation [3]. Premièrement, les développements technologiques concernant les procédés de conversion et la production de cultures, permettent d'avoir des efficacités de conversion plus importantes à des coûts bien plus intéressants que par le passé. Par exemple, lorsque nous utilisons des résidus de biomasse comme carburant, le coût de l'électricité produite atteint un niveau concurrentiel par rapport au coût de l'électricité d'origine fossile.

Le deuxième stimulus est l'augmentation constante de la concentration en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, responsable du réchauffement climatique est devenue une préoccupation mondiale, stimulant de l'option pour les énergies renouvelables. CO<sub>2</sub> Une fois produite par des moyens soutenable, la biomasse émet la même quantité de carbone pendant la conversion que la quantité nécessaire à la croissance des plantes, et cela sur une échelle de temps courte par rapport à l'échelle humaine. L'utilisation de la biomasse ne contribue donc pas à une accumulation du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère.

Mais il existe encore d'autres incitants à l'utilisation de la biomasse du fait qu'elle est source d'énergie inépuisable, disponible dans la plupart des pays et son utilisation permet de diversifier l'approvisionnement en combustibles. Si l'agriculture intensive est remplacée par des cultures énergétiques moins intensives et contrôlées, d'autres avantages environnementaux vont apparaître, tels que la réduction de la lixiviation des engrais et de l'utilisation des pesticides.

### **I.2.2 Disponibilité et ressources**

La disponibilité de la biomasse résiduelle (déchets agricoles) est très saisonnière et limitée à quelques mois dans l'année. Il est rare que plusieurs récoltes se succèdent sur les mêmes surfaces, dans la même année. Les sous-produits agricoles doivent donc être récoltés, puis stockés. Dans certains cas, du fait des risques de développement et de prolifération de certains champignons ravageurs, ces produits ne peuvent être stockés et doivent être éliminés très rapidement. Cette situation peut donc conduire à une disponibilité de la matière première toute relative et en tout état de cause induire des coûts très élevés dus au stockage. Cette remarque qui concerne les déchets agricoles est également valable, dans une moindre mesure, pour les biomasses forestières dont la récolte est souvent limitée à certaines périodes de l'année du fait de la mauvaise portance des sols. Cependant leur disponibilité est bien supérieure et les productivités à l'hectare ne dépendent pas des aléas climatiques comme le sont les cultures agricoles.

### I.2.3 Les propriétés de la biomasse

Les propriétés de la biomasse déterminent le choix du processus de conversion et toutes les difficultés opérationnelles qui peuvent apparaître. Le choix de la source de biomasse est également dépendant de la forme de l'énergie demandée [3].

Les principales propriétés intéressantes sont :

- ✚ La teneur en humidité (intrinsèque et extrinsèque)
- ✚ Les propriétés thermiques
- ✚ Pouvoir calorifique
- ✚ Composition, La teneur en cendre ou en résidus
- ✚ Les proportions de carbone et de matières volatiles
- ✚ La teneur en métaux alcalins, le rapport cellulose/lignine

### I.3 Les conversions voies de valorisation énergétique de la biomasse

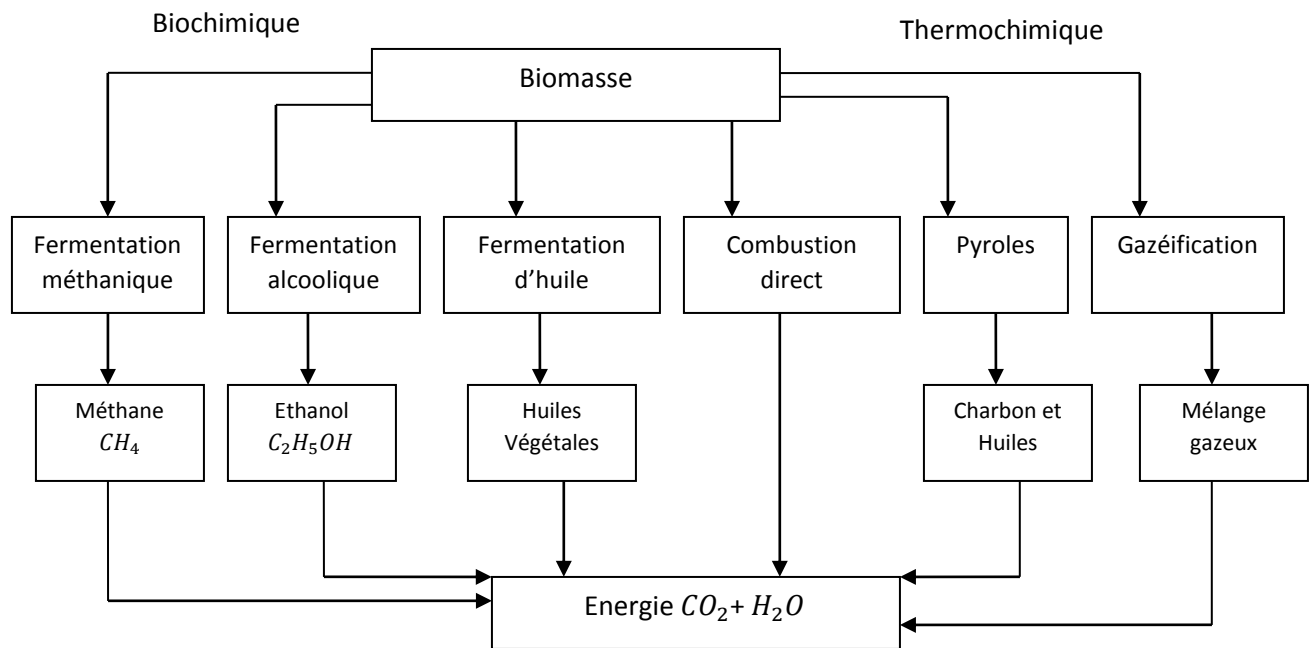


Figure 2 : Les deux principaux groupes de technologies de conversion énergétique de la biomasse et les formes d'énergies finales qui en résultent.

La biomasse est un combustible difficilement exploitable dans son état brut. Sa transformation permet d'obtenir des combustibles polyvalents utilisables dans des moteurs, chaudières ou turbines. Cette transformation peut se faire par voie thermochimique (combustion,

gazéification et pyrolyse), par voie biochimique (digestion, fermentation) ou par voie mécanique (l'extraction). Le choix dépendra du type d'énergie finale souhaitée, des conditions économiques, environnementales et d'autres facteurs.

### I.3.1 les conversions thermochimiques

La transformation thermochimique assure aujourd'hui probablement plus de 95% de la valorisation énergétique de la biomasse. Les trois principales conversions thermochimiques de la biomasse couramment développées correspondent à la combustion, la pyrolyse, et à la gazéification. Le tableau 1 précise pour chaque transformation les conditions en température et atmosphère ainsi que les produits obtenus [3].

Transformation thermochimique	Température	Atmosphère	Produits
<b>Pyrolyse</b>	$< 700^{\circ}\text{C}$	Inerte (absence de $\text{O}_2$ )	Solide carboné (charbon) + liquide (goudrons) + gaz
<b>Gazéification</b>	$> 800^{\circ}\text{C}$	Gaz réactifs air, $\text{O}_2, \text{CO}_2, \text{H}_2\text{O}$ et $\text{CH}_4$	Essentiellement mélange gazeux $\text{H}_2, \text{CO}, \text{CO}_2$ et $\text{CH}_4$
<b>Combustion</b>	$> 900^{\circ}\text{C}$	$\text{O}_2$ (air)	$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des conditions opératoires des différentes transformations thermochimiques

#### I.3.1.1 La combustion

Méthode la plus évidente, et la plus ancienne, qui sert à valoriser l'énergie de la biomasse, la combustion, permet une transformation directe de la biomasse en énergie thermique. Cette énergie thermique est ensuite utilisée directement ou transformée en électricité ou en chaleur. Contrairement aux autres voies thermochimiques, la combustion se réalise avec un excès d'air. La régulation de la quantité d'air injectée dans le foyer est très importante, car elle influence grandement le rendement de la combustion. Il faut injecter une quantité d'air suffisante pour assurer la combustion complète des gaz. Cependant, un trop grand excès d'air conduit à une baisse de rendement et à des émissions d'imbrulés. En effet, les premières caractéristiques à connaître sont la dimension, la nature et l'humidité de la biomasse, l'humidité relative des combustibles, la composition chimique élémentaire, le pouvoir calorifique, la teneur en cendres et une estimation de la production de fumées acides [3].

### I.3.1.2 La pyrolyse

La pyrolyse est la conversion thermochimique de la biomasse en l'absence d'oxygène. Cette conversion commence à 300°C – 550°C et va jusqu'à 700°C. Les conditions de pyrolyse peuvent être optimisées pour maximiser la production de liquide, solide ou du gaz comme l'illustre la figure 3 et dont la distribution dépend des conditions expérimentales appliquées, notamment la température à laquelle se produit la conversion, la vitesse de réchauffement de la biomasse et la taille des particules.

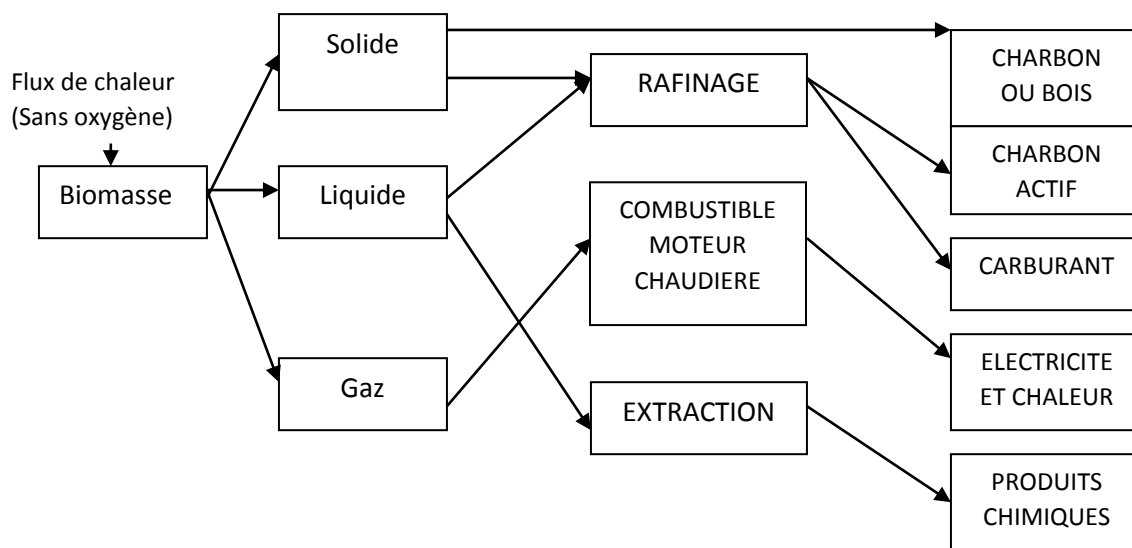


Figure 3 : Produits issus de la pyrolyse de biomasse et leurs utilisations

### I.3.1.3 La gazéification

La gazéification de biomasse solide est réalisée dans un réacteur spécifique, le gazogène. Elle consiste à transformer à haute température (800 à 900°C), en présence d'un gaz réactif, un combustible solide en un gaz combustible composé essentiellement d'hydrogène et de monoxyde de carbone et dont la quantité dépend des paramètres opératoires de la gazéification tels que la nature de la biomasse, le type de réacteur, la température, la pression, le temps de passage ou encore la présence d'un catalyseur. Ce gaz combustible, après traitement et conditionnement peut-être valorisé en un gaz de synthèse permettant de générer une source hautement énergétique (entre 10 et 30Mj/m<sup>3</sup>) figure 4.

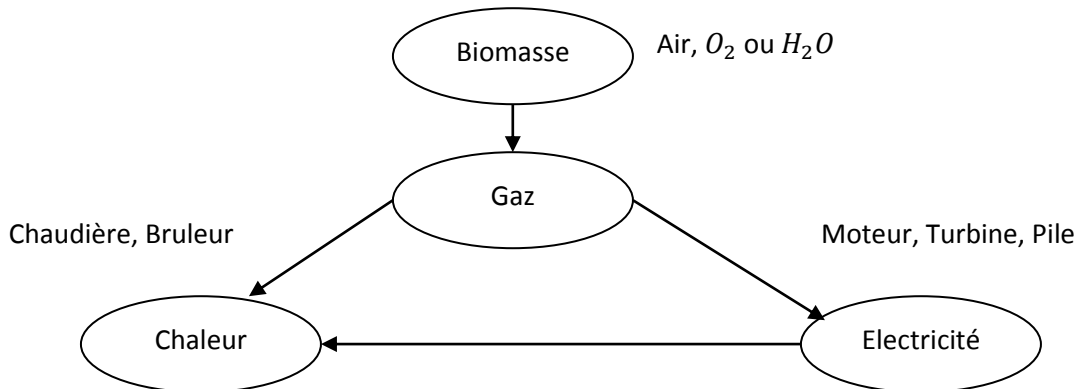


Figure 4 : la conversion énergétique de la biomasse par gazéification

### I.3.2 Les conversions biochimiques

Les conversions biochimiques sont des processus naturels de décomposition par action des bactéries. Mais elles peuvent être contrôlées de façon à obtenir un combustible facilement exploitable. Deux filières de conversion biochimique de la biomasse sont particulièrement : la biométhanisation ou digestion anaérobie, la fermentation alcoolique et l'extraction d'huiles végétales [4]. L'ensemble des réactions, multiples et complexes, se déroulant dans un digesteur peut se diviser en quatre étapes principales caractéristiques de l'action de différents groupes de micro-organismes : hydrolyse, fermentation acidogène (Acidogénèse), acétogénèse et méthanogénèse.

#### I.3.2.1 Hydrolyse et acidogénèse

Hydrolyse : par laquelle les macromolécules qui constituent la matière organique se décomposent en petites molécules solubles, à l'origine du jus de fermentation : par exemple, la cellulose est transformée en sucres solubles tels que le glucose ou le cellobiose.

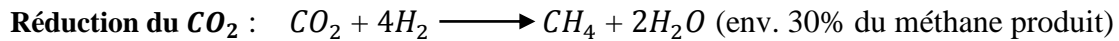
Acidogénèse : les molécules simples (monomères) sont transformées sous l'effet des bactéries en acides de faible poids moléculaire (acides lactique et acides gras volatils) et des alcools tels l'éthanol. Du bicarbonate et de l'hydrogène moléculaire sont produits.

#### I.3.2.2 Acétogénèse

Acétogénèse : c'est ici qu'interviennent des bactéries réductrices acétogénèse et des bactéries sulfato-réductrices pour transformer certains produits issus des phases précédentes (acides gras volatils et alcools) en  $H_2$ ,  $CO_2$  et acétate. En présence de sulfate, de l'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ) est aussi généré lors de cette étape de transformation,

### I.3.2.3 Méthanogénèse

Dernière phase au cours de laquelle l'acétate ( $CH_3COO^-$ ), l'hydrogène et le bicarbonate ( $HCO_3^-$ ) sont convertis en méthane par des micro-organismes méthanogènes [5]. Les réactions sont les suivantes :



### I.3.2.4 Autres réactions

D'autres réactions se déroulent durant la digestion anaérobie, en utilisant les substances non carbonées pour les réactions. C'est le cas de l'utilisation des sulfates comme source d'énergie pour l'oxydation des acétates, de l'éthanol, du propionate et du butyrate. Ces réactions créent l'ion hydrogénosulfure  $HS^-$  comme sous-produit. De plus, des réactions d'oxydation de l'ammonium et de dénitrification peuvent de produire en milieu anaérobie, dégageant l'azote moléculaire  $N_2$ . Finalement, certaines molécules xénobiotiques, des micropolluants, peuvent être hydrolysées en conditions anaérobies, ce qui fait de ce processus une étape importante pour le traitement de la pollution récalcitrante (Godon, 2008) [6].

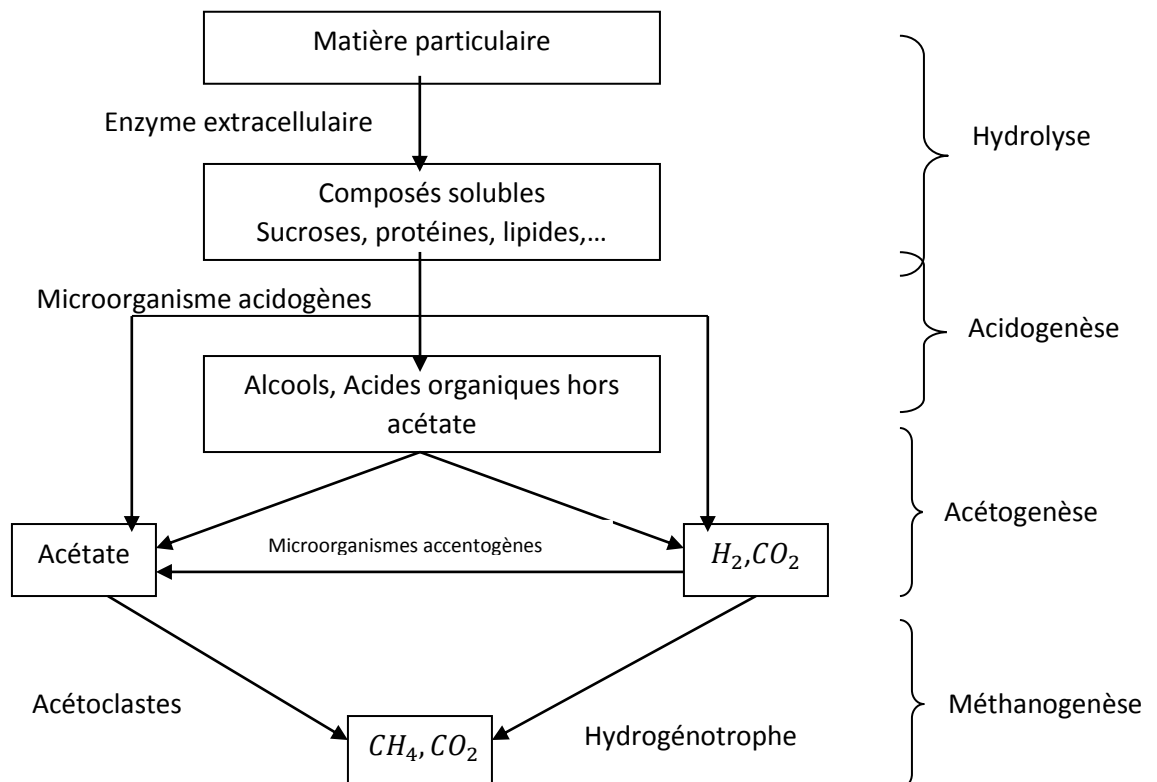


Figure 5 : schéma de la chaîne trophique des étapes de la fermentation

## I.4 les paramètres physico-chimiques de la biométhanisation

Les facteurs affectant la production de biogaz sont principalement basés sur les conditions opératoires ainsi que l'alimentation du digesteur. Les conditions de fonctionnement tel que le pH et la température influencent directement les micro-organismes. Les perturbations par l'alimentation incluent la composition et la concentration de déchets, et les composés toxiques et les inhibiteurs. Parfois, les composés toxiques ne sont pas présents au départ dans l'alimentation, mais ils sont produits à l'intérieur du réacteur à partir de la dégradation du substrat.

### I.4.1 la température

La digestion anaérobie peut être appliquée dans une large plage de température, en psychrophile (<20°C), en mésophile (25-40°C), en thermophile (45-60°C), et même en conditions extra thermophiles (>60°C). La température a un effet direct sur les propriétés physico-chimiques de tous les composants dans le digesteur et affecte aussi la thermodynamique et la cinétique des processus biologiques. La température détermine si une réaction spécifique est favorable [7].

- Augmente la solubilité des composés organiques qui les rend plus accessibles aux micro-organismes.
- Augmente les taux chimiques et biologiques des réactions, et accélère ainsi le processus de conversion, donc le réacteur peut être plus petit et peut fonctionner avec un plus faible temps hydraulique de rétention (HRT).
- Améliore plusieurs propriétés physico-chimiques comme la diffusivité du substrat solubilité du gaz, diminution de la viscosité liquide qui fait diminuer l'énergie d'agitation nécessaire et améliore également la séparation liquide-solide de la biomasse.
- Augmente le taux de mortalité des bactéries pathogènes particulièrement en conditions thermophile, qui diminue le temps requis pour la réduction des pathogènes.

### I.4.2 Le pH

Le pH est l'un des paramètres les plus importants pour la méthanisation et un contrôle accru de sa variation est fondamental pour le bon fonctionnement des réacteurs. Un pH stable indique un système en équilibre et une méthanisation performante. En revanche, des variations du pH, plus souvent sa diminution, sont signes de problèmes. Les bactéries méthanogènes sont très sensibles aux variations du pH : de petites altérations peuvent même menacer la production du gaz. A cause de cela, le contrôle de l'alcalinité est important afin de maintenir le pH dans les valeurs voulues (Bernet et buffière, 2008) [7]. Si la plage de fonctionnement acceptable d'un réacteur se situe entre 5,5 et 8,5, les valeurs idéales pour les microorganismes méthanogène varient entre 7,0 et 7,2. La chute du pH en dessous de 5,0 est fatale pour ces organismes (Ostrem, 2004) [8] et même des valeurs proches de 6,0 causent souvent un arrêt du procédé [9].

Comme la digestion anaérobie est une séquence de réactions, chacune ayant des sous-produits différents, les uns peuvent influencer négativement les autres. Une surproduction des acides

volatils par les organismes acidogènes peut mener à une baisse du pH et, conséquemment, à une inhibition de la méthanogénèse. Cela peut être une situation provoquée produite par un grand apport de matières fraîches au digesteur. En revanche, une surconsommation des acides pour la formation de méthane peut engendrer une augmentation du pH et un ralentissement de l'acidogénèse (Ostrem, 2004) [8].

### **I.4.3 Le rapport carbone/azote (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. Des études indiquent que la proportion désirable 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 inactiver la méthanisation (Rapport et al, 2008) [10].

### **I.4.4 Le degré d'humidité**

L'humidité a une grande influence sur l'action des bactéries, principalement dans le cas où ses 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 dans ce plateau élevé. Ce principe est utilisé dans quelques lieux d'enfouissement, par la recirculation du lixiviat, pour accélérer la méthanisation des matières putrescibles et pour augmenter la production du biogaz (Price and Cheremisinoff, 1981 ; Yolo County, 2008) [11].

### **I.4.5 L'agitation**

L'agitation du contenu du digesteur anaérobie est généralement utile pour favoriser le contact entre le substrat et les micro-organismes et, par ricochet, pour renforcer l'activité méthanogène. Il existe divers mécanismes et procédés d'agitation plus ou moins complexes comme l'insertion d'un racloir, d'un piston, etc..., à l'intérieur du digesteur, l'incorporation d'une buse pour évacuer le liquide du digesteur, la recirculation du biogaz, la désintégration mécanique ou broyage humide (Yadvika et al, 2004). Ces procédés exigent généralement des moyens technologiques et financiers assez relevés, les rendant difficiles à mettre en œuvre dans des contextes socio-économiques difficiles. Les coûts d'installation, d'opération et d'entretien d'un dispositif d'agitation sont généralement onéreux dans un processus de biométhanisation (ward et al, 2008) [12].

### **I.4.6 Les substances toxiques inhibitrices**

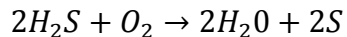
Des composés toxiques et inhibiteurs peuvent être responsables du mauvais déroulement de la méthanisation de l'effluent, voire dans certains cas bloquer le processus, ce qui peut nécessiter l'arrêt et le redémarrage du digesteur. Ces composés sont soit apportés par l'effluent soit produits au cours d'une des étapes de la méthanogénèse. Il est assez difficile de les distinguer des facteurs

environnementaux (chute du pH, changement de température, accumulation de métabolites,...) tant qu'ils sont liés.

Un excès d'acide gras volatile sous forme non dissociée accélère leur entrée dans les cellules, ce qui provoque une baisse du pH intracellulaire (boe, 2006). Dans ces conditions, une partie de l'ATP servant habituellement à la croissance, est hydrolysée pour libérer des protons et contre-balancer cet apport supplémentaire d'anions et assurer le maintien de l'homéostasie. En conséquence moins d'ATP sera donc disponible pour la croissance bactérienne (Fukuzaki et al, 1990). La concentration seuil à partir de laquelle les acides gras volatiles seront inhibiteurs dépend du pouvoir tampon du milieu [13].

#### I.4.7 L'oxygène

L'oxygène est une molécule inhibitrice pour les bactéries anaérobies strictes que sont les bactéries acétogène et méthanogène. Il faut donc éviter les entrées d'air en travaillant par exemple en conditions étanches dans un système noyé. Cependant certaines installations (agricoles notamment) possèdent une petite introduction d'air dans le réacteur (1 à 2 %) de façon à éviter la formation de sulfure d'hydrogène. Il peut y avoir une injection volontaire d'air pour la transformation d' $H_2S$  en soufre [14].



### I.5 les produits de la méthanisation

#### I.5.1 Définition du biogaz

Le biogaz est un gaz combustible issu de la dégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène, contenant principalement du méthane (50% à 70%), du dioxyde de carbone, de l'eau, de l'azote, de l'hydrogène sulfuré et l'oxygène. On trouve également des composés minoritaires : hydrocarbure, aldéhydes, alcools, cétone...etc. la variabilité de la composition du biogaz est liée aux procédés pour sa production mais également à l'origine de la matière organique.

#### I.5.2 Caractéristique du biogaz

Pour qualifier un mélange gazeux comme biogaz, on doit prendre en compte plusieurs critères comme sa composition moyenne, le pouvoir calorifique, ce qu'on va le préciser ci-après :

### I.5.2.1 Composition moyenne du biogaz

Le biogaz est composé des 5 éléments de base C, H, O, N et S, provenant directement de la transformation de la matière organique dont il est issu. Ces éléments se retrouvent principalement sous la forme d'un mélange de méthane ( $CH_4$ ) et de dioxyde de carbone ( $CO_2$ ).

Méthane ( $CH_4$ )	45 à 65%
Gaz carbonique ( $CO_2$ )	25 à 45%
Eau ( $H_2O$ )	2 à 7%
Dioxygène ( $O_2$ )	0 à 2%
Hydrogène sulfuré ( $H_2S$ )	0 à 2%
Diazote ( $N_2$ )	0 à 2%

D'autres substances sont formées dans le biogaz à l'état de traces :

- Des acides gras volatiles (AGV)
- D'autres composés organiques volatils (hydrocarbures aromatiques, alcanes, terpènes...)

Le traitement de la matière organique par la méthanisation est de nature à atténuer les nuisances olfactives. Cependant, de nombreux composés chimiques susceptibles d'être contenus dans le biogaz brut comportent en effet un caractère odorant marqué. Ces composés appartiennent à plusieurs familles chimiques : les dérivés soufrés tel que l'hydrogène sulfuré et les mercaptans, les terpènes, les amines, l'ammoniac, les aldéhydes et les cétones. La nuisance olfactive constitue une gêne pour l'individu.

### I.5.2.2 Caractéristiques des principaux composés du biogaz

Les principales caractéristiques des composés du biogaz sont données dans le tableau suivant :

	Symbole	Unité	$CH_4$	$CO_2$	$O_2$	$N_2$	$H_2O$	$H_2S$
Masse molaire	M	g/mol	16,043	44,01	32,00	28,01	18,01	34,0
Masse volumique	$\rho$	Kg/Nm <sup>3</sup>	0,72	1,98	1,43	1,25	0,86	1,54
Densité	D	-	0,56	1,53	1,11	0,97	0,67	1,19
Température de fusion	$T_{fus}$	K	91	194,52	54	63	273	187
Température d'ébullition	$T_e$	K	112	216,4	90	77	373	212
Enthalpie de	$\Delta H_{fus}$	Kj/Kg	58	181	14	26	334	-

fusion								
Enthalpie de vaporisation	$\Delta H_{vap}$	Kj/Kg	555	391	213	199	2257	14
Chaleur massique	C	$J.Kg^{-1}.K^{-1}$	3146	-	-	-	4180	-
PCS massique	PCSm	MJ/Kg	55,66	-	-	-	-	16,5
PCS volumique	PCSV	MJ/m3(n)	39,82	-	-	-	-	25,3
PCI massique	PCIm	MJ/Kg	50,04	-	-	-	-	15,1
PCI volumique	PCIv	MJ/m3(n)	-	-	-	-	-	23,3

Tableau 2 : Les principales caractéristiques des composés du biogaz [14].

L'unité  $m^3$  (n) veut dire mètre cube normal, à 1 atmosphère et 0°C.

Le Pouvoir calorifique massique ou volumique représente la quantité d'énergie dégagée par unité de masse ou de volume du carburant lors de la réaction chimique de combustion complète conduisant à la formation de  $CO_2$  et  $H_2O$ . On distingue le pouvoir calorifique supérieur (PCS) et le pouvoir calorifique inférieur (PCI) selon que le composé obtenu par combustion se trouve à l'état liquide ou l'état gazeux.

### I.5.3 Digestat

Le digestat est un résidu semblable à l'humus, partiellement stable et riche en composés organiques. Dans le cas de l'utilisation des intrants solides pour la biométhanisation, il a, à la sortie du digesteur, une consistance pâteuse et émet souvent des odeurs désagréables. L'excès de liquide peut être extrait pour réalimenter le système en eau et en microorganisme spécialisés et/ou pour minimiser les quantités de matières transportées. Dans plusieurs cas, la fraction solide du digestat est ensuite compostée et le compost obtenu est utilisé comme amendement des sols. La partie liquide : Le digestat possède les propriétés suivantes lorsqu'il subit l'étape de l'hygiénisation :

- Odeur faible du fait de la digestion dans le méthaniseur des matières organiques responsable des nuisances olfactives.
- Germes pathogènes réduits grâce à l'hygiénisation.
- Valeur amendant conservée car la fraction ligneuse contribuant à la formation d'humus n'est pas attaquée.

- Valeur fertilisante améliorée l'azote se retrouve sous forme ammoniacale plus facilement assimilable par les plantes. Cependant sa volatilité, a des conséquences sur les modalités de stockage et d'épandage (enfouissement au printemps).
- Aspect plus liquide que le lisier non traité, il pénètre plus rapidement dans le sol.

Le digestat peut subir un traitement de séparation de phase liquide/solide pour avoir, d'une part une fraction solide riche en matière organique et en éléments phosphatés qui se gère comme un amendement, et d'autre part, une fraction liquide contenant de l'azote ammoniacal et peu de matières organiques, utilisable comme engrais liquide remplaçons les engrais minéraux azotés. La présence de méthane et d'hydrogène sulfuré contenu dans le biogaz peut être à l'origine d'accidents [14].

#### I.5.3.1 Valorisation agronomique du digestat

- Le lisier traité dans une installation de biométhanisation par rapport à un lisier non traité :
  - Est plus riche en azote minéral sous forme d'ammonium et son effet sur la végétation est plus rapide.
  - Est plus fluide et pénètre plus vite dans le sol où les éléments nutritifs pourront être absorbés par les plantes.
- Ce lisier est davantage comparable à une fumure minérale :
  - Effet positif sur l'appétence lors du pâturage et lors du processus d'ensilage.
  - Le lisier « digestat » est moins agressif à l'égard de la végétation ce qui permet un épandage sur une végétation à un stade plus avancé.
  - Pour une fertilisation azotée égale, la disparition des légumineuses est nettement moindre que pour un lisier classique où une fumure minérale équivalente [18].

#### I.5.4 Différents systèmes de digesteurs

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

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

#### I.5.4.1 Mode d'alimentation

- Le digesteur batch ou discontinu : il a l'avantage d'être d'une construction simple. Le mode opératoire consiste à remplir le digesteur avec les substances organiques et laisser digérer, le temps de rétention est fonction de la température et d'autres facteurs. A la fin de la digestion, le digestat est évacué et le processus peut recommencer. Ces systèmes, rustiques et dotés d'une grande simplicité technique, sont avantageux pour traiter les déchets solides comme les fumiers, les résidus agricoles ou les ordures ménagers. La production du biogaz n'est pas régulière : au début du cycle, la fermentation du substrat ne vient venant que s'amorcer, la production du biogaz est lente. Elle s'accélère, et atteint un taux maximal au milieu du processus de dégradation et chute en fin de cycle lorsque seuls les éléments difficilement digestibles restent dans le digesteur.
- Dans un digesteur continu, le substrat introduit de manière continue est digéré et déplacé soit mécaniquement, soit sous la pression des nouveaux intrants vers la sortie sous forme de digestat. Le fonctionnement en continu, est bien adapté aux installations de grande taille. Il existe trois principaux types de digesteurs continus : système à cuve verticale, système à cuve horizontale et système à « cuves multiples ».
- Le digesteur semi-continu fonctionne avec combinaison des propriétés des deux précédents afin de tirer profit des avantages des deux extrêmes.

#### I.5.4.2 Types de Substrats

Cette classification des digesteurs est fonction de la teneur en matière sèche des matières organiques qui affecte leur consistance.

- Solide : teneur en matière sèche > 15%.
- Semi- solide ou pâteux : teneur en matière sèche comprise entre 5 et 15%.
- Liquide : teneur en matière sèche inférieure à 5%, les substrats liquides et pâteux sont dits pompables.

Pour traiter les effluents liquides plus ou moins riches en suspensions, on préférera des procédés continus ou semi-continus, le contenu du digesteur étant maintenu homogène par brassage mécanique régulier du liquide.

Les différents types de digesteurs sont représentés schématiquement ci-dessous.

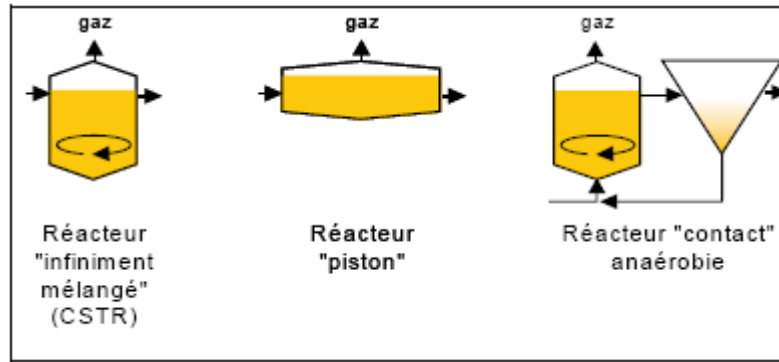


Figure 6 : Procédés pour boues

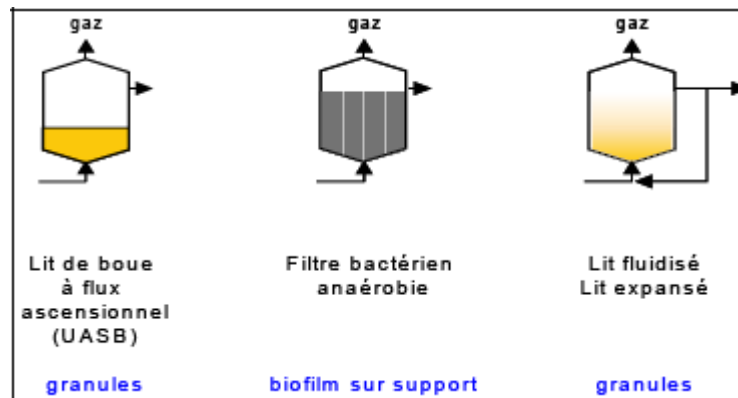


Figure 7 : Procédés pour liquides

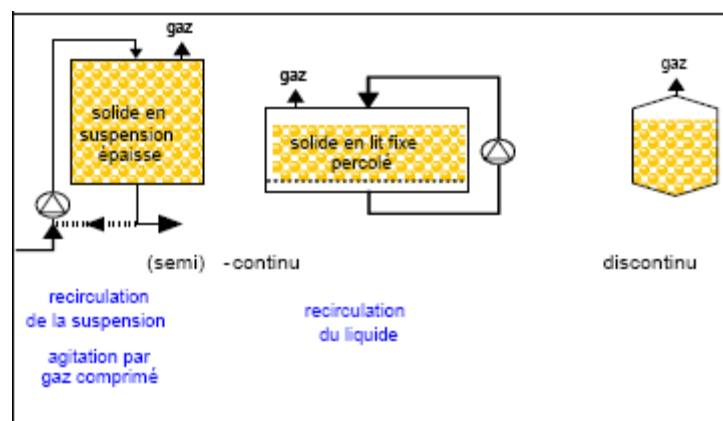
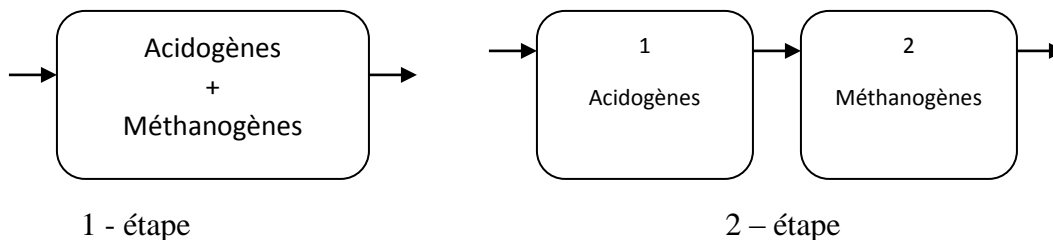


Figure 8 : Procédés pour solides

### I.5.5 Etapes

Cette classification met en évidence le fait que l'hydrolyse et l'acidogénèse sont séparées ou pas de la phase suivante de la méthanogénèse.



Dans les procédés mono-étapes, toutes les étapes de la digestion ont lieu dans la même enceinte. Ils sont exploitables en continu ou en batch, et principalement appliqués pour des substrats allant jusqu'à 40% de MS.

Les procédés bi-étapes sont caractérisés par le fait que l'hydrolyse et l'acidification sont nettement séparées de la phase suivante de la méthanisation. La recirculation de la phase liquide présente l'avantage de ne pas nécessiter constamment l'ajout d'eau réchauffée. L'avantage des procédés bi-étapes réside dans les courts temps de décomposition de la matière solide, de l'ordre de quelques jours, cette séparation de phases réduit le risque d'intoxication des micro-organismes méthanogénèse liée à la présence d'acides gras volatils lorsque l'étape d'acidogènes n'est pas complètement terminée car trop rapide par rapport à la capacité d'assimilation des micro-organismes méthanogénèse.

Certains digesteurs sont dits mixtes ou intégrés. Plus exactement, c'est l'installation et non le digesteur qui est mixte. Le principe consiste à faire subir au substrat organique une digestion anaérobie et récupérer le sous-produit qui est ensuite stabilisé par l'étape de compostage. Ces procédés mixtes permettent la réduction des systèmes de traitement du liquide issu du digesteur anaérobie, ces derniers servant en grande partie pour l'humidification du compost. Le second avantage est la stabilisation quasi-totale du substrat organique en raison de la complémentarité des deux systèmes.

### I.5.6 Digesteurs anaérobies et procédés des digestions

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

- ✚ Les facteurs internes comme la quantité de substrats à traiter et à valoriser, la nature des substrats (en termes de texture, teneur en matières sèche et organiques, en termes de rhéologie, etc...), les matériaux de construction disponibles et la complexité du système.

- ✚ Les facteurs externes tels les conditions climatiques, les capitaux d'investissement, les compétences techniques et opérationnelles disponibles, paramètres et variables empiriques de dimensionnement

#### I.5.6 .1 Volume utile

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

$$V_d = RT * Q \quad (1)$$

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

$$OLR = \frac{Q * S_0}{V_d} = \frac{S_0}{RT} \quad (2)$$

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

#### I.5.6 .2 Temps de rétention

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

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

puisque les substrats disponibles sont faiblement biodégradables et mettent de longues durées pour produire du biogaz (FQA, 1992).

#### I.5.6.3 Taux de charge organique

Le critère basé sur le taux de charge organique (OLR) est semblable à celui du RT pour une concentration constante de matière organique  $C_0$ , c'est-à-dire que le fait de fixer l'OLR permet d'évaluer le RT, donc le volume du digesteur (Mata-Alvarez, 2002). De même, l'augmentation de l'OLR peut être effectuée dans l'intention de réduire le RT et modifie, par la même occasion, la taille du digesteur. Cependant, une situation différente se présente quand une augmentation de l'ORL est imposée dans le but d'augmenter la concentration en substrat ( $S_0$ ) pour un RT constant. Dans ce cas, les performances du digesteur sont affectées de 2 façons (Mata-Alvarez, 2002) :

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

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

#### I.5.6.4 Production journalière de biogaz

La production journalière de biogaz ( $G$ ) doit répondre aux objectifs de consommation énergétique de l'utilisateur de l'unité de digestion anaérobie. Elle est calculée à partir de la production spécifique journalière de biogaz ( $G_y$ )

Pour un substrat donné, et la quantité de ce substrat apportée par jour au digesteur, c'est-à-dire le taux de charge ( $Q$ ) exprimé en terme de masse (équation 3). La production journalière de biogaz est exprimée par :

$$G = G_y * Q \quad (3)$$

### I.5.6.5 Rendement technologique

La production volumique de biogaz ou rendement technologique ( $G_p$ ) correspond à une production journalière de biogaz ( $G$ ), par unité de volume de digesteur ( $V_d$ ).

Selon l'équation 4. Ce paramètre contribue à augmenter le degré de confiance dans les calculs de dimensionnement du digesteur anaérobie [20].

$$G_p = G/V_d \quad (4)$$

### I.5.6.6 Volume du gazomètre

Le volume du gazomètre ( $V_g$ ) dépend des niveaux relatifs de production et de consommation du biogaz. Le gazomètre doit être conçu pour (i) couvrir la demande en biogaz ( $V_{g1}$ ) lors des pics de consommation horaires ( $gc_{max}$ ) et (ii) contenir la production de biogaz ( $V_{g2}$ ) pendant la plus longue période de consommation nulle ( $tz_{max}$ ).  $V_{g1}$  est le volume maximal de biogaz consommé pendant une période de grande consommation, équivalent au produit de la consommation horaire maximale de biogaz  $gc_{max}$  et de la durée (en heures) de la consommation maximale ( $tc_{max}$ ) (équation 5).  $V_{g2}$  représente le volume de biogaz inutilisé par temps de zéro consommation dans une journée, c'est-à-dire le volume de biogaz produite en heure ( $G_h$ ) multiplié par le temps (en heures) de zéro consommation ( $tz_{max}$ ) (équation 5). Le volume ( $V_g$ ) du gazomètre est déterminé à partir de la valeur maximale entre ( $V_{g1}$ ) et ( $V_{g2}$ ) équation (5) et (6) avec une marge de sécurité de 10-20 % [20].

$$V_{g1} = gc_{max} * tc_{max} \quad (5)$$

$$V_{g2} = G_h * tz_{max} \quad (6)$$

### I.5.6.7 Ratio volume de digesteur/volume de gazomètre

Le ratio  $V_d/V_g$  est un autre facteur important, relatif à un type de digesteur et à son rendement technologique en particulier. Les chiffres rapportés dans la littérature varient entre 3/1 et 10/1, avec des fréquences plus importantes entre 5/1 et 6/1 [20].

### I.5.6.8 Fonctionnement d'un digesteur anaérobie

L'activité des micro-organismes impliqués dans la digestion anaérobie est dépendante de la nature et de la concentration des substrats dans le digesteur, ainsi que des conditions environnementales (pH, température, etc.). Les mesures de ces paramètres sont généralement simples et accessibles. Elles permettent d'assurer indirectement un suivi de l'ensemble du processus de digestion anaérobie et un fonctionnement optimal des installations [20].

## I.6 les déchets ménagers

### I.6.1 Introduction

Les déchets ménagers sont l'ensemble des ordures produits chaque jour par les ménages. Ces déchets sont constitués d'une fraction putrescible et fermentescible (épluchures des fruits et légumes, restes alimentaires). Dans les campagnes, la fraction putrescible fait l'objet d'une gestion domestique. En effet, les ordures organiques constituent l'alimentation des animaux (vaches, chèvres, poules, chiens...). Cependant, en ville, toutes les ordures ménagères sont gérées par les collectivités locales qui se chargent de la collecte des déchets. Les déchets ménagers sont une source de matières organiques. La valorisation de ces déchets permet d'obtenir du biogaz et c'est pourquoi nous nous intéressons dans ce qui suit à la méthanisation des déchets ménagers. On va pour cela qu'on s'y intéresse préciser la composition des déchets, leur quantité et leur valorisation au Maroc. Le principe et les conditions de réalisation de la méthanisation seront abordés ensuite. Enfin on va indiquer le rendement des procédés de la biométhanisation ainsi que la composition du biogaz.

✚ Les différents types des déchets ménagers

On distingue trois types des déchets ménagers :

- Déchets non recyclables ou pas encore recyclés.
- Déchets recyclables secs.
- Déchets recyclables humides.

Le tableau suivant regroupe quelques exemples des trois types des déchets précités.

Déchets non recyclables ou pas encore recyclés	Déchets recyclable secs	Déchets recyclables humide
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Barquettes alimentaires en plastique souple</li> <li>- Barquettes en plastique</li> <li>- Barquettes en polystyrène</li> <li>- Bidons de pétrole</li> <li>- Morceaux de ferraille</li> <li>- Fer à repasser</li> <li>- Cartons souillés</li> <li>- Papiers gras ou souillés</li> <li>- cartons de pizza</li> <li>- Papier des sacs de charbon de bois pour barbecue</li> <li>- Papiers peints, papiers calques, mouchoirs en papier, papiers absorbants</li> <li>- Filtres à café, sachets de thé, couches-culottes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bouteilles en plastique (avec leurs bouchons)</li> <li>- Bouteilles ayant contenu de l'huile sous certaines conditions (avec leurs bouchons)</li> <li>- Boites de conserve, barquettes alu non souillées par les aliments</li> <li>- Cannelles de boisson, bidons de sirop (avec leurs bouchons)</li> <li>- Aérosols (sans leurs bouchons)</li> <li>- Briques alimentaires- Boites et emballage en carton</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- les épluchures de légumes</li> <li>-les viandes</li> <li>- Coquille d'œufs</li> <li>-Reste de repas</li> <li>- Déchets alimentaire</li> <li>- Herbes, bois</li> <li>- Feuilles</li> <li>- Cendres</li> <li>- Ecorces</li> </ul>

Tableau 3 : exemples des trois types des déchets

## I.6.2 Les Déchets ménagers au Maroc

Le Maroc est engagé, depuis ces dernières années, dans une politique volontariste de gestion en termes de Développement Durable et de Protection de l'Environnement. En effet, depuis la création en 1992, d'un département ministériel chargé de l'environnement, de nombreuses initiatives ont vu le jour, notamment celle relative à la professionnalisation des services de collecte, nettoyage et mise en décharge des déchets ménagers. De même, la prise de conscience internationale, pour une meilleure gestion de l'environnement et sa préservation est de plus en plus présente, le Maroc s'inscrit dans cette logique. D'après le rapport du programme national des déchets ménagers reçu du ministère de l'eau et l'environnement, la production actuelle des déchets ménagers et assimilés en milieu urbain est estimée à 5 millions de tonnes par an, un ratio moyen de 0.76 kg par habitant et par jour [21].

Population	34 M	
Génération des déchets ménagers et assimilés (DMA)	5 MT/an	
Composition des DMA (%)	Organique Papier/carton Plastique Verre Métal Divers	65% 8% 10% 2% 1% 1%
Génération des DMA par habitant (kg/j/hab)	Urbain Rural	0.76 0.3
Couverture de la collecte des DMS	Urbain Rural	82% Aucune donnée n'est disponible
Gestion de déchets (%)	-Compostés -Recyclés -Mis en décharge -Mise en décharge non contrôlé	Moins de 1% 10% 28% 62%
Estimation des dépenses publiques annuelles	En 2007 : 1 milliard de DH en communes urbaines En 2009 : Chiffre d'affaire annuel de 1.15 milliard de DH dont 1 310 millions de DH (soit près de 88%) pour la collecte	
Croissance annuelle en DMA	2.80%	
Déchets de soins	6 KT/an	
Déchets industriels	1.57 MT/an	
Déchets industriels dangereux	256 MT/an	
Déchets agricoles	-	

Tableau 4 : Données clés [21].

Le tableau suivant représente le rapport de la production des déchets ménagers au sein de certaines communes des villes du Maroc :

Commune	Ratio en Kg/hab/jour
Rabat-Riyad Agdal	1.05
Rabat Hassan	0.93
Kenitra	0.77
Yousseoufia	0.77
Yacoub El Mansour	0.76
Fès médina	0.6
Fès Agdal	1.01
Hay-Hassani	0.72
Essaouira	0.68
Nador	0.73
Tanger ville	0.77

Tableau 5: le ratio de la production des déchets ménagers au sein de certaines communes des villes du Maroc [22].

Le taux moyen de la collecte des déchets ménagers et assimilés est estimé à environ 70% en milieu urbain. La collecte en milieu rural est peu, voire non organisée. La quasi-totalité des déchets est acheminée vers les décharges sauvages sans aucun traitement au préalable et sans aménagement des sites réceptacles. En effet, on compte plus de 300 décharges sauvages contre quelques décharges contrôlées. Sur le plan qualitatif, la nature des déchets ménagers au Maroc est très différente de celle des pays industrialisés (tableau 6). Comme nous pouvons le constater, cette différence concerne plusieurs paramètres et tout particulièrement la teneur en eau et la proportion de matières organiques fermentescibles. Ces paramètres se situent à des niveaux plus élevés dans le contexte marocain par rapport à celui des pays industrialisés.

Composition	Paramètre (%)			
	Maroc	Tunisie	France	USA
Fraction organique fermentescible	60-80	68	30	15-20
Humidité	60-75	-	35	30
Papier	7-10	11	30	20
Bois	7	-	-	2
Plastique et caoutchouc	4-7	7	15	10
Textile	3	3	2	2
Cuire et peau	0.3	-	-	1
Métal	1.0	4	6	10
Verre et céramique	1.5	2	12	10
Cendres	10.5	-	-	-

Tableau 6 : comparaison ‘indicative ‘ de la composition des déchets solides municipaux au Maroc par rapport à celle de la France, de la Tunisie et des USA [21].

Au Maroc, comme dans d’autres pays en développement, une tonne de déchets ménagers contient en moyenne 700 à 800 Kg de produits organiques fermentescibles contre seulement 350 Kg en Europe Occidentale et aux Etats-Unis d’Amérique.

La proportion de la matière organique est encore plus élevée dans les déchets issus des petites et moyennes communes des pays en développement. L’humidité y est aussi beaucoup plus élevée; les teneurs peuvent atteindre 60 et 75 % et varient de manière notable avec les saisons, cette composition demeure un élément important à prendre en compte dans le choix du matériel et des équipements (conteneurs, véhicules de transport etc.) et des technologies de traitement à mettre en place.

### I.6.3 Caractéristiques Des déchets Ménagers

A la différence des pays industrialisés, les déchets ménagers au Maroc se caractérisent par une prédominance de matières organiques, une forte humidité, une densité élevée et un pouvoir calorifique faible. Ce qui accélère leur fermentation et ne permet pas leur séjour prolongé au niveau des lieux de production sans conditionnement approprié.

#### I.6.3.1 Pré collecte

Il s’agit de la phase qui précède la prise en charge des déchets par les services techniques communaux, elle est liée au mode de présentation des déchets par leurs producteurs, notamment les ménages, les lieux de commerces, les restaurants, les hôtels, les petites industries, etc....



Figure 9 : Présentation des déchets avant la collecte.

Cette étape constitue le premier maillon du circuit d’élimination des déchets, elle est déterminante dans la réussite ou non du système de collecte [21].

### I.6.3.2 Collecte

Les taux de collecte enregistrés dans les villes marocaines varient au sein de la même ville. Ils restent en moyenne à hauteur de 70% pour les zones urbaines. Les moyens de collecte utilisés dans les villes marocaines sont extrêmement variés et s'adaptent à la nature du terrain et aux dimensions des différents types de voies de communication. Les véhicules sont généralement trop utilisés dans les circuits de collecte qui nécessitent une optimisation en gain de carburant, la conséquence est l'usure prématurée des engins de collecte. Ainsi, chaque jour, une partie du parc est immobilisé, d'où le recours à l'utilisation de camions non appropriés [21].



Figure 10 : Matériels non adaptés à la collecte des déchets ménagers

La quantité d'ordures collectée se trouve donc nettement influencée par les performances des services d'entretien des véhicules dont la capacité à maintenir un nombre suffisant de véhicules en état de fonctionnement, est déterminante pour la qualité du service rendu au citoyen.

### I.6.3.3 Nettoyement

La notion de nettoyage bien qu'étant associée dans le langage courant aux opérations qui viennent seconder la collecte, notamment le balayage des voies et des artères, prend souvent plus d'ampleur et revêt un caractère saisonnier lorsqu'on parle de campagne de nettoyage qui viennent souvent pour remédier aux insuffisances des systèmes de collecte mis en place.



Figure 11 : Nettoisement avec matériels de bord

L'outillage utilisé dans les opérations de nettoyage est non seulement rudimentaire, mais souvent inadapté [21].

#### I.6.3.4 Elimination

Dans la quasi-totalité des villes marocaines, les déchets sont mis en dépôt dans des décharges non contrôlées, se réduisant souvent à des anciennes carrières, où les déchets sont simplement déversés et laissés à l'air libre. Le nombre de décharges actuelles serait de l'ordre de 300 si on retient une seule décharge par agglomération. Ces décharges ainsi que certains sites d'accumulation des déchets, représentent un danger pour la santé des populations, pour les ressources en eau et pour l'environnement en général.



Figure 12 : Emanation de gaz au niveau d'une décharge sauvage

Outre les risques d'explosions qui peuvent avoir lieu, les gaz produits par la biométhanisation des déchets au niveau des décharges provoquent une pollution olfactive importante surtout en périodes

chaudes. Des risques d'incendies peuvent également survenir. En absence de clôture, les sites de décharges restent accessibles aux bêtes, aux récupérateurs, et aux bergers qui y amènent leurs troupeaux en quête de nourriture pour leurs bétails.

La forte teneur en eau des ordures ménagères ainsi que les précipitations provoquent, par effet de percolation, une accumulation d'éléments toxiques qui peuvent contaminer la nappe d'eau souterraine, par infiltration, et les cours d'eau, par ruissellement des eaux souillées [21].



Figure 13 : Lixiviat

#### I.6.3.5 Insuffisance du service des déchets solides

Les insuffisances relevées dans ce secteur sont dues essentiellement aux contraintes techniques, institutionnelles et financières suivantes :

- L'insuffisance des études prospectives et de planification du secteur
- L'insuffisance des infrastructures et des équipements existants de collecte et d'élimination des déchets et le manque de motivation du personnel
- Jusqu'à l'adoption du nouveau texte de loi, le secteur souffrait de l'inexistence de textes législatifs et réglementaires spécifiques au secteur des déchets
- L'inadaptation de la logique administrative à la gestion d'un service à caractère industriel et commercial
- Le manque de professionnalisation de la filière de gestion des déchets
- Le manque de ressources financières propres affectées à ces services
- Les comportements individuels généralement peu soucieux de la propreté de la ville, couplés au manque de responsabilité des producteurs des déchets spéciaux et dangereux
- L'absence d'une politique spécifique visant le développement de la filière « tri-recyclage-valorisation ».

Cette situation a pour conséquence une accumulation des déchets de toutes sortes qui envahissent progressivement les terrains vagues et les quartiers périphériques des villes du Royaume, nuisant ainsi à la salubrité publique et au bien-être des habitants et des visiteurs, et conduisant à une pollution dramatique de certains points d'eau et nappes phréatiques, considérant que dans les 20 prochaines années la raréfaction de l'eau au Maroc sera de plus en plus sensible.

L'impact du retard dans le secteur de l'assainissement solide est considérable.

Une mauvaise élimination des déchets conduit inéluctablement à la génération de nuisances sur l'environnement qui se traduisent par une dégradation des ressources en eau, des paysages, de la salubrité des agglomérations et de leurs arrière-pays et par une augmentation de l'incidence de certaines maladies. Pour pallier à cette dégradation, l'Etat et les Communes ont pour obligation de déployer des mesures budgétaires et des actions à court terme [21].

### I.6.4 Gestion des déchets au Maroc

D'après les informations reçues par le responsable du service des déchets du ministère de l'eau et l'environnement, monsieur Samir YOUSRY, moins de 1% des déchets urbains sont compostés, 10% sont recyclés, 28% sont mis en décharge contrôlée et 62% restant sont mis en décharge non contrôlée.

#### I.6.4.1 Les décharge au Maroc

➤ Situation actuelle des décharges

D'après le rapport sur la gestion des déchets solides au Maroc, certaines décharges au Maroc sont contrôlées et d'autres pas. Le tableau suivant représente l'état et le nombre de toutes les décharges au Maroc :

Etat de décharge	Nombre de décharges
Décharge contrôlées construites	10
Décharges contrôlées en phase de construction	3
Décharges réhabilitées ou fermées	15

Tableau 7 : l'état et le nombre de toutes les décharges au Maroc

➤ Tableau 8 : Programmes marocains sectoriels liés au biogaz [16]

Stratégie Nationale ER	PNDM (programme national des déchets ménagers)	PNA (programme national d'assainissement)	PNRC (Plan National de lutte contre le Réchauffement Climatique)
------------------------	--	---	--

42% de la puissance électrique installée à l'horizon 2020	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 90% de taux de collecte des déchets</li> <li>- Réhabilitation de 300 Décharges sauvages et recyclage de 20% des Déchets</li> <li>- Décharge contrôlée (100% en zones urbaines) à l'horizon 2025</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 80% du taux de raccordement en milieu urbain</li> <li>- 60% de réduction de pollution</li> <li>- 260 villes ciblées à l'horizon 2020</li> </ul>	- Réduction de 53 millions de tonnes de CO2 éq/an à l'horizon 2030
---	---	--	--

#### I.6.4.2 Exemples des décharges contrôlées

Plusieurs décharges contrôlées de déchets ménagers sont opérationnelles dans différentes villes du Maroc comme : Essaouira, Fès, Oujda, Berkane, El Jadida-Moulay Abdellah et Kenitra.

La décharge se trouve dans la commune rurale d'Ain Bida, à 12Km du centre de la ville de Fès, mise en exploitation depuis 02 Avril 2014, permettant de recevoir 1200T/jour. La décharge a commencé à produire du biogaz après six mois d'exploitation. Les deux tableaux suivants représentent la quantité de biogaz produite par cette décharge et attendue pour les années prochaines ainsi que la quantité d'énergie produite durant quelques années d'exploitation [21] :

Années	Biogaz Produit ( $m^3/h$ )
2009	1.709
2010	1.866
2011	2.007
2012	2.136
2013	2.205
2014	2.336
2015	2.461
2016	2.635
2017	2.866
2018	3.117
2019	3.388

Tableau 9 : quantité du biogaz produit

Années d'exploitations	Puissance électrique	Energie électrique par an (KWh//an)
1	266	2 330 160
5	1367	11 974 920
10	2838	24 860 880

15	4426	38 771 760
20	6163	53 987 880
25	5577	48 854 520
30	5046	44 202 960

Tableau 10 : quantité d'énergie produite

### **Décharge d'Oujda :**

La décharge est située à environ 10Km au sud d'Oujda en zone rurale, mise en exploitation en 2005, permet de traiter une quantité annuelle de 90 000 tonnes de déchets solide. La conversion du biogaz en électricité est effective depuis mai 2007.

Production de méthane : 311.000  $m^3$ /an

Module de cogénération installé : 1MW

L'électricité produite est injectée à travers une ligne de 14km au poste ONEE de la ville.

#### **I.6.4.3 Programme National des Déchets Ménagers (PNDM)**

Elaboré en 2008 par le département de l'environnement et le Ministère de l'intérieur avec l'appui de la banque mondiale.

Le Programme National des déchets ménagers (PNDM) fixe les objectifs de la stratégie nationale à l'échelle des communes urbaines, en référence à la loi-cadre 28-00 relative à la gestion des déchets adoptée en 2006.il consiste notamment à :

- Assurer la collecte et le nettoyage des déchets ménagers pour atteindre un taux de collecte de 90% en 2015 et 100% en 2020.
- Réaliser des décharges contrôlées des déchets ménagers et assimilés au profit de tous les centres urbains d'ici à 2020.
- Réhabiliter ou fermer toutes les décharges « sauvages » existantes d'ici à 2020.
- Développer la filière de « tri-recyclage-valorisation » pour atteindre un taux de recyclage de 20% en 2020.
- Renforcer les capacités des cadres chargés de la gestion des déchets au niveau communal grâce aux outils techniques et organisationnels nécessaires, et cela, à travers des programmes de formation Administrative et technique du ministère de l'intérieure et de la coopérative Allemande GIZ.

La Stratégie d'opérationnalisation du PNDM repose en partie sur une logique initiative d'appel à projets à destination des communes urbaines avec des critères d'éligibilité conditionnant l'appui financier. D'autres part, les Wilayas et préfectures sont chargées du pilotage des projets de décharges contrôlées, notamment pour la constitution de groupements de communes et le pour choix des sites des décharges contrôlées. Ainsi, les municipalités font face à un certain nombre des défis pour répondre aux objectifs de la stratégie nationale, comme :

- La mise en œuvre d'expérience pilote de « tri-valorisation-recyclage ».
- La constitution de groupements de communes pour la réalisation des décharges contrôlées.

- L'élaboration de plans d'action pour l'amélioration des conditions sanitaires et de travail des chiffonniers de décharges [23].

### I.6.5 Cas de Rabat

Une grande partie du secteur des déchets au Maroc fonctionne de manière informelle, en particulier en ce qui concerne le tri, le recyclage et l'élimination des déchets dans des installations incontrôlées. L'accord du prêt de la Banque Mondiale pour soutenir le Programme National des Déchets Ménagers (PNDM) contient des dispositions qui encouragent des initiatives d'inclusion des collecteurs de déchets pour s'assurer que ces collecteurs du secteur informel sont systématiquement intégrés dans le secteur restructurés et modernisés.

#### I.6.5.1 La Réhabilitation de la Décharge D'Akreuch

##### ❖ Historique

Ouverte depuis 1987, exploitée par la communauté urbaine jusqu'à 1997, la gestion a été déléguée à l'opérateur privé SEGEDEMA jusqu'à 2007, actuellement la décharge est réhabilitée par l'opérateur privé TEODEM.

##### ❖ Caractéristique :

- Superficie : 7.6ha à l'origine, environ 10ha actuellement.
- Hauteur : plus de 70m.
- Tonnage reçu : 3.5MT

Dans le cadre de la convention de la gestion déléguée du centre de traitement intercommunal d'Oum Azza, il a été convenu que le délégataire procède à :

- la couverture définitive de l'ancien site d'Akreuch, à l'installation du réseau de captage, à la collecte et au traitement du lixiviat résiduel et à la végétalisation du site.
- la construction du centre de transfert des déchets de la ville de rabat afin d'éviter aux camions de collecte un trajet supplémentaire.

#### I.6.5.2 Programme de Réhabilitation

Le principe de réhabilitation adopté vise à atténuer au maximum les nuisances constatées.

##### 1- Collecte des lixiviats

- Mettre en place une série de drains verticaux pour collecter le lixiviat.
- Réaliser des fossés de pieds de talus étanches afin d'acheminer le lixiviat vers le bassin tampon [23].

##### 2- Traitement des lixiviats

Les lixiviats collectés sont transférés à Oum Azza pour traitement.

### 3- Traitement du biogaz

Le traitement du biogaz est inscrit dans le programme national des (MDP). Ce projet consiste à :

- Forer des puits verticaux de 10 m à 15 m de profondeur de diamètre de 400mm. Ces puits sont composés d'un massif drainant en matériaux siliceux qui entoure une sonde en PEHD de diamètre de 110mm terminée par une tête de puits en PEHD.
- Fournir et mettre en place une torchère équipée d'une turbine d'aspiration qui mettra le site en dépression et détruira le biogaz aspiré.
- Mettre en place un réseau de collecteurs de différents diamètres en PEHD reliant les différents puits. Des vannes permettront d'isoler chaque branche du réseau [23].

## I.7 Quelles filières d'élimination, de traitement et de valorisation ?

### I.7.1 Principes directeurs du choix

Le choix de filière d'élimination ou de traitement doit reposer sur une étude de faisabilité technico-économique, financier et socio-économique dans la localité considérée. En effet, il n'existe pas de solution unique. Les composantes des filières technologiques à considérer sont les suivantes : La mise en décharge contrôlée, la récupération, le recyclage et le compostage. Ces options peuvent être adoptées à des proportions variables selon le contexte de la zone d'intervention. Actuellement les instances internationales et, particulièrement le réseau mondial d'intégration du recyclage des déchets (Cant, 2006), recommandant pour l'évaluation des options les critères suivants :

- ✓ Environnemental : impacts potentiels sur l'environnement, qualité des produits transformés, recouvrement énergétique, gaz à effet de serre.
- ✓ Social : acceptabilité par le public, conflits liés à l'utilisation de terrain, emploi, nuisances (odeurs, bruit etc).
- ✓ Economique : coût d'investissement, coût de fonctionnement, coût à la tonne [24].

### I.7.2Présentation générale des principales filières

#### I.7.2.1 Mise en décharge contrôlée

Afin de faire face à la problématique des décharges sauvages et à leur caractère dominant au Maroc et dans les pays en voie de développement de manière générale, la mise en décharge contrôlée demeure manifestement une bonne alternative. Toutefois, cette option est loin d'être écologiquement durable et particulièrement dans ces pays où les déchets sont très humides et très riches en matière organique et génèrent de grands volumes de lixiviats et des émissions quantitativement importantes de méthane, les incendies qui peuvent survenir dans les décharges représentent aussi un grand impact environnemental.

#### I.7.2.1.1 Impacts de la décharge contrôlée sur l'environnement

Lorsqu'on dépose les déchets organiques dans une décharge, les matières biodégradables sont biochimiquement converties en méthane au lieu du  $CO_2$ , produit ultime de la biodégradation des matières organiques en compostage aérobie. Il est connu que le méthane ( $CH_4$ ) a un effet en tant que gaz à effet de serre (GES) 21fois supérieur à celui du  $CO_2$ .

Actuellement, la mise en décharge des déchets constitue la filière la plus répandue à travers le monde. Toutefois, les émissions de méthane à partir des décharges représentent une proportion très significative des émissions totales des GES.

#### I.7.2.2 Production de biogaz

Au Maroc, depuis les années 80 du siècle dernier, on enregistre plus de 350 communes rurales où les petits systèmes chinois ont été mis à l'essai. Ces systèmes sont très simples où une cuve constitue le réacteur dans laquelle la matière à traiter est introduite soit de manière continue soit discontinue. Outre la cuve de fermentation, l'installation comprend une régulation de température et un dispositif de stockage du gaz. Ces réacteurs de type chinois ont été construits en plusieurs millions d'exemplaires et ont une productivité de 0.15 à 0.30  $m^3$  de biogaz/ $m^3$  de digesteur/jour [24].

Ces expériences ont permis de mettre évidence plusieurs difficultés qui entravent le développement de ce système dont les importantes sont les insuffisances en matière d'équipements et l'absence de personnel qualifié. De là, résulte une faible production de méthane. Pour cela, il a été recommandé de remédier à ces limitations et d'opter pour de grands digesteurs produisant du biogaz avec un système simple de tri central. Ces unités sont susceptibles de produire de quantités importantes de biogaz pour subvenir aux besoins des villes.

Dans le cadre du Mécanisme de Développement Propre (MDP), un projet de valorisation énergétique par bio méthanisation a été inscrit en 2004 pour la décharge de Marrakech. Cette option technologique peut être introduite parmi les solutions prometteuses d'élimination des déchets au Maroc, Par ailleurs, les matières résiduelles de la bio méthanisation (matière digérées) représentent, malgré leur faible teneur en éléments nutritifs, un excellent conditionneur du sol. La figure 11 montre un schéma simplifié de procédé de récupération de biogaz. Concernant la digestion anaérobie des déchets organiques, quelques éléments techniques généraux sont rapportés dans ce qui suit :

- Les deux sous-produits gazeux sont : le méthane (60 à 70%) et le  $CO_2$ .
- La production de méthane s'opère sur une période de 2 à 3 semaines ce qui est largement plus rapide que dans les conditions anaérobies des décharges.
- Le gain bénéfique de cette option consiste à vendre hors site l'énergie excédentaire non consommée par l'installation.
- Le résidu « digestat » peut être composté.

- Le niveau de production de méthane varie en général avec plusieurs facteurs, assez développés dans la littérature, qui sont succinctement résumés ci-après [24] :
  - ❖ Le procédé et son dimensionnement.
  - ❖ La composition des déchets.
  - ❖ Le rapport carbone sur Azote (C/N) des déchets.

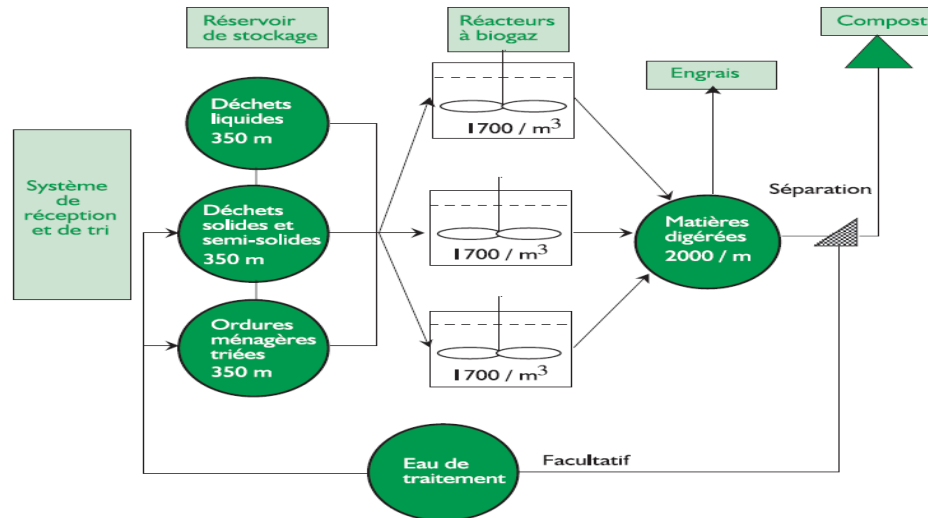


Figure 14 : Procédé de récupération de biogaz par bio méthanisation (cas du procédé proposé pour la ville de Tanger).

## Conclusion :

Le potentiel théorique du Maroc en différents déchets et résidus organiques fermentescibles s'élève à 95,7 Millions de tonnes/an. Le potentiel mobilisable est de 41,2 Millions de tonnes avec un équivalent énergétique à 3.9 Millions de tep/an, et un bilan carbone de presque 10 T/an. Pour passer des études théoriques aux applications industrielles au Maroc, nos études sont en cours et devraient être soutenues pour l'installation des bioréacteurs à biogaz et leur adaptation aux différents types de déchets organiques en prenant en considération la nature écologique des archéobactéries méthanogènes [25].

# Chapitre II : Formulation Mathématique du Problème

---

## Partie I : Ecoulement laminaire

### II.1 Introduction :

Le modèle mathématique de description des phénomènes physiques élaboré à partir des équations de conservation de la masse et de l'énergie écrite pour chaque constituant (liquide, gaz), en considérant les déchets comme un milieu poreux réactif, un modèle de production de biogaz dépendant à la fois de la nature des déchets, de la température et de l'humidité. On effectue présentons une modélisation des écoulements diphasiques sans changement de phase. Pour cela, on présente les équations de conservation de matière et d'énergie et les fonctions thermodynamiques. En adoptant les hypothèses suivantes :

- Les liquides sont non miscibles et incompressibles.
- Le milieu est poreux et de porosité constante.
- L'écoulement est laminaire et décrit par la loi de Darcy généralisée.
- Le gaz est parfait.
- Les fluides (gaz, liquides) sont newtoniens vérifient la loi d'Arrhenius.

### II.2 Conservation de l'énergie

On n'est intéressé à la modélisation théorique de la loi de conservation de l'énergie dans un milieu poreux réactif (homogène, isotrope), occupé par deux phases fluides (l'eau et le gaz), éventuellement constitués de plusieurs espèces [26].

$$\sum_i^{l,g} h_i \left( \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \rho_i \nabla \cdot U_i \right) + \sum_i^{l,g} \rho_i U_i \nabla h_i + \sum_i^{l,g} \rho_i \frac{\partial h_i}{\partial t} = \nabla \cdot (\lambda^* \nabla T) + \alpha_q \quad (7)$$

$$i- \quad \frac{\partial h_i(T)}{\partial t} = \frac{\partial h_i(T)}{\partial T} \frac{\partial T}{\partial t} = C_{p_i}(T) \frac{\partial T}{\partial t} \quad i=1,g.$$

$$ii- \quad \nabla h_i(T) = \frac{\partial h_i(T)}{\partial T} \nabla T = C_{p_i}(T) \nabla T \quad i=1,g.$$

On pose

$$\begin{aligned} w &= \sum_i^{l,g} h_i \left( \frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \rho_i \nabla \cdot U_i \right) \\ &= h_l \rho_g \left[ - \left( \frac{k_{il}}{r \mu_l} \right) \frac{\partial}{\partial r} (r k_{r,l} f_{l,r}) - \left( \frac{k_{il}}{r \mu_l} \right) \frac{\partial}{\partial z} (k_{r,l} f_{l,z}) \right] + h_g \left[ \frac{\partial \rho_g}{\partial t} \right. \\ &\quad \left. + \rho_g \left( - \left( \frac{k_{ig}}{r \mu_g} \right) \frac{\partial}{\partial r} (r \rho_g k_{r,g} f_{g,r} - r g \rho_g^2 k_{r,g}) - \left( \frac{k_{ig}}{\mu_g} \right) \frac{\partial}{\partial z} (\rho_g k_{r,g} f_{g,z} - g \rho_g^2 k_{r,g}) \right) \right] \end{aligned}$$

On obtient finalement

$$(\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda^*}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial T}{\partial r} \right) + \lambda^* \frac{\delta^2 T}{\delta z^2} + [C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (\nabla P_l - \rho_l g) + C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (\nabla P_g - \rho_g g)] \nabla T + \alpha_q - w$$

On pose

$$\frac{\partial P_g}{\partial r} = f_{gr} \text{ et } \frac{\partial P_g}{\partial z} = f_{gz} \text{ et } \frac{\partial P_l}{\partial r} = f_{lr} \text{ et } \frac{\partial P_l}{\partial z} = f_{lz}$$

Donc

$$(\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda^*}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial T}{\partial r} \right) + \lambda^* \frac{\delta^2 T}{\delta z^2} + C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial r} + C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial z} + C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g) \frac{\partial T}{\partial r} + C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g) \frac{\partial T}{\partial z} + \alpha_q - w$$

### II.3 Conservation de la masse

Considérons le cas où le milieu poreux est constitué d'un liquide et d'un gaz. La conservation de chacun des constituants (liquide, gaz) s'écrit (8) [27] :

$$\begin{aligned} \frac{\partial m_l}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l V_l) &= 0 \\ \frac{\partial m_g}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g V_g) &= \alpha_g \end{aligned} \quad (8)$$

Avec:

$$m_l = n S_l \rho_l \text{ et } m_g = n(1 - S_l) \rho_g$$

$n$  : la porosité du milieu

$\rho_l, \rho_g$  : La masse volumique des phases liquide et gazeuse

$V_p$  : La vitesse de filtration de la phase P définie par la loi de Darcy

$\alpha_g$  : Le terme de production du biogaz.

Donc l'équation (7) et la loi de darcy conduisent aux équations suivantes :

$$\begin{aligned} n \frac{\partial S_l}{\partial t} &= - \frac{K_{il}}{r \mu_l} \frac{\partial}{\partial r} (r K_{rl} f_l) - \frac{K_{il}}{\mu_l} \frac{\partial}{\partial z} (K_{rl} f_l) \\ n(1 - S_l) \frac{\partial \rho_g}{\partial t} + \rho_g W + \frac{K_{ig}}{r \mu_g} \frac{\partial}{\partial r} (r \rho_g K_{rg} f_g) + \frac{K_{ig}}{\mu_g} \frac{\partial}{\partial z} (\rho_g K_{rg} f_g) &= \alpha_g - U \end{aligned}$$

Avec:

$$f_i = \nabla P_i - \rho_i g = \frac{\partial P_i}{\partial r} + \frac{\partial P_i}{\partial z} - \rho_i g$$

$$f_g = \nabla P_g = \frac{\partial P_g}{\partial r} + \frac{\partial P_g}{\partial z}$$

On pose:

$$w = \frac{K_{il}}{r\mu_l} \frac{\partial}{\partial r} (rK_{r,l}f_l) + \frac{K_{il}}{\mu_l} \frac{\partial}{\partial z} (K_{r,l}f_l)$$

$$U = \frac{gK_{ig}}{\mu_g} \frac{\partial}{\partial z} (\rho_g^2 K_{r,g}) + \frac{gK_{ig}}{r\mu_g} \frac{\partial}{\partial r} (r\rho_g^2 K_{r,g})$$

## II.4 Loi de Darcy généralisée

La loi de Darcy généralisée indique que l'écoulement à faible nombre de Reynolds d'un fluide incompressible et à comportement rhéologique newtonien dans un milieu poreux suit la relation suivante [28]:

$$V_p = -\frac{K}{\mu} \cdot \nabla(P + \rho gz) \quad (9)$$

Avec  $V_p$ : la vitesse de filtration (macroscopique) (en m/s)

$P$  : la pression (en Pa)

$\mu, \rho$ : la viscosité dynamique et la masse volumique du fluide (en kg/m.s et kg/m<sup>3</sup>)

$K$  est le tenseur des perméabilités intrinsèque du milieu poreux. Si le milieu est homogène,  $K$  est unique pour tout le milieu. De plus, si le milieu est isotrope, la perméabilité est identique dans toutes les directions.

La perméabilité intrinsèque, s'exprime en m<sup>2</sup> et ne dépend que de la structure du milieu. On trouve ainsi dans la littérature de nombreuses formules théoriques et empiriques permettant de calculer la perméabilité d'un milieu poreux en fonction de certaines de ses caractéristiques structurales tels la porosité, la tortuosité, le diamètre moyen des pores (Dullien, 1992).

Dans le cas d'écoulements diphasiques, eau (indice e) et gaz (indice g) par exemple, on introduit les notions de perméabilités relatives  $K_{rg}$  et  $K_{re}$  (sans dimension) qui dépendent des teneurs volumiques respectivement en eau ( $\theta_e$ ) et en gaz ( $\theta_g$ ):

$$V_e = -\frac{KK_{re}(\theta_e)}{\mu_e} (\nabla P_e - \rho_e \cdot g)$$

$$V_g = -\frac{KK_{rg}(\theta_g)}{\mu_g} (\nabla P_g - \rho_g \cdot g)$$

La perméabilité effective à un fluide d'un milieu poreux naturel peut difficilement être obtenue expérimentalement à une teneur différente de la saturation [28].

Cependant, il existe de nombreuses formules empiriques liant la perméabilité relative de l'eau à sa teneur volumique dans un milieu poreux, mais chacune comprend des paramètres qui doivent être déterminés expérimentalement (Muallem, 1978). Les valeurs de ces paramètres peuvent fortement varier pour deux types de milieux différents, et même pour deux échantillons d'une même nature.

## II.4 Equation de brinkman

Brinkman introduit un terme empirique de force de volume dans l'équation de Stokes modélisant la force exercée par le fluide en écoulement sur les particules [29] :

$$\mu_{\text{eff}} \Delta \vec{v} - \vec{\nabla} P - \frac{\mu}{k_i} \vec{v} = 0 \quad (10)$$

$\mu$  : viscosité dynamique du fluide

$\varepsilon$  : Porosité du milieu

$\vec{v}$  : vitesse moyenne de filtration

$P$  : Pression

$\mu_{\text{eff}}$  : viscosité dynamique du fluide effective

$k_i$  : Perméabilité du milieu.

## II.5 Equation de convection-diffusion

Les modèles mathématiques de la diffusion-convection en milieu poreux sont dérivés de la théorie de l'homogénéisation:

$$\delta_{ts} \frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \cdot (-D \nabla c) = R - u \nabla c \quad (11)$$

$c$  : La concentration de mélange

$\delta_{ts}$  : Coefficient d'échelle de temps

$D$  : Coefficient de diffusion

$R$  : Vitesse de réaction

$u$  : Champ de vitesse

## II.6 Equation de diffusion

L'équation de diffusion s'écrit de la façon suivante :

$$\delta_{ts} \frac{\partial MO}{\partial t} + \nabla \cdot (-D\nabla MO) = R \quad (12)$$

MO : La concentration de la matière organique

## II.7 Equation de convection et conduction

Les relations biochimiques de dégradation des déchets sont, d'une part, exothermique et d'autre part, dépendantes de la température du milieu.

Il paraît donc important de pouvoir décrire les transferts de chaleur associés aux transports de masse déjà présents, dans le milieu poreux particulier que constitue une décharge

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} + \nabla \cdot (-k\nabla T) = Q - \rho C_p u \cdot \nabla T \quad (13)$$

$\rho$  : La masse volumique

$C_p$  : Capacité calorifique à pression constante

$k$  : Conductivité thermique

$Q$  : Source de chaleur

$u$  : Champ de vitesse.

## II.8 Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes.

### II.8 .1 Propriétés Géométrique de la porosité

#### II.8 .1 .1 Deux types de porosité



Figure 15 : Les deux types de porosité

La porosité peut être de deux formes. La porosité d'interstice (à gauche sur la figure ) représente les vides subsistant autour de particules minérale solides, plus ou moins cimentées alors que la porosité de fissure (à droite sur la figure ) correspond aux fissures, fractures ou diaclase non colmatées présentes dans les roches. Généralement, dans les roches naturelles, ces deux types de porosité cohabitent [30].

#### II.8 .1 .2 Porosité d'interstice et agencement des grains dans l'espace

Considérons la porosité d'interstice d'un milieu poreux théorique constitué de sphères (particules) de taille égale. Il existe différents cas possibles d'agencement des sphères contiguës.

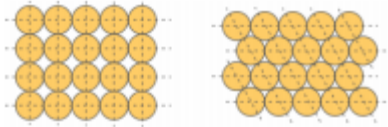


Figure 16 : Réseau cubique (à gauche) et réseau rhomboédrique (à droite)

La porosité maximale est atteinte pour un tassement lâche de sphères, empilées en réseau cubique (fig 16) pour lequel le pourcentage des vides, soit l'espace disponible pour le fluide, est de 47,6%. A l'autre cas extrême, si on tasse au maximum les sphères, sans les déformer cependant, on obtiendra un tassement rhomboédrique (fig16), avec un espace de vides de 25,9%. Malgré ce tassement serré, il y a encore passablement d'espace pour emmagasiner l'eau. Dans la nature, on a le plus souvent ce dernier tassement, mais les situations intermédiaires entre tassement serré et tassement lâche existent aussi [30].

Les porosités deviennent plus faible lorsque les particules du sédiment ne sont pas de taille uniforme, par exemple, un mélange de petites et de grosses particules, ou encore lorsque la charge sur un sédiment due à l'accumulation est suffisamment élevée pour déformer les particules. En général, on peut dire que la compaction reliée à l'accumulation des sédiments diminue progressivement la porosité. Les phénomènes de la cimentation durant la diagenèse viennent aussi combler progressivement la porosité.

## II.8 .2 La porosité et la circulation des fluides.

### II.8 .2 .1 Porosité cinématique :

Le volume poreux dans lequel l'eau peut circuler est inférieur au volume vide total. La porosité cinématique est la fraction de la porosité totale contenant l'eau qui peut circuler [30].

Sont donc exclus de la porosité cinématique :

- Les espaces poraux occupés par l'eau liée. L'eau attachée à la surface des grains par le jeu des forces d'attraction moléculaire, qui peut donc être considérée comme faisant partie du solide,
- Les pores non connectés, l'importance de la porosité cinématique est en effet liée à la notion d'interconnexion,
- Les pores en culs-de-sac dans lesquels l'eau est quasi immobile.

### II.8 .2 .2 Perméabilité intrinsèque

La perméabilité intrinsèque est la propriété d'un corps poreux de se laisser traverser par les fluides. Cette constante caractéristique d'un milieu poreux est liée à la forme des grains et à la porosité cinématique (communication entre les pores). Donc, indépendante des caractéristiques des fluides elle ne dépend que de la structure et de la connectivité intrinsèque qui est généralement anisotrope et s'exprime donc sous forme tensorielle [30].

### II.8 .2 .3 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique est une mesure de la capacité du milieu à laisser circuler l'eau. En général, elle dépend du sens de l'écoulement de l'eau. Dans ce cas, anisotrope, elle s'exprime sous la forme d'un tenseur symétrique de second ordre [30].

$$\bar{k} = \begin{bmatrix} K_x & 0 & 0 \\ 0 & K_y & 0 \\ 0 & 0 & K_z \end{bmatrix} \quad (14)$$

La conductivité hydraulique dépend des caractéristiques du milieu, via la perméabilité intrinsèque,  $k$ , ainsi que des caractéristiques du fluide :

$$\bar{K} = \frac{\rho g}{\mu} \bar{k}$$

Avec  $g$ , l'accélération de la pesanteur,  $\rho$  masse volumique du fluide,  $\mu$  viscosité dynamique du fluide.

### II.8 .3 Pression capillaire

A l'échelle des pores d'un milieu poreux occupé par un gaz et un liquide, la tension superficielle crée un saut de pression, appelé pression capillaire, aux interfaces entre les deux fluides [27].

Au niveau macroscopique créée, la pression capillaire ( $P_c$ ) est définie comme étant la différence entre la pression du gaz et celle du liquide.

Dans un milieu donné, sa valeur varie avec la saturation (en liquide ou en gaz) et la température. En général, pour caractériser un écoulement diphasique en milieu poreux, on utilise la courbe de pression capillaire  $P_c = P_c(S_l)$ , ou  $S_l$  est la saturation en liquide [27].

On trouve dans la littérature des modèles empirique de variation de la pression capillaire ( $P_c$ , en Pa) en fonction de la saturation en eau, validés pour différents milieux poreux. Ils permettent également, de déduire la relation entre la perméabilité effective ( $k_e$ ) et la teneur volumique en eau ( $\theta$ ).

Ainsi, Campbell (1974) propose les lois suivantes :

$$P_c(\theta) = P_{ce}(\theta/\theta_s)^{-b} \quad (15)$$

$$k_e(\theta) = k_s(\theta/\theta_s)^B$$

$$\text{Avec } B=2b+3$$

Van Genuchten (1980) introduit un paramètre supplémentaire

$$P_c(\theta) = \frac{1}{\alpha} [(\theta_e)^{-1/m} - 1]^{1/n} \quad (16)$$

$$k_e(\theta) = k_s \cdot \sqrt{\theta_e} [1 - (1 - \theta_e^{1/m})^m]^2$$

$$\text{Avec } m = (n - 1)/n$$

$\theta_e$  Est la teneur en eau effective :  $\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$

Les propriétés du milieu poreux intervenant dans ces lois et devant être déterminées expérimentalement sont [27] :

$\theta_s$  : Teneur en eau à saturation       $k_s$  : perméabilité intrinsèque (en  $m^2$ )

$\theta_r$  : Teneur en eau résiduelle       $P_{ce}$  : pression capillaire d'entrée de l'air (en Pa)

$b$ ,  $n$  et  $\alpha$  sont des paramètres de calage.

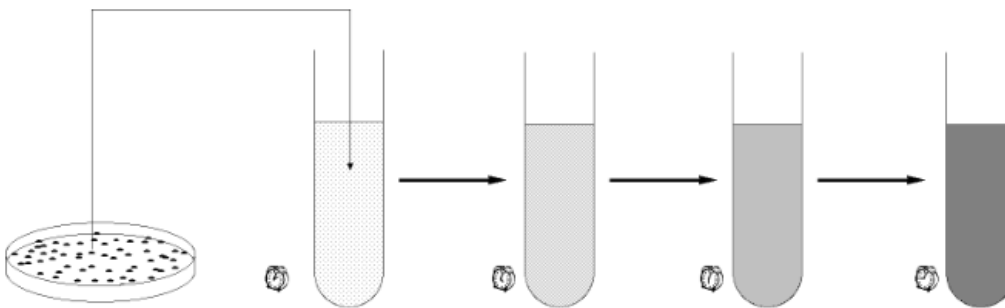
## II.9 Modèles de dégradations des déchets et de production de biogaz

### II.9.1 Le modèle de Monod

Le modèle de croissance de Monod donne une relation entre le taux de croissance  $\mu$  d'une population de micro-organismes et la concentration  $S$  en substrat limitant [31].

$$\mu = \mu_{\max} \frac{s}{k_s + s} \quad (17)$$

Où  $\mu_{\max}$  représentent le taux de croissance maximum et  $k_s$  la concentration en substrat de manière que le taux de croissance soit demi-maximal. Ce modèle est couramment utilisé dans tous les secteurs de la microbiologie. Le modèle proposé par MONOD est utilisé pour rendre compte de la croissance des micro-organismes. Il s'agissait, à l'origine, de modéliser cette croissance dans un milieu non renouvelé, ce qui dans le jargon des laboratoires correspond à l'analyse des « cultures en batch » [31].



Une expérience type, schématisée ci-dessus, consiste à ensemencer un milieu de culture en y diluant une colonie bactérienne isolé sur un milieu gélosé. Avec le temps, un trouble apparait dans le milieu, puis une opalescence de plus en plus marquée se développe, signe caractéristique de la croissance de la population. De par son effet amplificateur, la croissance des micro-organismes est une technique omniprésente en microbiologie [31].

### II.9.2 Consommation du substrat

- La variation de la concentration de la matière soluble en fonction du temps est exprimée par l'équation différentielle suivante [32]:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu X}{Y_x} \quad (18)$$

- La variation de la concentration des bactéries est représentée par :

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - k_d X \quad (19)$$

Où S représente la concentration du substrat (mg/l),  $\mu_{max}$  est le taux de croissance maximal (1/jour),  $k_s$  est la constante de demi-saturation (mg/l), X est la concentration en microorganismes (mg VSS/L),  $k_d$  le taux de mortalité des bactéries (1/jour) et  $Y_x$  la fraction du substrat convertie en biomasse (mg-X/mg-S).

### II.9.3 Production du substrat :

- Taux de production de l'acide acétique :

$$\frac{dAA}{dt} = \frac{Y_{AA}}{Y_x} \mu X \quad (20)$$

- Taux de production de l'acide lactique :

$$\frac{dLA}{dt} = \frac{Y_{LA}}{Y_x} \mu X \quad (21)$$

- Taux de de production de l'acide formique :

$$\frac{dFA}{dt} = \frac{Y_{FA}}{Y_x} \mu X \quad (22)$$

- Taux de production de l'éthanol

$$\frac{dEOH}{dt} = \frac{Y_{EOH}}{Y_x} \mu X \quad (23)$$

Où  $Y_{AA}, Y_{LA}, Y_{FA}, Y_{AA}, Y_{EOH}$  (mg/mg-S) représentent la fraction du substrat convertie (coefficient de rendement) en acide acétique, en acide lactique, en acide formique et en éthanol respectivement [32].

## II.10 Modèles cinétique du premier ordre

### II.10.1 Aspects fondamentaux de la cinétique chimique

La loi de vitesse d'une réaction vise à décrire la variation de concentration (dans un milieu homogène à volume constant) d'un ou plusieurs réactifs (ou produits) au cours du temps. Dans certains cas, elle peut se mettre sous une forme simple du type :

$$v = \frac{dC}{dt} = -k \prod_i (C_i^{n_i}) \quad (24)$$

Avec :

$V$  : la vitesse de réaction  $[M] [L]^{-3}[T]^{-1}$ ,

$C_i$  : La concentration du réactif  $i$   $[M] [L]^{-3}$ ,

$K$  : la constante de vitesse de la réaction (dont l'unité dépend de la réaction),

$n_i$  : L'ordre partiel de la réaction par rapport à  $i$  (sans dimension). La somme des  $n_i$  constitue l'ordre globale de la réaction.

Concernant notre problématique, la cinétique d'ordre 1 est de manière générale la loi la plus utilisée et la loi de vitesse, avec un seul réactif limitant, est de la forme :

$$v = \frac{dC}{dt} = -kC \quad (25)$$

Soit

$$C(t) = C_0 e^{-kt}$$

Avec  $k$  en  $[T]^{-1}$ ,

Remarque :  $t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k}$  avec  $t_{1/2}$ , le temps de demi-réaction tel que  $C(t_{1/2}) = \frac{C_0}{2}$ . La constante de vitesse de la réaction rend donc indirectement compte du temps au bout duquel la moitié des réactifs aurait été consommée. Avec un ordre 1, on simule une décroissance exponentielle de la concentration.

## Partie II : Ecoulement turbulent

### II.11 Introduction :

Les relations nécessaires pour prédire et décrire l'échange thermique et le transport de la matière dans un digesteur anaérobie reposent sur trois processus fondamentaux couplés entre eux. Ces équations sont déduites des principes de la conservation de la masse, de la quantité du mouvement et de l'énergie [34] [35].

### II.12 MODELE DE TURBULENCE

Le tenseur de Reynolds est donc supposé fonction de la déformation moyen par l'intermédiaire d'une viscosité turbulente  $\mu_t$  [36]:

$$-\rho_0 \overline{u_i u_j} = \mu_t \left( \frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \quad (26)$$

les flux turbulents de quantité de chaleur -  $\rho_0 \overline{T \tilde{u}}$  , -  $\rho_0 \overline{T \tilde{w}}$  et de la concentration des déchets ménagers -  $\rho_0 \overline{c_i \tilde{w}}$  et -  $\rho_0 \overline{c_i \tilde{u}}$  sont traités de manière analogue au tenseur de Reynolds.

#### II.12.1 Equation de continuité

L'équation de continuité présente un intérêt très important, car elle traduit le principe de conservation de la masse dans un flux. L'établissement de cette équation locale repose sur un bilan massique de fluide dans un élément de volume pendant une période de base. L'équation s'écrit sous la forme :

$$\frac{1}{r} \frac{\partial(ru)}{\partial r} + \frac{\partial(w)}{\partial z} = 0 \quad (27)$$

#### II.12.2 Equations de la Quantité de Mouvement

L'équation de la conservation de mouvement provient de la loi de Newton :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(ruu)}{\partial r} + \frac{\partial(uw)}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial r} + \frac{\mu}{\rho_0} \left[ 2 \frac{\delta^2 u}{\delta r^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial u}{\partial r} + \frac{\partial^2 w}{\partial r \partial z} \right] + \frac{2}{\rho_0 r} \frac{\partial}{\partial r} \left[ \mu_t \frac{\partial u}{\partial r} \right] + \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial z} \left[ \mu_t \left( \frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial r} \right) \right] \quad (28)$$

et

$$\frac{\partial w}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(rwu)}{\partial r} + \frac{\partial(ww)}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial r} + \frac{\mu}{\rho_0} \left[ 2 \frac{\delta^2 w}{\delta z^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial w}{\partial r} + \frac{\partial^2 u}{\partial r \partial z} \right] + \frac{2}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial z} \left[ \mu_t \frac{\partial w}{\partial z} \right] + \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial r} \left[ \mu_t \left( \frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial r} \right) \right] + g[1 - \beta(T - T_0) + \alpha(c^i - c_0^i)] \quad (29)$$

### II.12.3 Equations de la Température

L'équation d'énergie se convertit en une équation de la température grâce à la relation suivante [37] :

$$e = C_v(T^* - T_{ref}) \quad (30)$$

Où :

$C_v$  : est la chaleur spécifique du fluide constant

$T_{ref}$  : La température pour laquelle l'énergie interne est nulle.

Du fait que la chaleur spécifique  $C_v$  et la température de références  $T_{ref}$  sont constantes. L'équation de la température peut s'écrire sous la forme suivante :

$$\begin{aligned} \frac{\partial T}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(rTu)}{\partial r} + \frac{\partial(Tw)}{\partial z} = \\ - \frac{P}{\rho_0 c_v} \left[ \frac{1}{r} \frac{\partial u}{\partial r} + \frac{\partial w}{\partial z} \right] + \frac{\lambda}{\rho_0 c_v} \left[ \frac{1}{r} \frac{\partial(rT)}{\partial r} + \frac{\partial^2 T}{\partial r^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \right] + \frac{\bar{\Phi}}{\rho_0 c_v} + \frac{\bar{S}}{\rho_0 c_v} + \frac{1}{r \rho_0 \sigma_T} \frac{\partial}{\partial r} [\mu_t \left( \frac{\partial r T}{\partial r} \right)] - \frac{1}{\rho_0 \sigma_T} \frac{\partial}{\partial z} [\mu_t \left( \frac{\partial T}{\partial z} \right)] \end{aligned} \quad (31)$$

### II.12.4 Equations du Transport de soluté

Cette équation décrit le cas N espèces de concentration  $C^{i*}$  dans le fluide. La concentration  $C^{i*}$  de chaque espèce  $i$  à chaque instant obéit à l'équation du transport suivante [38] :

$$\begin{aligned} \frac{\partial c^i}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(r c^i u)}{\partial r} + \frac{\partial(c^i w)}{\partial z} = D \frac{\partial^2 c^i}{\partial r^2} + D \frac{\partial^2 c^i}{\partial z^2} + \bar{\Delta}_i(r, \theta, z) + \bar{R}_i(c_1, \dots, c_N, t) + \frac{1}{r \rho_0 \sigma_c^i} \frac{\partial}{\partial r} [\mu_t \left( \frac{\partial r c^i}{\partial r} \right)] + \\ \frac{1}{\rho_0 \sigma_c^i} \frac{\partial}{\partial z} [\mu_t \left( \frac{\partial r c^i}{\partial z} \right)] \end{aligned} \quad (32)$$

Où:

$R_i$ : représente la différence entre la vitesse de l'apparition et celle de la disparition de l'espèce chimique  $i$ .

### II.12.5 Le MODEL K-ε

La viscosité turbulente est alors définie par la relation semi-empirique suivante qui constitue l'hypothèse la plus forte du modèle k-ε [38] :

$$\mu_t = c_\mu \rho_0 \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (33)$$

Où:  $c_\mu$ : est un coefficient semi-empirique ( $c_\mu = 0.09$ )

$\varepsilon$ : le taux de dissipation de l'énergie cinétique turbulent

$k$ : L'énergie cinétique turbulente.

Les équations qui permettent la détermination de ces grandeurs  $k$  et  $\varepsilon$  sont les suivantes :

#### II.12.5.1 Equation de l'énergie cinétique turbulente

$$\frac{\partial(\rho_0 k)}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(r \rho_0 k u)}{\partial r} + \frac{\partial(\rho_0 k w)}{\partial z} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left[ \frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial(rk)}{\partial r} \right] + \frac{\partial}{\partial r} \left[ \frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z} \right] + \bar{E} + \bar{F} - \rho_0 \varepsilon \quad (34)$$

### II.12.5.2 Equation de dissipation de l'énergie cinétique turbulente

$$\frac{\partial(\rho_0 \varepsilon)}{\partial t} + \frac{1}{r} \frac{\partial(r \rho_0 \varepsilon u)}{\partial r} + \frac{\partial(\rho_0 \varepsilon w)}{\partial z} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left[ \frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial(r \varepsilon)}{\partial r} \right] + \frac{\partial}{\partial r} \left[ \frac{\mu_t}{\sigma_k} \frac{\partial \varepsilon}{\partial z} \right] + c_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} (\tilde{E} + c_{3\varepsilon} \bar{F}) - c_{2\varepsilon} \rho_0 \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (35)$$

avec :

$$\tilde{E} = -\rho_0 \overline{\tilde{u}_i \tilde{u}_j} \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = \mu_t \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \left( \frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right)$$

$$\text{et } \bar{F} = -\rho_0 \beta g_i \overline{\tilde{T} \tilde{u}_i} + \rho_0 \alpha g_i \overline{c^i \tilde{u}_i}$$

Où :  $\tilde{E}$  est le taux de production d'énergie cinétique turbulente à l'interaction entre les contraintes turbulentes et les gradients de la vitesse moyenne. Il représente en fait le transport de l'énergie cinétique du mouvement moyen vers le mouvement turbulent.  $\bar{F}$  est le taux de production ou de destruction supplémentaire du aux forces de pesanteur,  $g_i$  les composantes de vecteur gravité,  $\beta$  le coefficient d'expansion thermique et  $\alpha$  le coefficient d'expansion de concentration de déchets [38].

## Conclusion :

Dans ce chapitre nous avons développé un modèle mathématique complexe permettant de décrire les transferts couplés de masse et de chaleur à l'échelle de Darcy dans un milieu poreux réactif, ce milieu est constitué de la matrice solide formée par les MO. Le modèle mathématique obtenu permet de prendre en compte le caractère multi-constituant des transferts intervenant dans les bioréacteurs. Il intègre également la description de deux phases mobiles via l'utilisation de loi de darcy généralisées pour les écoulements de gaz et de liquide.

# **Chapitre III : Méthode de résolution**

---

---

### III.1 Introduction :

Les équations de base qui gouvernent le problème de dégradation des déchets ménagers sont non linéaires et couplées. Généralement, elles n'admettent pas de solutions analytiques sauf pour des cas très simplifiés. Par conséquent, un recours aux méthodes numériques s'avère obligatoire.

Les méthodes numériques passent par deux étapes : une étape de maillage et une étape de discrétisation. Il existe plusieurs méthodes de discrétisation, les plus couramment utilisées sont [39] :

- La méthode des différences finies,
- La méthode des éléments finis,
- La méthode des volumes finis,
- La méthode des caractéristiques.

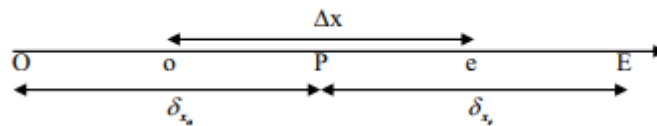
### III.2 Principe de base de la méthode des volumes finis

#### A-Cas Unidimensionnel

Le principe de base de la méthode des volumes finis est présenté ici à travers l'exemple de l'équation de la chaleur dans le cas unidimensionnel et stationnaire.

$$\frac{d}{dx} \left( \lambda \frac{dT}{dx} \right) + S = 0 \quad (36)$$

Le domaine est d'abord discrétisé à l'aide d'une grille unidirectionnelle (uniforme ou non) orientée positivement vers la droite. Pour écrire le schéma de discrétisation en un point P, on désigne par E et O les nœuds situés immédiatement à sa droite et à sa gauche (voir la figure) indiquant respectivement l'est et l'ouest. Le volume de contrôle centré en P a donc ici pour dimension  $\Delta x$ . On désigne enfin les points situés aux limites de ce volume par e et o qui indiquent respectivement les mêmes directions que précédemment [39].



Le principe de la méthode des volumes finis est d'intégrer l'équation à résoudre sur chacun des volumes de contrôle.

On donc au point P.

$$\int_o^e \frac{d}{dx} \left( \lambda \frac{dT}{dx} \right) dx + \int_o^e S dx = 0 \quad (37)$$

Soit :

$$\left( \lambda \frac{dT}{dx} \right)_e - \left( \lambda \frac{dT}{dx} \right)_o + \bar{S} \Delta x = 0$$

Ou :  $\bar{S}$  est la valeur moyenne de S sur le volume considéré. Le gradient thermique aux interfaces est finalement calculé en supposant que T varie linéairement entre chaque point du maillage. On obtient ainsi :

$$\lambda_e \left( \frac{T_e - T_p}{\delta_{x_e}} \right) - \lambda_o \left( \frac{T_p - T_o}{\delta_{x_o}} \right) + \bar{S} \Delta x = 0 \quad (38)$$

L'équation (38) peut se mettre sous la forme :

$$a_p T_p = a_E T_E + a_o T_o + b \quad (39)$$

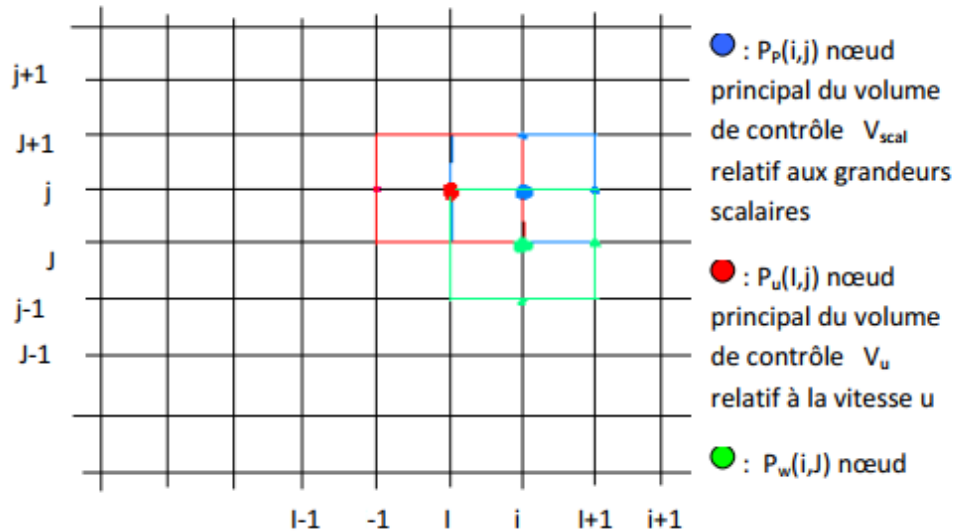
Avec :  $a_E = \frac{\lambda_e}{\delta_{x_e}}$ ,  $a_o = \frac{\lambda_o}{\delta_{x_o}}$ ,  $a_p = a_E + a_o$ ,  $b = \bar{S} \Delta x$

L'équation (39) sera écrite en chaque nœud du maillage

## B- Cas Bidimensionnel

### III.3 Maillage

Les équations seront intégrées sur un volume de contrôle et sur intervalle du temps  $[t, t+dt]$ .



Le nœud principale  $P$  est entouré par quatre nœuds voisins  $O$ ,  $E$ ,  $S$  et  $N$  qui indiquent respectivement l'ouest, l'est, le sud et le nord. La lettre minuscule  $e$ ,  $o$ ,  $s$  et  $n$  sont les centres des facettes formant le volume de contrôle. Elles indiquent les mêmes directions que précédemment. On définit les pas de maillage de la façon suivante [38]:

$$\Delta z = \frac{L_z}{j_{\max}-1} \text{ Et } \Delta x = \frac{L_x}{i_{\max}-1} \quad (40)$$

Tels que  $x(i) = (i - 1)\Delta x$  pour  $1 \leq i \leq i_{\max}$

$z(j) = (j - 1)\Delta z$  pour  $1 \leq j \leq j_{\max}$

Ou :

$L_x$  et  $L_z$  Sont respectivement les dimensions du domaine étudié dans les directions  $x$  et  $z$ .

La discrétisation du paramètre temps est faite de la même façon :

$$\tilde{t}(k) = (k - 1)\Delta \tilde{t}$$

Avec :  $\Delta \tilde{t} = \frac{t_t}{k_{\max}-1}$

Ou :  $t_t$  est le temps du suivi du phénomène étudié.

Sous la forme adimensionnelle les pas de maillage deviennent :

$$\Delta z = \frac{1}{J_{\max}-1} \quad \text{Et} \quad \Delta z = \frac{1}{i_{\max}-1} \quad (41)$$

De même :

$$t(k) = (k - 1)\Delta t \quad \text{Avec} : \Delta t = \frac{u_0 t_t}{L(k_{\max}-1)}$$

Où :  $u_0$  est une vitesse caractéristique de l'écoulement.

Il est à noter que lors de la discrétisation des équations, on distingue deux types de volumes de contrôle (voir figure) [38] :

Un premier  $V_{\text{scal}}$  (bleu) pour les quantités scalaires : la température, la pression, l'énergie cinétique des différents espèces chimiques considérées dans cette étude. Dans ce cas, les nœuds sont identifiés par :

$$P(i, j), O(i - 1, j), E(i + 1, j), S(i, j - 1) \text{ et } N(i, j + 1)$$

Alors que les centres des facettes sont identifiés comme suit :

$$o(I, j), e(I + 1, j), s(I, J) \text{ et } n(I, J + 1).$$

Deux autres pour les grandeurs vectorielles comme la vitesse:

Un volume de contrôle  $V_u$  (rouge) pour la composante  $u$  de la vitesse, dont les nœuds sont identifiés par :

$$P(I, j), O(I - 1, j), E(I + 1, j), S(I, j - 1) \text{ et } N(I; j + 1).$$

Alors que, les centres des facettes seront identifiés comme suite :

$$o(i - 1, j), e(i, j), s(I, J) \text{ et } n(I, J + 1).$$

Un volume de contrôle  $V_w$  (vert) pour la composante  $w$  de la vitesse, dont les nœuds sont identifiés par :

$$P(i, J), O(i - 1, J), E(i + 1, J), S(i, J - 1) \text{ et } N(i, J + 1).$$

Alors que, les centres des facettes seront identifiés comme suit :

$$o(I, J), e(I + 1, J), s(i, j - 1) \text{ et } n(i, j).$$

### III.4 Discrétisation de l'équation d'énergie

En intégrant l'équation d'énergie suivant le volume de contrôle ( $rdrdz$ ) et le long de l'intervalle de temps de longueur  $dt$ , il vient [28] :

$$\begin{aligned}
 \iiint_t^{dt+t} (\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} r dr dz dt &= \iiint_t^{dt+t} \frac{\lambda^*}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial T}{\partial r} \right) r dr dz dt + \iiint_t^{dt+t} \lambda^* \frac{\delta^2 T}{\delta z^2} r dr dz dt + \\
 \iiint_t^{dt+t} C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial r} r dr dz dt &+ \iiint_t^{dt+t} C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial z} r dr dz dt + \\
 \iiint_t^{dt+t} C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g) \frac{\partial T}{\partial r} r dr dz dt &+ \iiint_t^{dt+t} C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \\
 &\rho_g g) \frac{\partial T}{\partial z} r dr dz dt + \iiint_t^{dt+t} (\alpha_q - w) r dr dz dt \quad (42)
 \end{aligned}$$

En calculant terme à terme les intégrales de l'équation ci-dessous on trouve

$$\begin{aligned}
 \iiint_t^{dt+t} (\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} r dr dz dt &= r_p (\rho C_p)^* (T_p^{dt+t} - T_p^t) \Delta r \Delta z \\
 \iiint_t^{dt+t} \frac{\lambda^*}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial T}{\partial r} \right) r dr dz dt &= \lambda^* \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} [r_e T_E^{dt+t} + r_o T_O^{dt+t} - (r_e + r_o) T_P^{dt+t}] \\
 \iiint_t^{dt+t} \lambda^* \frac{\delta^2 T}{\delta z^2} r dr dz dt &= \lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} [T_N^{dt+t} + T_S^{dt+t} - 2T_P^{dt+t}] \\
 \iiint_t^{dt+t} C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial r} r dr dz dt &= r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz})_p^{dt} [T_E^{dt+t} - T_O^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta z}{2} \\
 \iiint_t^{dt+t} C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz}) \frac{\partial T}{\partial z} r dr dz dt &= r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz})_p^{dt} [T_N^{dt+t} - T_S^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta r}{2} \\
 \iiint_t^{dt+t} \rho_g^2 C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g) \frac{\partial T}{\partial r} r dr dz dt &= r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} \\
 &- \rho_g g)_p^{dt} [T_E^{dt+t} - T_O^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta z}{2} \\
 \iiint_t^{dt+t} C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g) \frac{\partial T}{\partial z} r dr dz dt &= r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^{dt} [T_N^{dt+t} \\
 &- T_S^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta r}{2} \\
 \iiint_t^{dt+t} (\alpha_q - w) r dr dz dt &= r_p (\alpha_q - w)^{dt} \Delta r \Delta z \Delta t \quad (43)
 \end{aligned}$$

D'où :

$$\begin{aligned}
 r_p (\rho C_p)^* (T_p^{dt+t} - T_p^t) \Delta r \Delta z &= \lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} [T_N^{dt+t} + T_S^{dt+t} - 2T_P^{dt+t}] + \lambda^* \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} [r_e T_E^{dt+t} + r_o T_O^{dt+t} - \\
 (r_e + r_o) T_P^{dt+t}] &+ r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz})_p^t [T_E^{dt+t} - T_O^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta z}{2} + r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + \\
 f_{lz})_p^t [T_N^{dt+t} - T_S^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta r}{2} &+ r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t [T_E^{dt+t} -
 \end{aligned}$$

$$T_0^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta z}{2} + r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t [T_N^{dt+t} - T_S^{dt+t}] \frac{\Delta t \Delta r}{2} + r_p (\alpha_q - w)^t \Delta r \Delta z \Delta t \quad (44)$$

$$\begin{aligned} & [r_p (\rho C_p)^* \Delta r \Delta z + 2 \lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} + \lambda^* \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} (r_e + r_o)] T_p^{dt+t} = [\lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} + r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + \\ & f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2} + r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2}] T_N^{dt+t} + [\lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} - r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + \\ & f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2} - r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2}] T_S^{dt+t} + [\lambda^* r_e \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} + r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + \\ & f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2} + r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2}] T_E^{dt+t} + [\lambda^* r_o \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} - r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + \\ & f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2} - r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2}] T_0^{dt+t} + r_p (\alpha_q - w)^t \Delta r \Delta z \Delta t - \\ & r_p (\rho C_p)^* (-T_p^t) \Delta r \Delta z \quad (45) \end{aligned}$$

L'équation donc peut se mettre sous la forme suivante :

$$A(i, j) T_E^{dt+t} + B(i, j) T_0^{dt+t} + C(i, j) T_N^{dt+t} + F(i, j) T_S^{dt+t} + G(i, j) T_p^{dt+t} = D(i, j) \quad (46)$$

$$\begin{aligned} A(i, j) = & [\lambda^* r_e \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} + r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2} + r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} \\ & - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2}] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} B(i, j) = & [\lambda^* r_o \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} - r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2} - r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} \\ & - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta z}{2}] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} C(i, j) = & [\lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} + r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2} + r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} \\ & - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2}] \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} F(i, j) = & [\lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} - r_p C_{p_l}(T) \frac{K_i K_{rl}}{\mu_l} (f_{lr} + f_{lz} - \rho_l g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2} - r_p C_{p_g}(T) \frac{K_i K_{rg}}{\mu_g} (f_{gr} + f_{gz} \\ & - \rho_g g)_p^t \frac{\Delta t \Delta r}{2}] \end{aligned}$$

$$G_x(i, j) = -[r_p (\rho C_p)^* \Delta r \Delta z + 2 \lambda^* r_p \frac{\Delta r \Delta t}{\Delta z} + \lambda^* \frac{\Delta z \Delta t}{\Delta r} (r_e + r_o)]$$

$$D(i, j) = -r_p (\alpha_q - w)^{dt} \Delta r \Delta z \Delta t - r_p (\rho C_p)^* (T_p^t) \Delta r \Delta z$$

### III.5 La méthode de Gauss-Seidel

La méthode de Gauss-Seidel est une méthode pour résoudre les systèmes linéaires  $Ax = b$ , où  $A$  est une matrice  $n \times n$  et  $x, b$  sont des vecteurs de  $\mathbb{R}^n$ . Elle consiste en la manipulation suivante: on décompose comme  $A = D - E - F$ , où  $D$  est une matrice diagonale,  $-E$  est une matrice triangulaire inférieure, et  $-F$  est une matrice triangulaire supérieure [41].

$$\begin{pmatrix} & & -F \\ & D & \\ -E & & \end{pmatrix} \quad (47)$$

On peut alors transformer le système en

$$Ax = b \Leftrightarrow (D - E)x - Fx = b \Leftrightarrow x = (D - E)^{-1}Fx + (D - E)^{-1}b.$$

On définit ensuite une suite de vecteur  $(x^k)$  par la formule

$$x^{k+1} = (D - E)^{-1}Fx^k + (D - E)^{-1}b \quad (48)$$

A partir de  $A = D - E - F$  on choisit  $G = D - E$  et  $H = F$

On a alors  $M = (D - E)^{-1}F$  et  $N = (D - E)^{-1}B$ .

Le calcul effectif se fait en résolvant directement le système

$$(D - E)X^{(k+1)} = FX^{(k)} + B$$

Soit

$$\sum_{j=1}^i a_{ij}x_j^{(k+1)} = - \sum_{j=i+1}^n a_{ij}x_j^{(k)} + b_i$$

$$x_i^{(k+1)} = \frac{b_i - \sum_{j=1}^{i-1} a_{ij}x_j^{(k+1)} - \sum_{j=i+1}^n a_{ij}x_j^{(k)}}{a_{ii}}$$

### Conclusion :

La modélisation du transport réactif dans les milieux poreux implique la simulation de plusieurs processus physico-chimiques : écoulement de phases fluides, transport de chaleur, réaction chimiques entre espèces en phases identiques ou différentes. La résolution du système d'équations qui décrit le problème peut être obtenu par une approche soit totalement couplée soit découplée. Les approches découplées simplifient le système d'équations en décomposant le problème en sous-parties plus faciles à gérer. Chacune de ces sous-parties peut être résolue avec des techniques d'intégration appropriées.

# **Chapitre IV : Résultats et discussions**

---

## **IV.1 Introduction :**

Après avoir présenté l'ensemble des bases conceptuelles, mathématique et numériques dans les précédents chapitres, l'objectif du chapitre quatre est présenter les résultats obtenus par le code de calcul FORTRAN et le logiciel COMSOL Multiphysics.

L'objectif de ce travail est de proposer une étude numérique de l'injection de l'eau dans un bioréacteur, dans le contexte de la méthanisation en voie humide. On va essayer de faire une modélisation mathématique et numérique des paramètres hydraulique et thermique, dans ce milieu poreux. Cette étude avait un objectif principal, il visait à étudier l'impact de la variation de débit d'injection de l'eau sur les propriétés physique initiales de déchets solides organiques, en s'appuyant sur la littérature existante.

Une compréhension approfondie de la manière dont la méthanisation affecte les propriétés physiques et des relations entre la méthanisation en voie humide, la porosité, la perméabilité, la pression, la concentration molaire de chaque espèce. L'étude et la prise en compte des paramètres physiques cités ci-dessous est également cruciale pour l'optimisation du fonctionnement du digesteur et la production du biogaz.

## IV.2 MATERIELS ET METHODES

C'est pour illustrer le phénomène de la méthanisation, nous avons réalisé une chaîne d'acquisition, dont le schéma complet est donné par la figure 17 et pouvant caractériser l'état de fonctionnement d'un digesteur lorsqu'il est en fonctionnement.

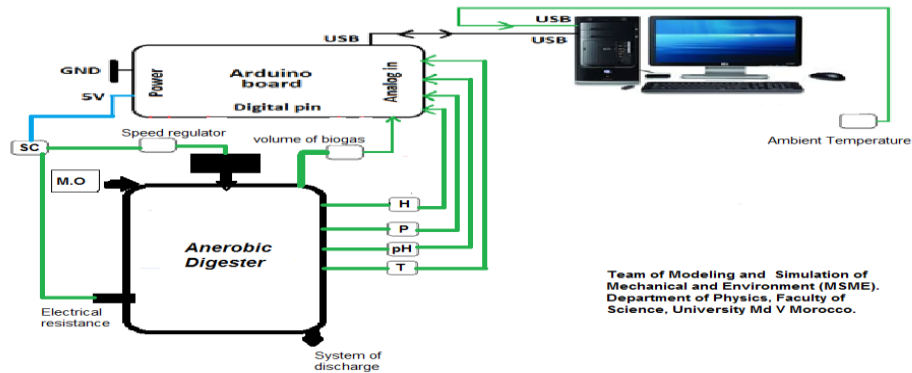
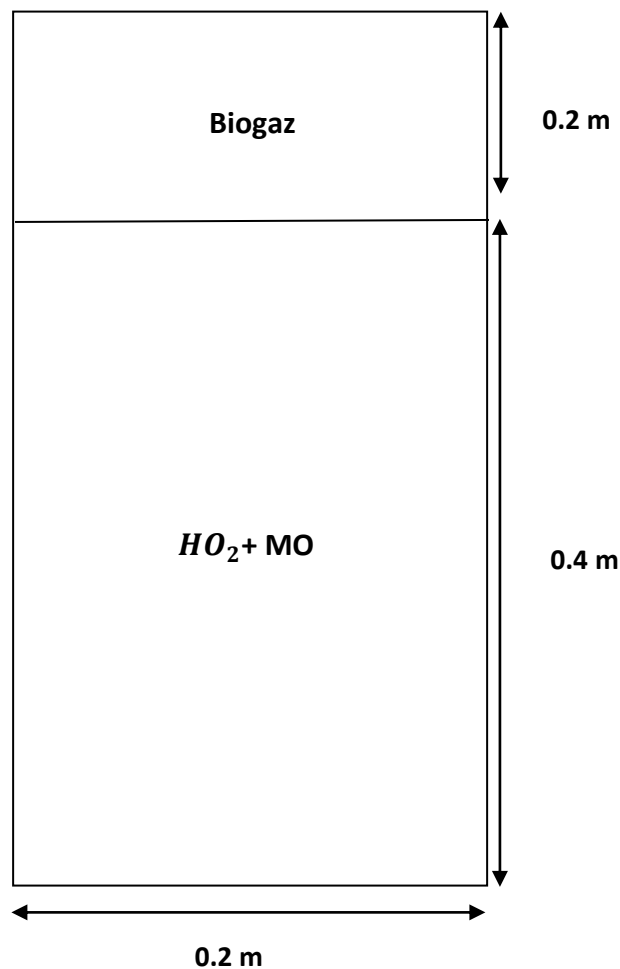
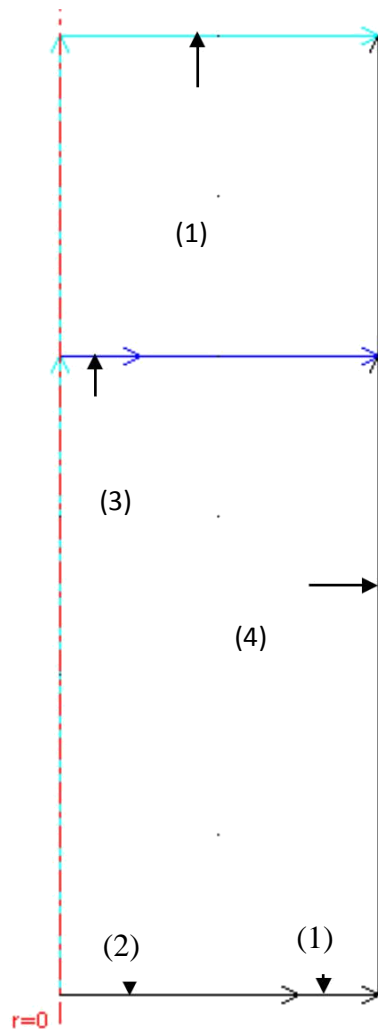


Figure 17: Schéma complet du banc de caractérisation expérimentale.

### IV.2.1 Géométrie et conditions aux frontières



La figure montre la géométrie approchée utilisée pour l'essentiel des études en deux dimensions axisymétrique. L'objectif est d'analyser les phénomènes qualitativement. Le mur reste donc réduit au maximum: il fait 0.6m de hauteur et 0.4m de largeur. Le système est considéré symétrique à l'intérieur du mur. Cette symétrie induit des flux nuls à travers le plan de symétrie, ce qui permet de réduire le système à un mur de 0.2m.



Géométrie de bioréacteur. Les limites de type (1) sont les limites atmosphérique, celles de type (2) sont les limites inférieures et celles de type (4) sont les limites latérales de flux nuls et (3) la limite de l'injection de l'eau.

#### IV.2.2 Paramètres du modèle

Dans cette section, les valeurs de tous les paramètres constants du modèle sont présentées.

Paramètres	Symbole	Valeur
Constante des gaz parfaits	R	8.314472 J. mol <sup>-1</sup> . k <sup>-1</sup>
Accélération de la pesanteur	G	9.807 m. s <sup>-1</sup>
Pression atmosphérique	P <sub>g</sub>	10 <sup>5</sup> Pa
Masse molaire de l'eau	M <sub>l</sub>	18 10 <sup>-3</sup> kg. mol <sup>-1</sup>
Masse volumique de l'eau	ρ <sub>l</sub>	1000 kg. m <sup>-3</sup>

Tableau 11 : Paramètres généraux du modèle.

Paramètres	Symbole	Valeur
Perméabilité intrinsèque	k <sub>i</sub>	10 <sup>-3</sup> m <sup>2</sup>
Viscosité dynamique de l'eau.	μ <sub>l</sub>	10 <sup>-3</sup> kg. m <sup>-1</sup> . s <sup>-1</sup>
Coefficient de diffusion moléculaire de la vapeur dans l'air	D <sub>v0</sub>	2.4210 <sup>-5</sup> m <sup>2</sup> . s <sup>-1</sup>

Tableau 12 : Paramètres de transport de l'humidité.

Paramètres	Symbole	Valeur
Masse volumique du solide	$\rho_m$	2700 kg. m <sup>-3</sup>
Teneur en eau résiduelle	$\theta_r$	0.1%
Teneur en eau à saturation	$\theta_s$	30%
Paramètre de Van Genuchten	$\alpha$	0.02m <sup>-1</sup>

Tableau 13 : Paramètres du modèle variable selon le matériau.

### IV.3 Résultats

Dans le contexte de la méthanisation, notre étude est basée sur la théorie de la filtration. De cela il est très important de décrire le procédé de filtration ainsi que le problème initial lié au transport de matière au sein d'un milieu poreux. La filtration est le procédé permettant de séparer les particules et le fluide dans lesquels ces dernières sont en suspension par le biais d'un milieu poreux. Cette technique est généralement accompagnée d'un blocage des pores souvent du au dépôt de particules fines ou de particules formées par les précipités chimique dans le cas de réaction chimiques entre les sols et les eaux polluées [63].

#### Cas 0

$$Q = \alpha * 900/86400$$

$$K = \text{cst}$$

$$\varepsilon = \text{cst}$$

$Q$ ,  $k$  et  $\varepsilon$  : débit d'injection, perméabilité et la porosité.

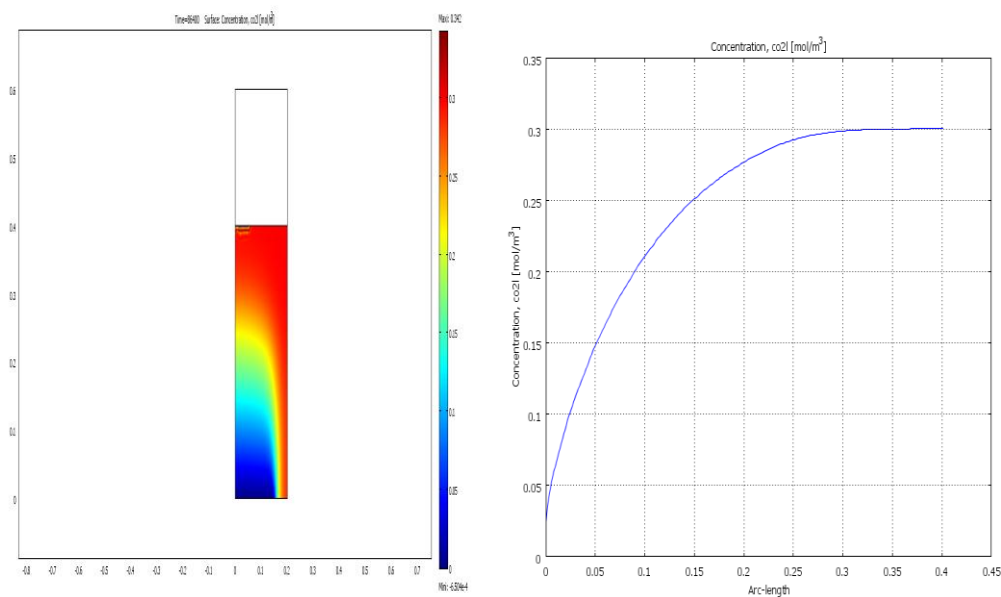


Figure 18 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CO_2(l)$  en fonction de  $Z$ .

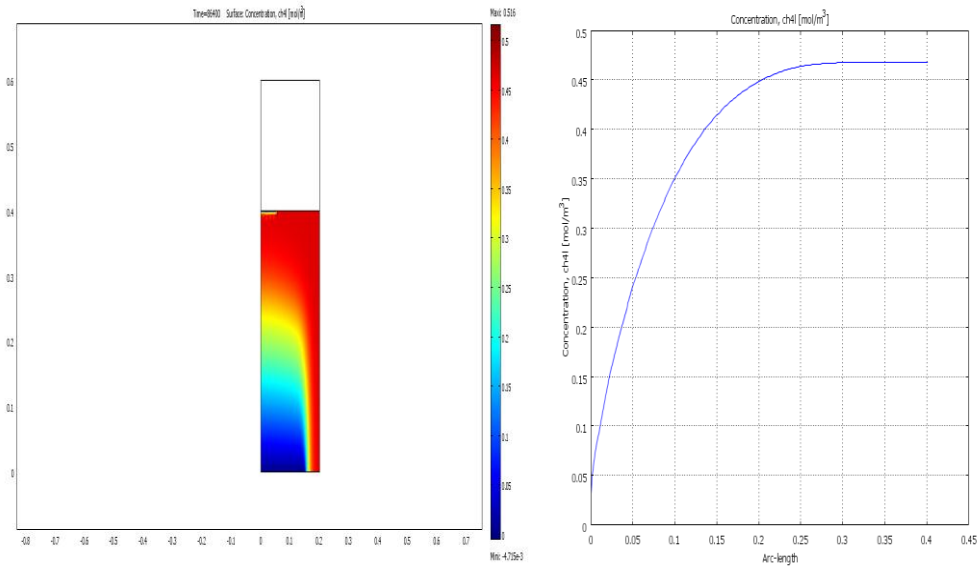


Figure 19 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CH_4(l)$  en fonction de  $Z$ .

Les figures 18 et 19 montrent très clairement le profil de la concentration de  $CO_2(l)$  et  $CH_4(l)$  en fonction de la variable axiale. L'injection de lixiviats dans le digesteur entraine une augmentation de la saturation. Celle-ci est accompagné d'une augmentation de la concentration jusqu'à environ  $0,3 \text{ mol/m}^3$  pour le dioxyde de carbone et  $0,45 \text{ mol/m}^3$  pour le méthane [42] [43].

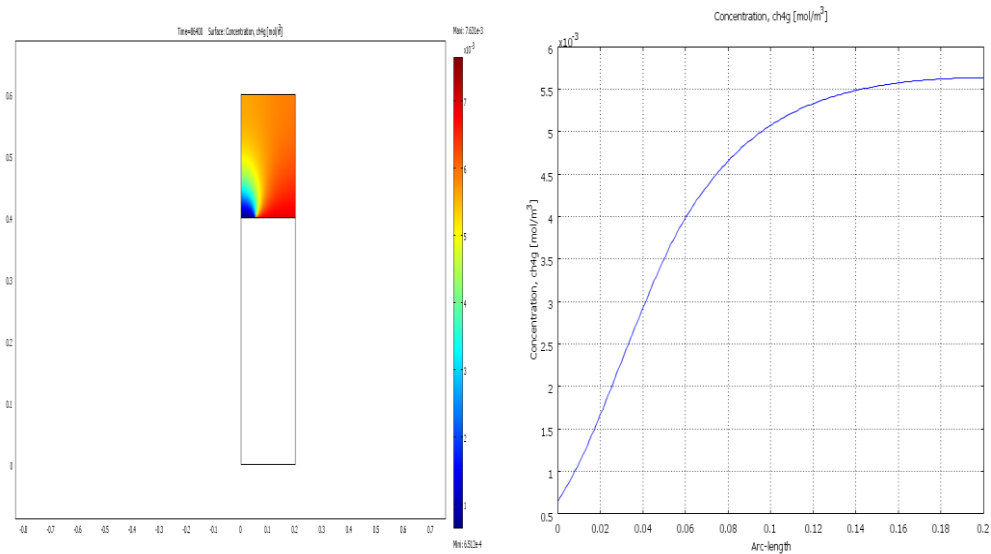


Figure 20 : la variation de la concentration de  $CH_4(g)$  en fonction de  $Z$ .

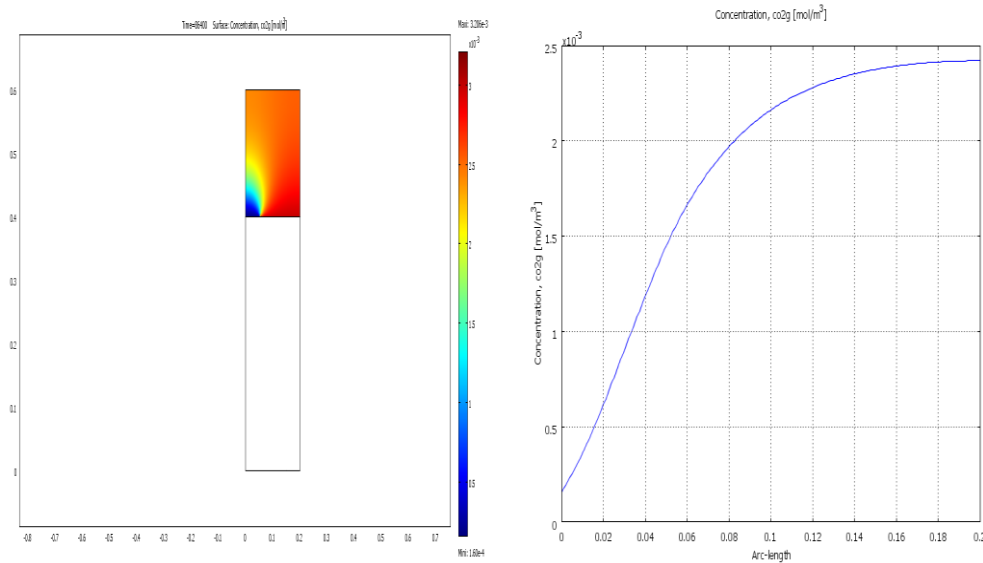


Figure 21 : la variation de la concentration de  $CO_2(g)$  en fonction de  $Z$ .

On constate sur les figures 20 et 21 que la production du biogaz augmente en fonction de la variable axiale, ceci peut s'expliquer par le fait que la différence de pression à l'intérieur du bioréacteur, crée un écoulement sous pression vers le haut [44] [45].

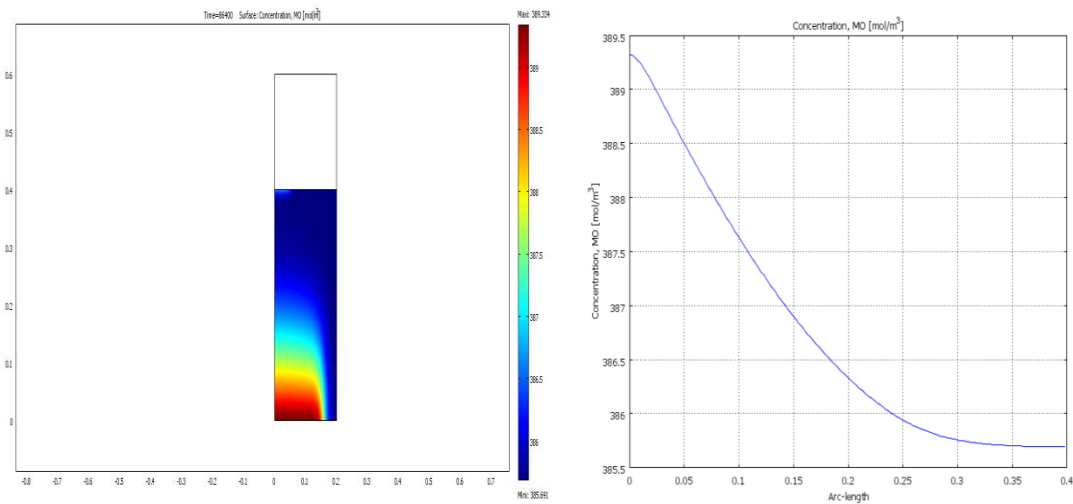


Figure 22 : Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale.

La figure 22 montre l'évolution de la concentration de la matière organique en fonction de la variable  $Z$ . On constate que la concentration diminue avec la hauteur. Ceci peut-être explique par le fait de l'injection de l'eau, qui crée un écoulement au sein de la digestion du haut vers le bas, qui par conséquent la concentration de la matière organique diminue. On a obtenu des résultats qualitativement similaires à ceux obtenus par autres auteurs [46] [47].

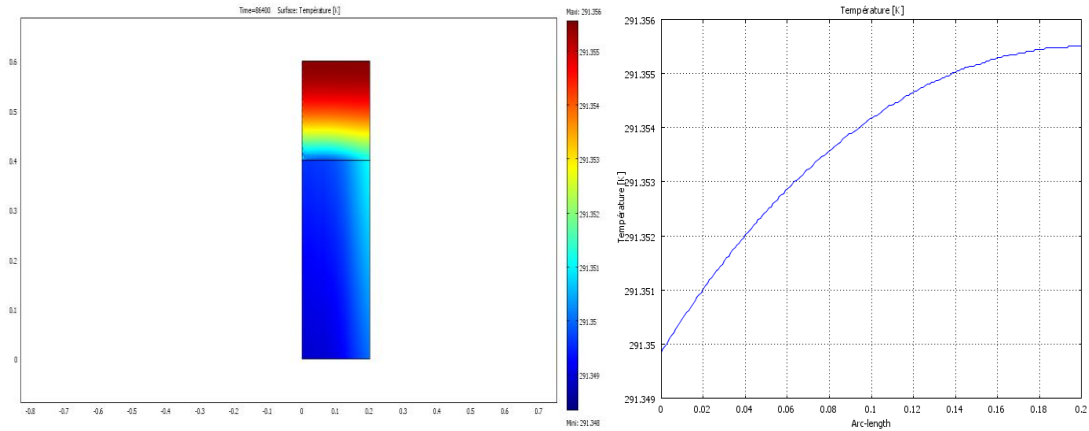


Figure 23 : Profil de température en fonction de la variable axiale.

La figure 23 illustre la variation de la température, on constate que la température reste constante dans le milieu liquide du bioréacteur et subit une augmentation relative dans la phase liquide en fonction de la hauteur, ceci peut-être expliqué par le fait que le long de la variable axiale, le biogaz se condense au haut du bioréacteur que par conséquent, nous avons remarqué qu'à  $Z=0.6$  on obtient la température maximale [47] [48].

## Cas 1

$$Q = \alpha * 900/86400$$

$$k_{\text{variable}}$$

$$\varepsilon = \text{cst}$$

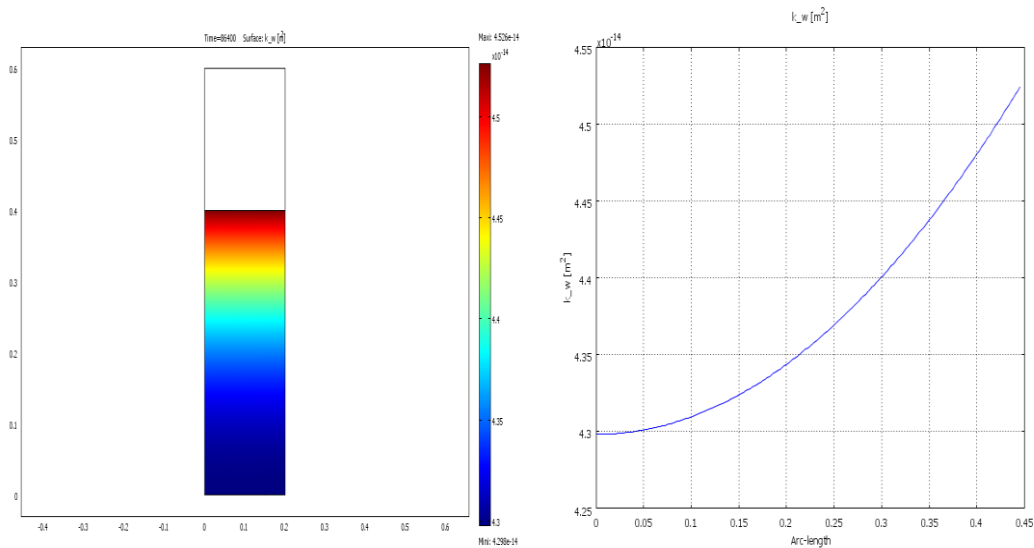


Figure 24 : Evolution de la perméabilité en fonction de la hauteur.

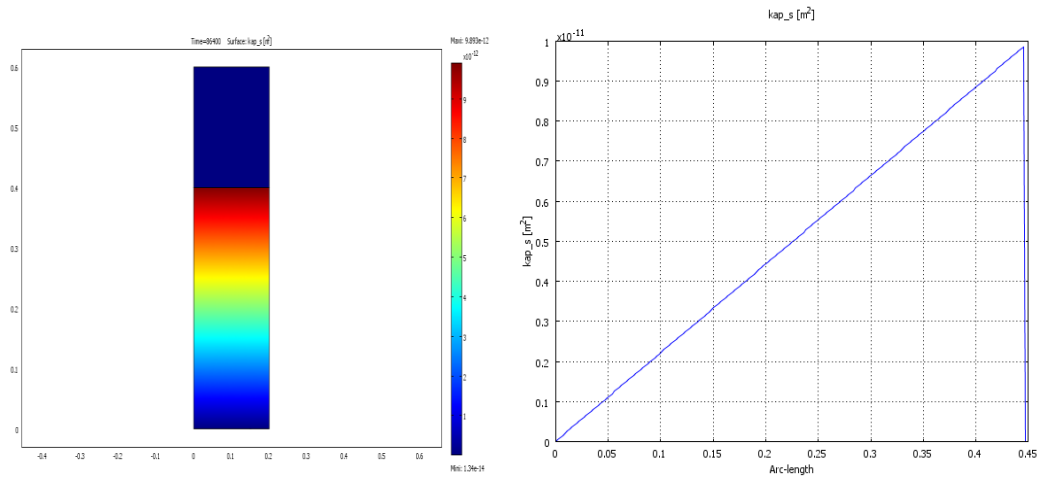


Figure 25 : Evolution de la perméabilité apparente en fonction de la hauteur.

La valeur de la perméabilité et la perméabilité apparente augmente jusqu'à atteindre la valeur maximale. Ce comportement peut être associé à la densité de la matière organique. La géométrie et la structure de la porosité des déchets ménagers, qui sont fortement influencées par la construction du massif, modifient la surface utile d'échange entre micro et macro pores. Par conséquent l'échange d'eau entre micro et macro porosité peut se réaliser avec des dynamiques différentes [63].

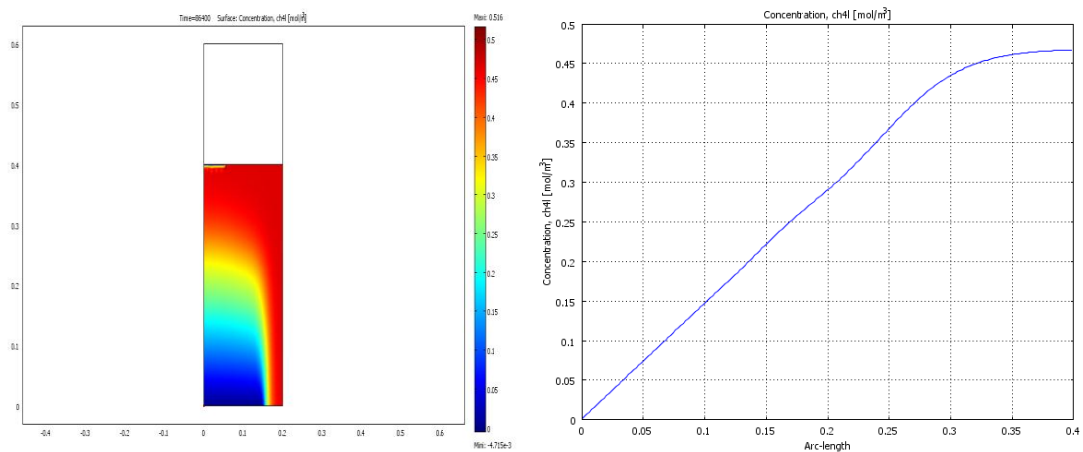


Figure 26 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CH_4(l)$  en fonction de Z.

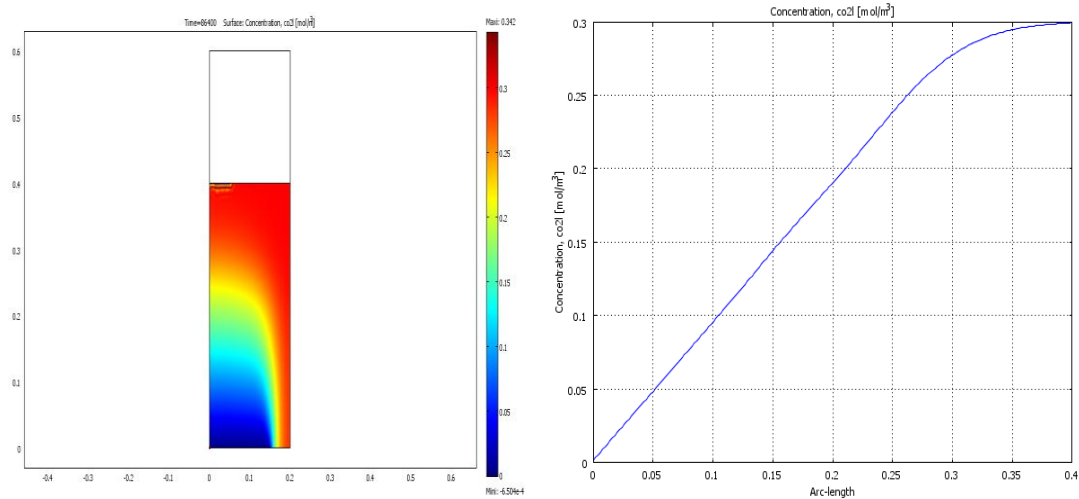


Figure 27 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CO_2(l)$  en fonction de  $Z$ .

Les figures 26 et 27 illustrent les variations de  $CO_2(l)$  et  $CH_4(l)$  en fonction de la variable axiale. Pour déterminer l'influence de la variation de perméabilité sur la concentration de méthane et dioxyde de carbone. On injecte les dernières de lixiviats dans le digesteur ce qui entraîne une augmentation de la saturation. Cette augmentation de saturation est accompagné d'une augmentation de la concentration jusqu'à environ  $0,3 \text{ mol/m}^3$  pour le dioxyde de carbone et  $0,47 \text{ mol/m}^3$  pour le méthane [42] [43].

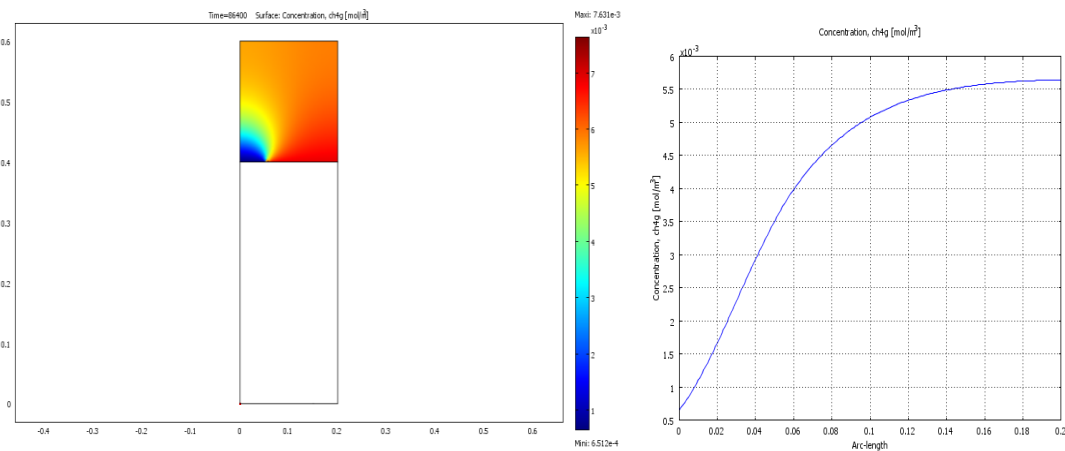


Figure 28 : La variation de la concentration de  $CH_4(g)$  en fonction de  $Z$ .

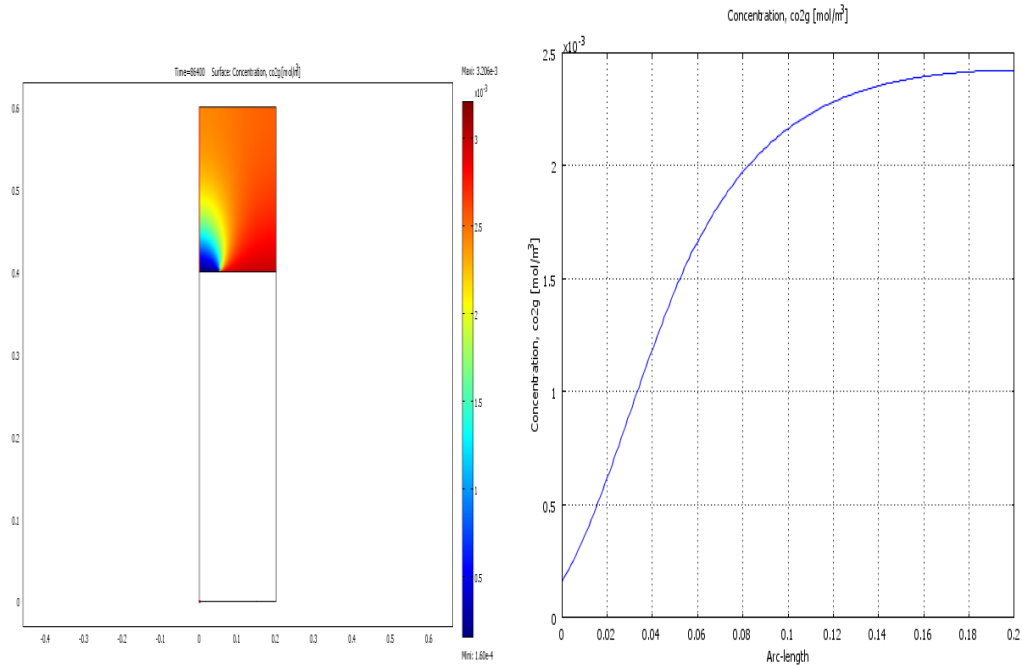


Figure 29 : La variation de la concentration de  $CO_2(g)$  en fonction de Z.

Les figures 28 et 29 montrent l'évolution de gaz de dioxyde de carbone et méthane en fonction de la variable axiale. On constate que le volume de biogaz augmente avec le temps. Ce résultat peut être expliqué par le fait que la vitesse des réactions de dégradation augmente au cours du temps par conséquent la production du biogaz également augmente [44] [45].

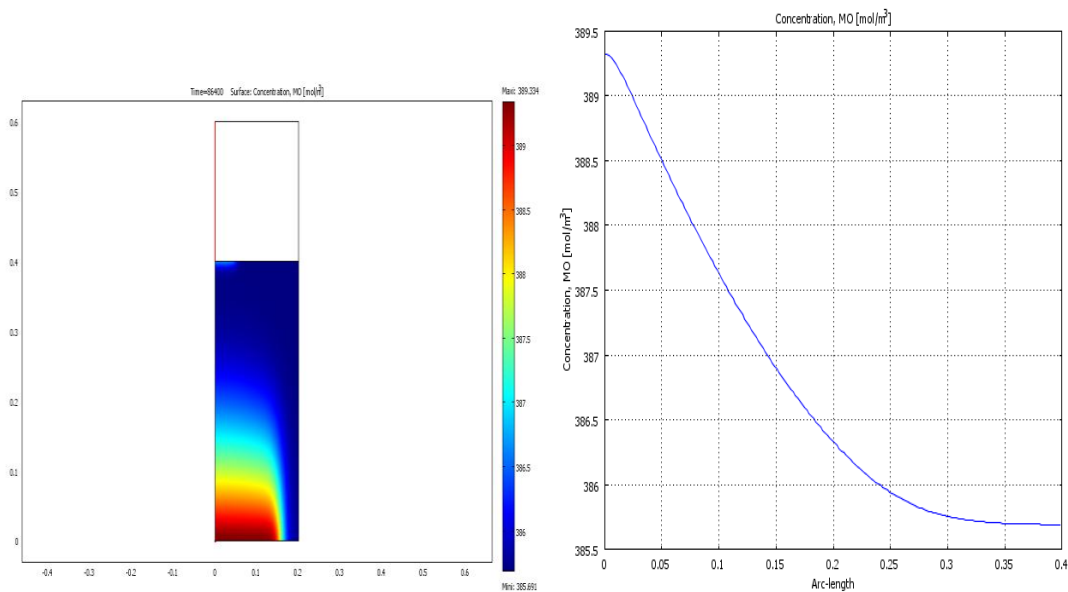


Figure 30 : Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale.

La figure 30 illustre la variation de la concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale. On remarqué que la concentration diminue au cours du temps. Ceci peut être expliqué qu'avec le temps, le composé est déposé, par conséquent, la masse des déchets diminue. On constate également que la concentration de la MO diminue en fonction de la variable axiale.

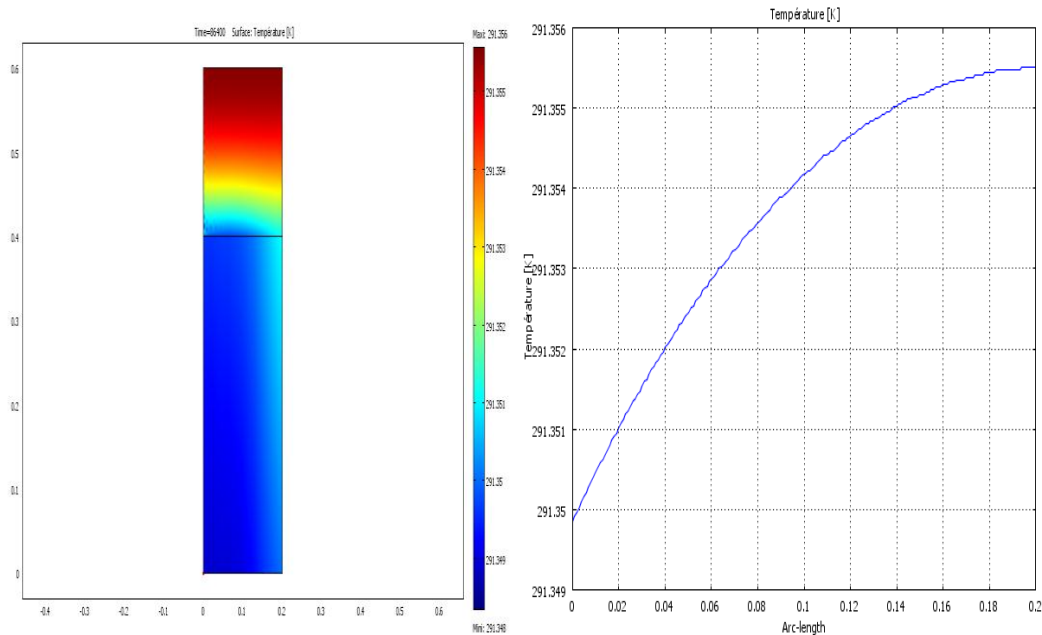


Figure 31 : Profil de température en fonction de la variable axiale.

La figure 31 montre l'évolution de la température en fonction de la variable axiale. On constate que la température est presque constante dans la phase liquide et augmente relativement dans la phase gazeuse. Ceci peut être expliqué par le fait de l'homogénéité du milieu liquide par la réinjection de lixiviat [52] [53] [54].

## Cas 2

$$Q = \alpha * 900/86400$$

$$k = \text{cst}$$

$$\varepsilon_{\text{variable}}$$

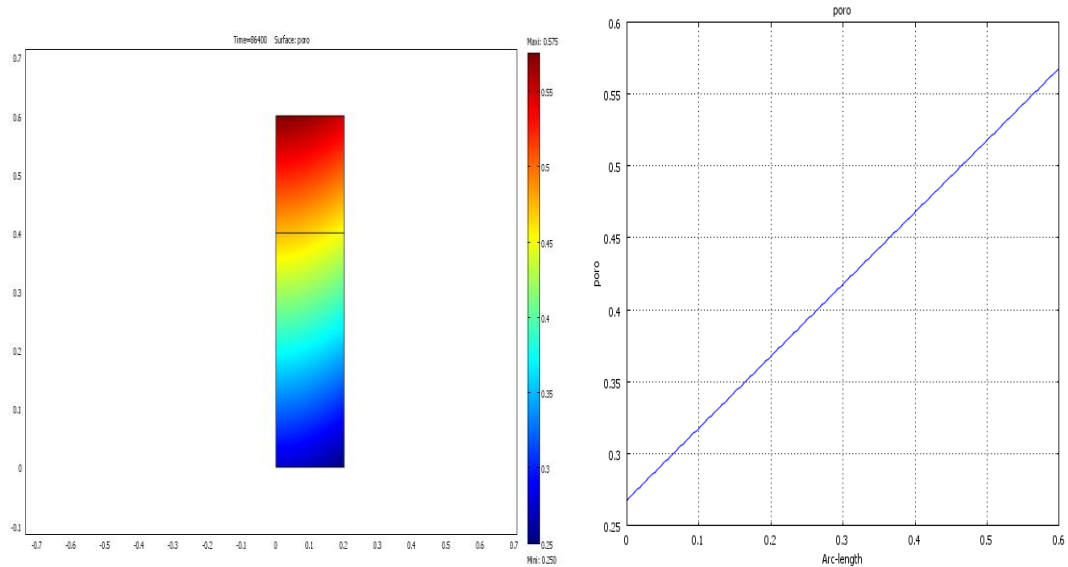


Figure 32 : Profil de la porosité  $\varepsilon$  en fonction de la variable axiale.

La figure 32 montre la variation de la porosité conformément à la variable axiale. La cinétique de remplissage d'un milieu poreux se traduit par l'évolution de remplissage d'eau dans les micropores. Le remplissage des micropores dépend de la teneur en eau initiale et de la nature de déchets, notamment du ratio microporosité et macroporosité qui aboutit à l'optimisation d'échange liquide entre micro et micropores (schewani, 2016).

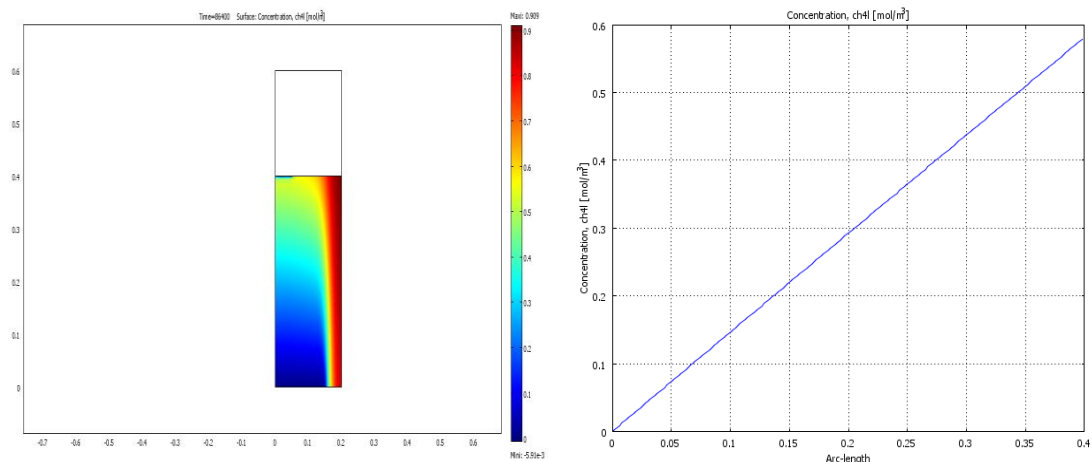


Figure 33 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CH_4(l)$  en fonction de  $Z$ .

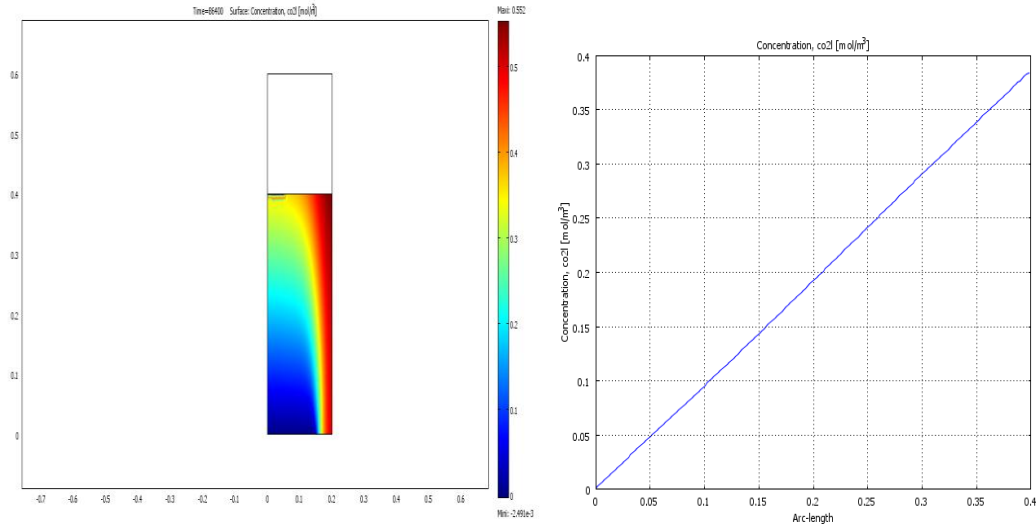


Figure 34 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CO_2(l)$  en fonction de  $Z$ .

On a le but de trouver les conditions hydrauliques optimales pour la production de biogaz. Nous avons varié la porosité. Les figures 33 et 34 illustrent les variations de  $CO_2(l)$  et  $CH_4(l)$  en fonction de la variable axiale. Pour déterminer l'influence de la variation de porosité sur la concentration de méthane et dioxyde de carbone. L'injection de lixiviats dans le digesteur entraîne une augmentation de la saturation. Cette augmentation de saturation est accompagnée d'une augmentation linéaire de la concentration de dioxyde de carbone et de méthane [42] [43].

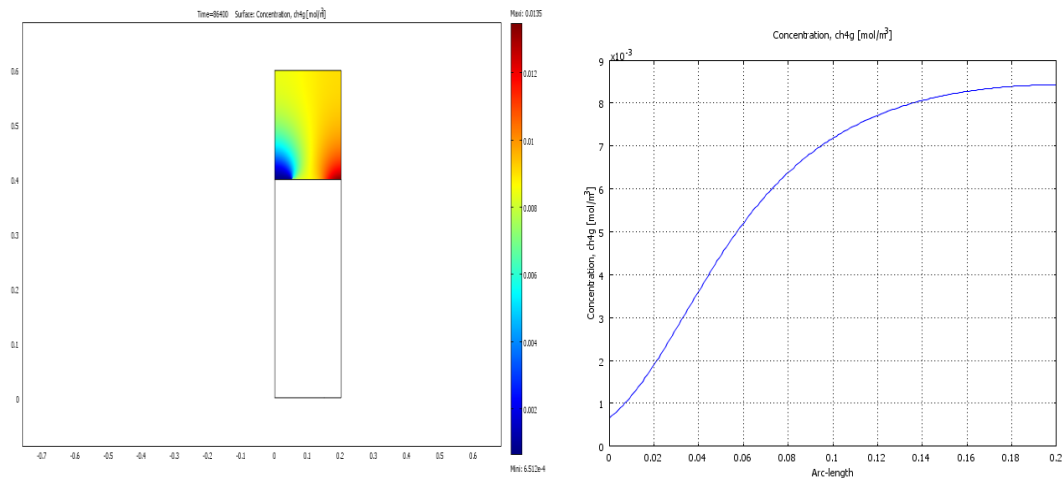


Figure 35 : la variation de la concentration de  $CH_4(g)$  en fonction de  $Z$ .

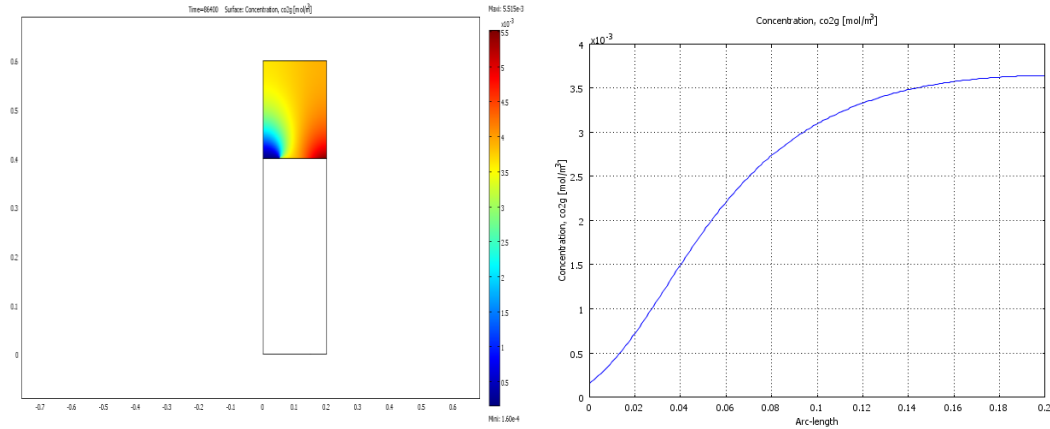


Figure 36 : La variation de la concentration de  $CO_2(g)$  en fonction de Z.

Les figures 35 et 36 montrent l'évolution de la concentration de dioxyde de carbone et de méthane conformément à la variable axiale. On a constaté que le volume de biogaz augmente exponentiellement avec le temps. Ce résultat peut être expliqué par le fait que les réactions de dégradation s'intensifient au cours du temps par conséquent la production du biogaz augmente également [44] [45].

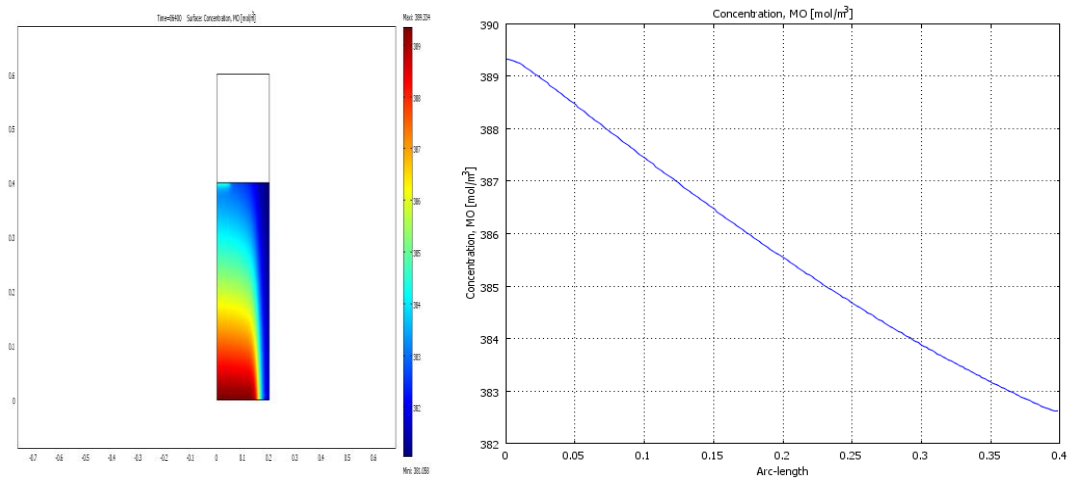


Figure 37 : Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale.

La figure 37 illustre le profil de la concentration des déchets ménagers en fonction de la variable axiale. Il est à noter que la concentration de la MO est une fonction décroissante. Ce résultat peut être interprété par le fait que le composé est déposé. Ce résultat est qualitativement au long à ceux obtenus par d'autres auteurs travaillant dans des conditions similaires [57].

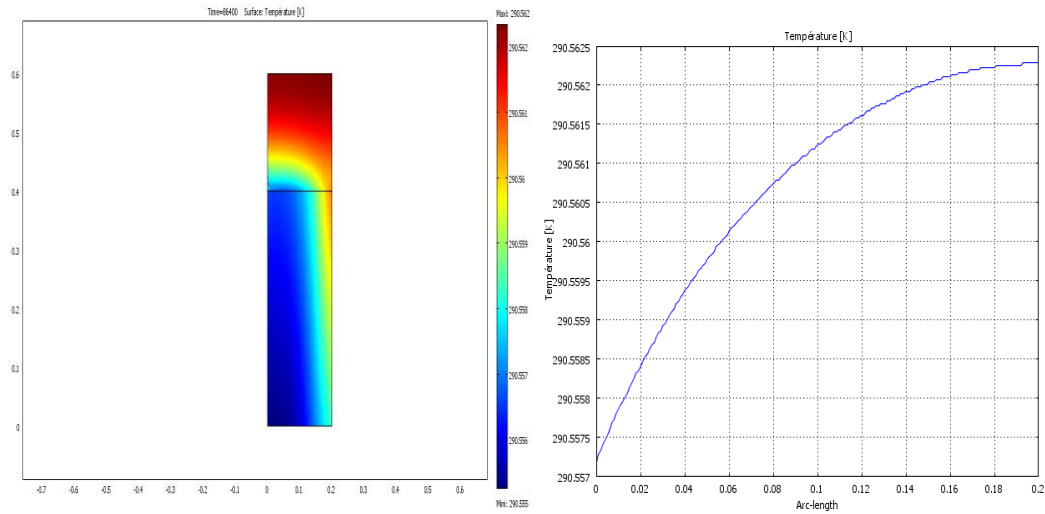


Figure 38 : Profil de température en fonction de la variable axiale.

La figure 38 montre l'évolution de la température en fonction de la variable axiale. On constate que la température est presque constante dans la phase liquide et augmente relativement dans la phase gazeuse. Ceci peut être expliqué par le fait de l'homogénéité du milieu par la réinjection de lixiviat dans la phase liquide [52] [53] [54].

**Cas 3**

$$Q = \alpha * 900/86400$$

$k_{\text{variable}}$

$\varepsilon_{\text{variable}}$

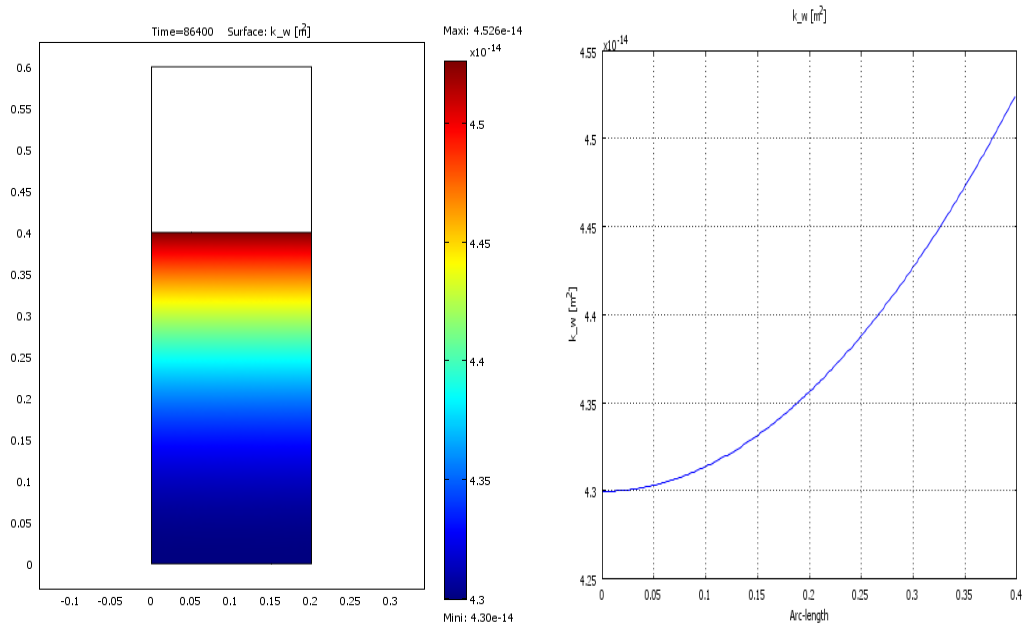


Figure 39 : Evolution de la perméabilité en fonction de la hauteur.

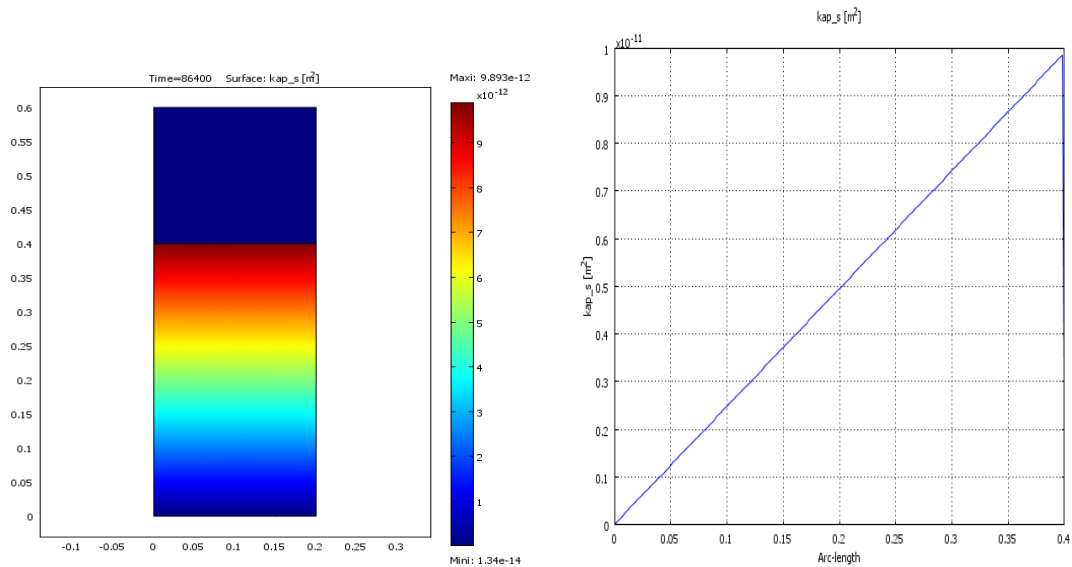


Figure 40 : Evolution de la perméabilité apparente en fonction de la hauteur.

Dans le but de réaliser l'étude de la rétention et du transport de particules dans le milieu poreux choisi. On a mis au point un modèle numérique afin de déterminer les conditions

hydrauliques optimale pour la méthanisation. La valeur de la perméabilité (fig 39 et 40) augmente jusqu'à atteindre la valeur maximale. Ce comportement peut être associé à la densité de la MO. (Shewani [42]) a reporté que la géométrie et la structure de la porosité des déchets ménagers, qui sont fortement influencées par la construction du massif, modifient la surface utile d'échange entre micro et macro pores. Par conséquent l'échange d'eau entre micro et macro pores peut se réaliser avec des dynamiques différentes [63].

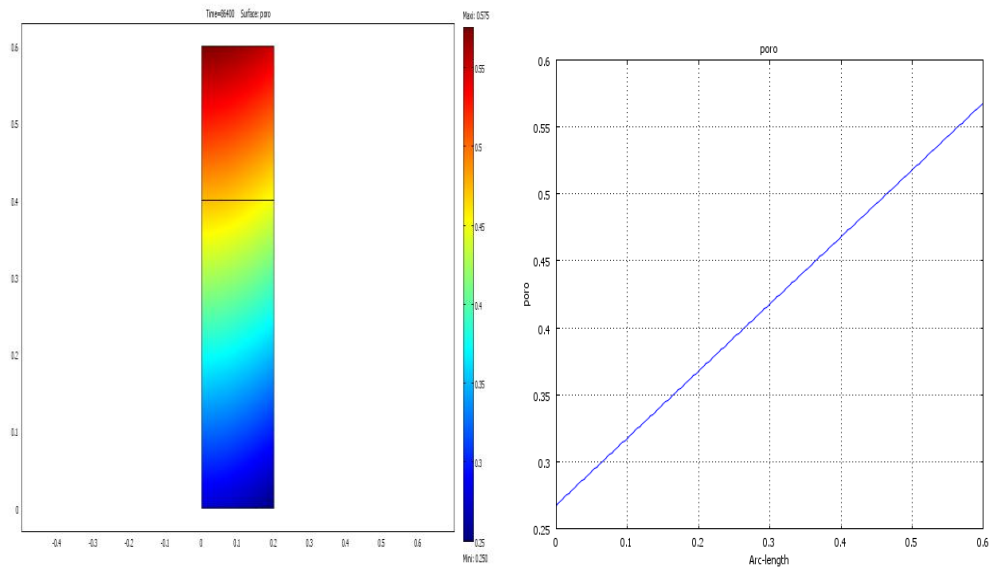


Figure 41: Profil de la porosité  $\epsilon$  en fonction de  $Z$ .

L'évolution de profil de la porosité en fonction de l'altitude est portée sur la figure 41. La cinétique de remplissage d'un milieu poreux se traduit par l'évolution de remplissage d'eau dans les micropores. Le remplissage des micropores dépend de la teneur en eau initiale et de la nature de déchets, notamment du ratio micro et macroporosité qui permet l'optimisation de la surface d'échange liquide entre micro et micropores (schewani, 2016) [42].

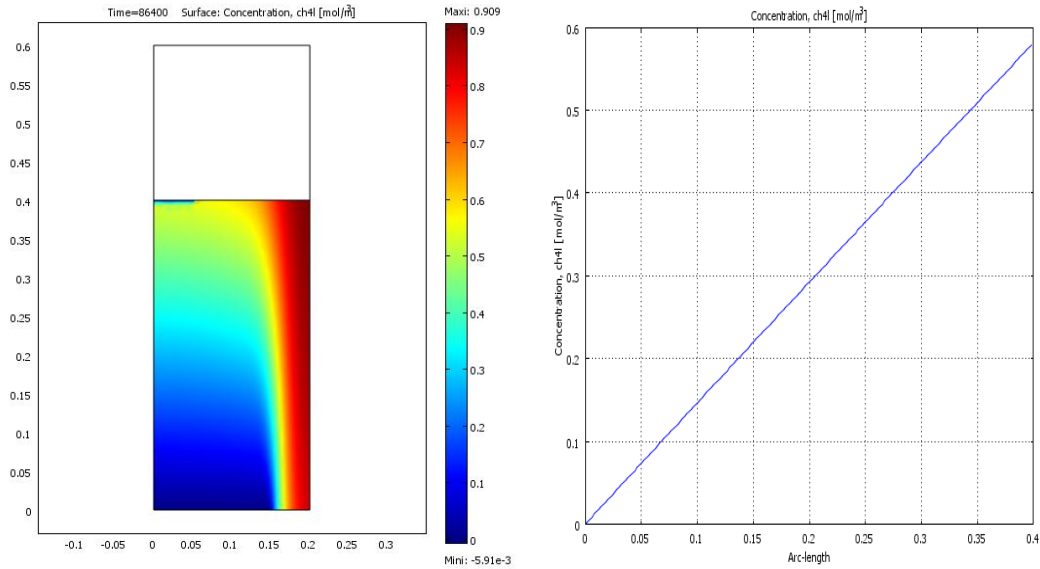


Figure 42 : Courbe d'évolution de la concentration de  $CH_4(l)$  en fonction de Z.

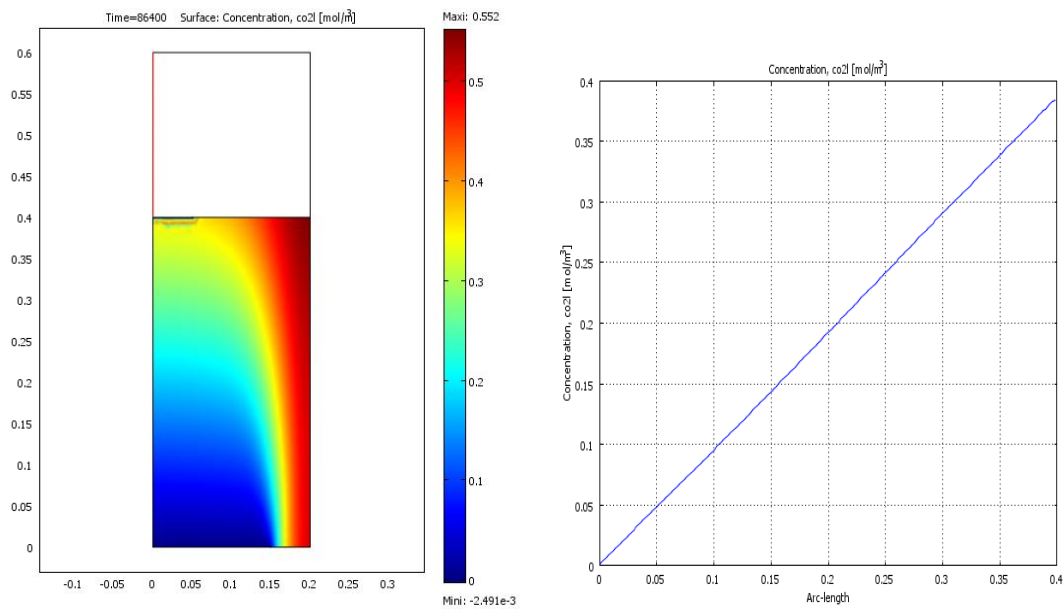


Figure 43: Courbe d'évolution de la concentration de  $CO_2(l)$  en fonction de Z.

Les graphes 42 et 43 des résultats de la variation de la concentration de méthane et dioxyde de carbone présentent clairement l'influence des paramètres hydrauliques et le débit de l'injection de lixiviats dans le digesteur sur l'augmentation de la saturation. Celle-ci est accompagnée d'un accroissement linéaire de la concentration de dioxyde de carbone et de méthane.

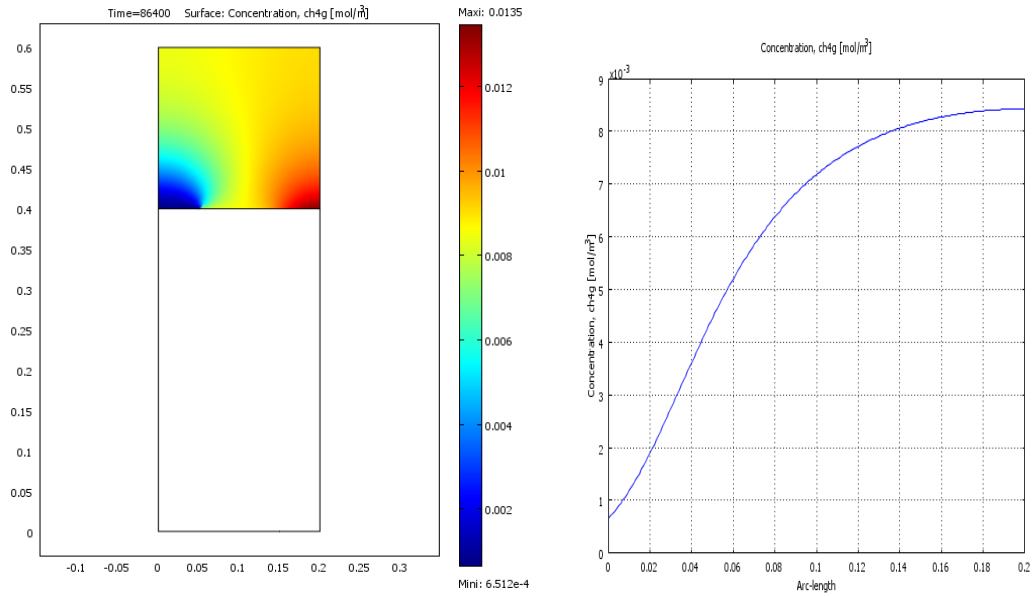


Figure 44 : La variation de la concentration de  $CH_4(g)$  en fonction de  $Z$ .

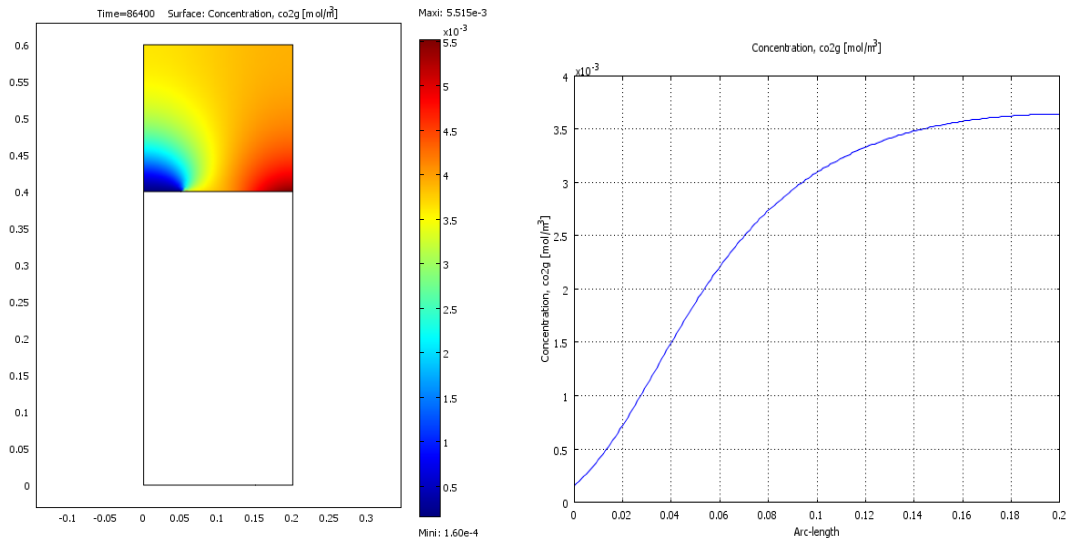


Figure 45: La variation de la concentration de  $CO_2(g)$  en fonction de  $Z$ .

Les figures 44 et 45 montrent l'évolution de gaz de dioxyde de carbone et méthane en fonction de à la variable axiale. On constate que le volume de biogaz augmente avec le temps. Ce résultat peut être expliqué par le fait que les réactions de dégradation augmentent au cours du temps par conséquent la production du biogaz est également augmentée [44] [45].

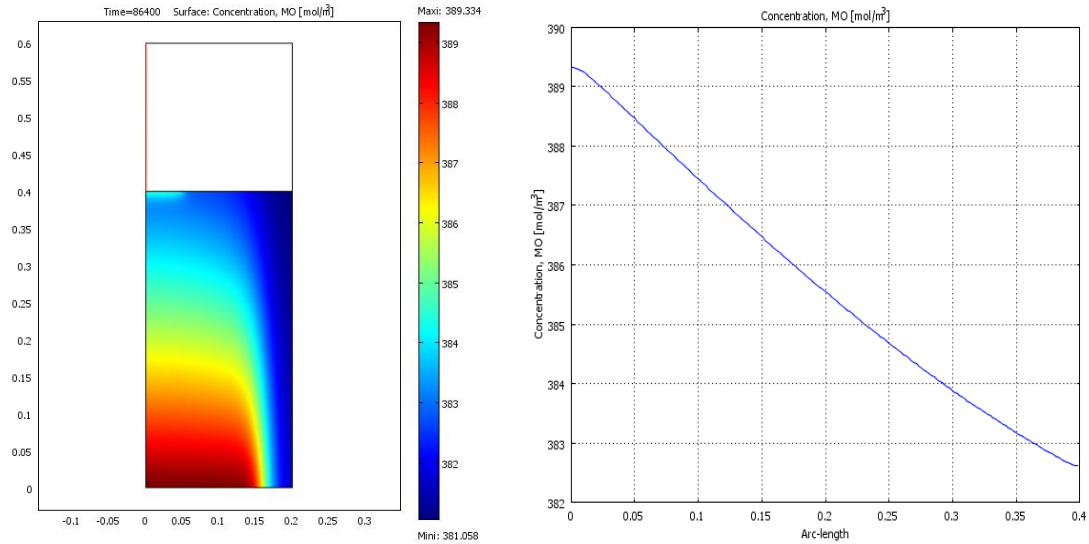


Figure 46: Profil de concentration de la matière organique en fonction de la variable axiale.

Sur la figure 46, on décrit la variation de la concentration de la MO en fonction de l'altitude. Nous constatons que la concentration diminue avec la hauteur, ceci est tout à fait accord avec la réalité physique et aussi avec les résultats obtenus par d'autres auteurs [63].

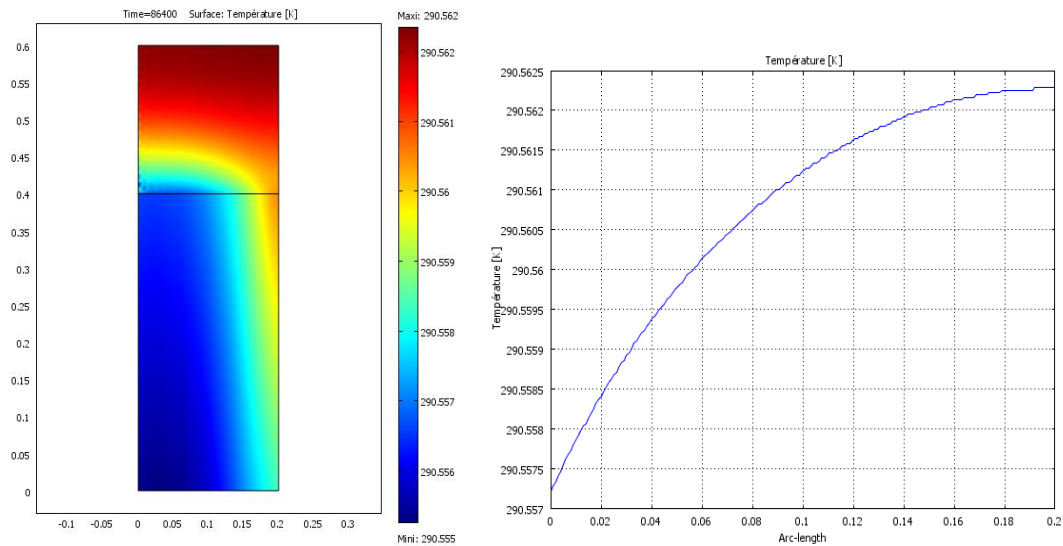


Figure 47: Profil de température en fonction de la variable axiale.

La figure 47 montre l'évolution de la température en fonction de la variable axiale. On constate que la température est presque constante dans la phase liquide mais augmente relativement dans la phase gazeuse. Ceci peut être expliqué par le fait de l'homogénéité du milieu par la réinjection de lixiviat [52] [53] [54].

Dans la deuxième partie, on a analysé l'effet de l'agitation mécanique sur le comportement de la fermentation des déchets ménagers, il a été souligné que le transfert de matière dans le digesteur a été considérablement augmenté, ce qui entraîne l'augmentation de la production de biogaz

Le nombre de Reynolds représente le rapport des forces d'inertie aux forces visqueuses.

$$Re = \frac{\rho VD}{\mu}$$

Avec

$\rho$  : La masse volumique (Kg/m<sup>3</sup>)

$\mu$  : Viscosité dynamique (Pa.s or Kg/(m. s))

D : Dimension caractéristique (m)

v : Vitesse caractéristique (m/s).

Application numériques

$\rho = 250$  (Kg/m<sup>3</sup>)

$\mu = 10^{-3}$  kg/(m. s)

D = 0, 5 (m)

v = 80 tr/min = 2.61 (m/s).

Donc

$$Re = \frac{250 * 0.5 * 2.61}{10^{-3}}$$

$$Re = 2600$$

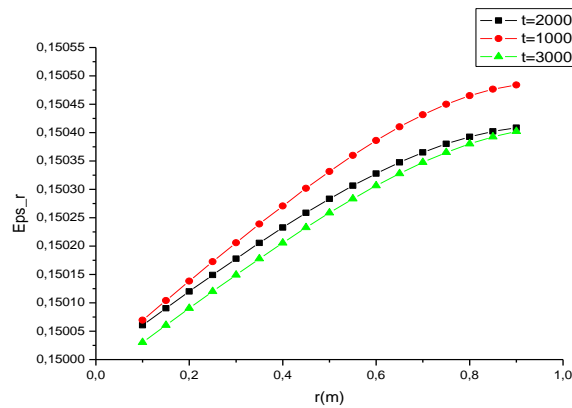


Figure 48: Evolution du profil de dissipation de l'énergie cinétique turbulente en fonction de R.

L'évolution du profil de la dissipation de l'énergie cinétique turbulente en fonction de l'axe radial est présentée sur la figure 48. On constate sur la figure que la dissipation de l'énergie cinétique turbulente augmente avec l'accroissement du rayon du digesteur. Cet effet peut s'expliquer par le fait que le réducteur de vitesse qui crée la rotation à l'intérieur de digesteur influence sur la dissipation de l'énergie en fonction de l'axe radial [59].

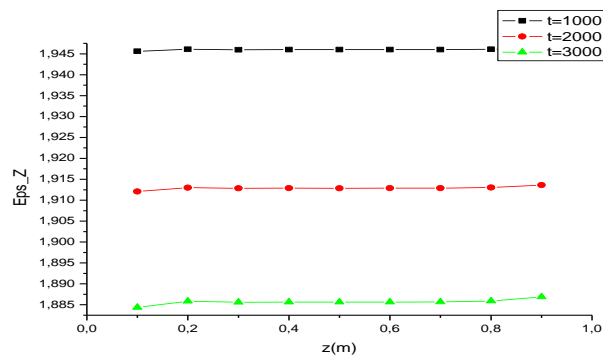


Figure 49: Evolution du profil de la dissipation de l'énergie cinétique en fonction de Z.

L'évolution du profil de dissipation de l'énergie cinétique turbulente en fonction de la variable axial est illustrée sur la figure 49. On peut noter sur cette figure que la dissipation d'énergie de la matière organique dans le digesteur augmente légèrement  $r = 0$  à  $r = 0,2$  et de  $r = 0,9$  à  $r = 1$  et reste constante ailleurs. Ce résultat est dû à l'influence des conditions imposées sur les limites du domaine étudié [60].

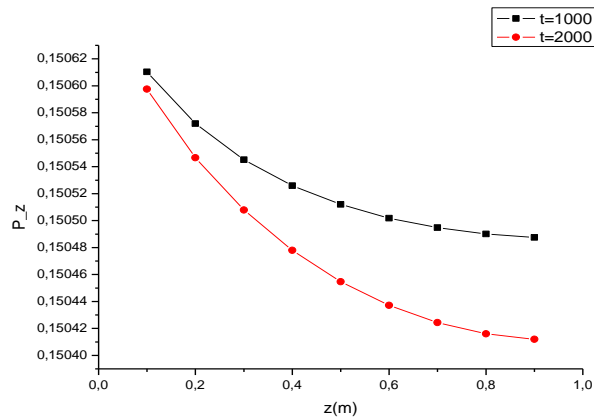


Figure 50: Variation du profil de pression en fonction de Z.

Dans la figure 50, on présente la variation de la pression en fonction de l'altitude. On constate que la pression diminue avec la hauteur. Ceci est tout à fait compatible figurant dans la littérature fait avec la réalité physique et aussi avec les résultats obtenus par d'autres auteurs [61].

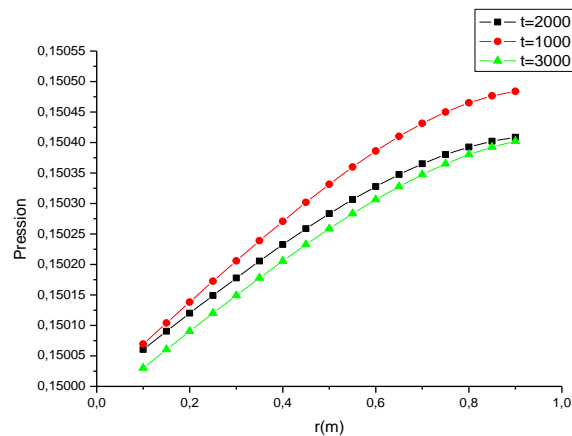


Figure 51: Evolution du profil de pression en fonction R

La figure 51 illustre l'évolution du profil de la pression en fonction de la variable r. Nous avons constaté que la pression varie exceptionnellement. Ce résultat est en accord avec d'autres auteurs [59].

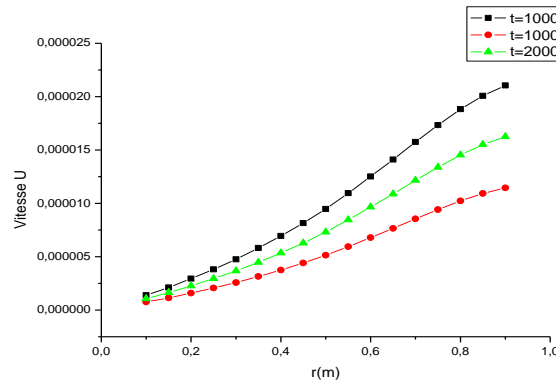


Figure 52: Variation du profil de vitesse radiale en fonction de R.

La figure 52 illustre l'évolution du profil de la vitesse radiale en fonction de la variable  $r$  qui caractérise la direction horizontale. On constate dans cette figure que la vitesse radiale augmente [59].

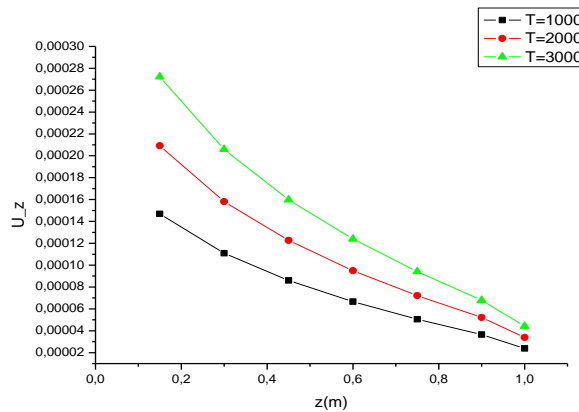


Figure 53: Variation du profil de la vitesse en fonction de Z.

La figure 53 montre l'évolution du profil de la vitesse dans la direction radiale en fonction de la hauteur. On remarque sur cette figure que la vitesse radiale diminue avec l'altitude [62].

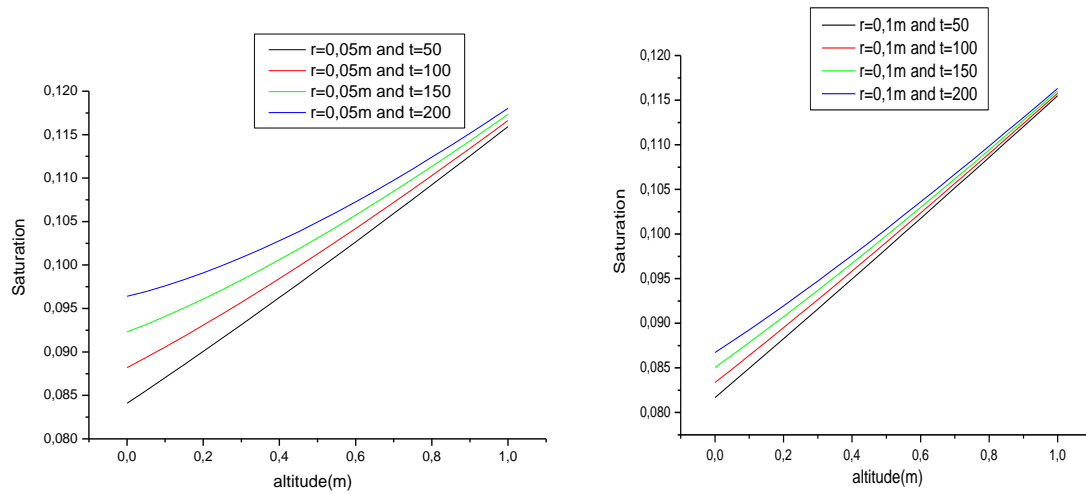


Figure 54 : Profil de saturation en fonction du temps et de la variable axiale, et de la variable radiale.

La figure 54 illustre la variation de la saturation en fonction de la variable axiale. Notez que cette quantité augmente lentement avec cette variable, tout à fait logique, étant donné que la saturation augmente à partir de sa valeur minimale et augmente pour atteindre la saturation résiduelle du milieu. On remarque aussi que la saturation est presque constante en fonction de la variable radiale. Nous obtenons des résultats qualitativement similaires à ceux obtenus par d'autres auteurs [28].

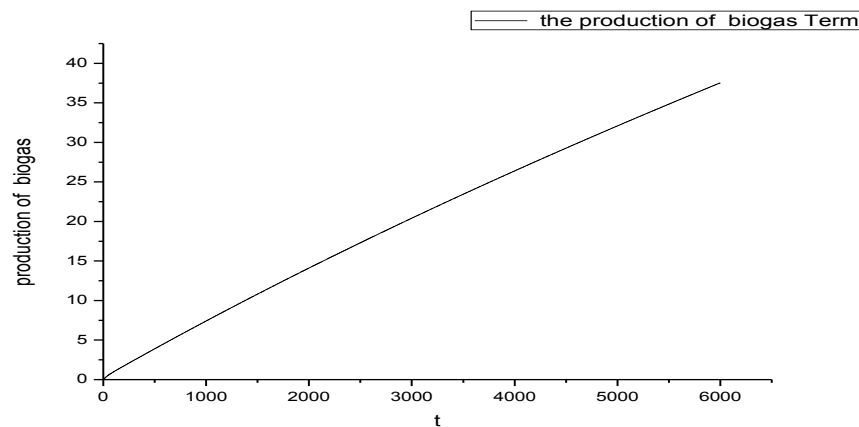


Figure 55 : Profil de la production de biogaz en fonction du temps.

La figure 55 représente l'évolution de la production de biogaz en fonction du temps. Il est remarqué que la production de biogaz est une fonction croissante de cette variable. Ce résultat peut être expliqué par le fait que le volume de biogaz augmente au cours du temps par conséquent la production de biogaz est également augmenté. Nous obtenons des résultats qualitativement similaires à ceux obtenus par d'autres auteurs [28].

## **Conclusion**

L'objectif de ce travail était de proposer une étude numérique d'un système filtrant, dans le contexte de la méthanisation. En suivant une méthode dite « voie humide discontinue » dont le principe est d'injecter l'eau périodiquement pour garantir une certaine humidité du substrat. En fonction de ce taux d'humidité, la dégradation est plus ou moins favorisée, et dépend fortement de la saturation en eau, mais aussi de la présence d'espèces organiques et biologiques dissoutes. On étudie ainsi le transport de la matière à travers un lit filtrant, a vous essayé de caractériser, les propriétés du lit ainsi que le taux de rétention des particules au niveau du lit filtrant, en fonction de divers types de particules utilisées, dans ce milieu poreux.

# Conclusion Générale

---

L'objectif de ce travail était d'établir un modèle théorique et une simulation numérique qui permettent de décrire le phénomène de fermentation au sein de digesteur. Nous avons examiné le rôle des paramètres et des processus clés de dégradation des déchets et de la production de méthane dans la phase anaérobie méthanogène, comme la teneur en eau, la température, la densité des déchets et l'injection de lixiviat. Ainsi que l'humidité des déchets qui est un facteur déterminant dans les cinétiques de dégradation et par la suite la production du biogaz.

Nous avons testé la stratégie de réinjection, c'est-à-dire que, pour un volume donné de lixiviats réinjecté, nous avons comparé la stratégie visant à injecter de façon continue le lixiviat soit pendant quinze minutes, soit pendant une journée ou de façon répartie sur trois jours pendant quinze minutes. Que l'on utilise un dispositif de réinjection vertical, il semble intéressant de réinjecter le lixiviat en continu sur de longues périodes mais avec de faibles débits. Ceci permet en particulier d'obtenir une production accrue de méthane. L'injection discontinue de lixiviat ne semble pas favoriser la production de méthane.

Nos travaux montrent que la température est l'un des paramètres les plus importants pour la dégradation anaérobie. Malgré l'importance de la température et son influence sur différents aspects mécaniques, biologiques et hydrauliques des déchets et des bioréacteurs. Les travaux et analyses concernant ce paramètre sont très limités. Ainsi nous avons insisté dans notre travail sur le rôle de la température et en essayant d'expliquer les phénomènes biologiques liés à l'activité microbienne, en fonction de la température, ainsi que de la saturation. Dans cette thèse, nous avons cherché, à partir du développement d'un outil numérique, d'améliorer la compréhension des phénomènes de dégradation anaérobie et de méthanisation des déchets en fonction de ces paramètres et processus clés.

D'autre part, ce modèle est très sensible aux valeurs des paramètres hydrauliques comme la porosité et la conductivité hydraulique. Des faibles modifications de ces paramètres peuvent conduire à des valeurs excessives de la pression de la phase liquide au point d'injection.

Nous avons modélisé, avec une grande attention, les processus physique grâce aux équations complètes de Navier-Stokes, aux équations de convection-diffusion de la concentration des déchets et de la température de l'écoulement et aux équations du modèle de turbulence  $k - \epsilon$ .

Enfin, les aspects physico-chimiques des déchets ont été caractérisés par un terme source de la dissipation cinétique dans l'équation de la concentration.

Les équations qu'on a obtenues, n'admettent pas de solution analytique, donc un recours aux méthodes numériques s'avérait obligatoire. Nous avons opté pour l'utilisation de la méthode des volumes finis. Les résultats obtenus sont très intéressants et confirment parfaitement le bon comportement du modèle numérique.

# **Références bibliographiques**

---

- [1] **UH, U.L.A.D** renewable energy. A Global review of technologies, policies and markets dir kabmann, 2006
- [2] **Pr. AFILAL Mohamed Elamin**, Potentiel des déchets organiques et valorisation énergétique au Maroc, Université Mohammed premier Oujda Faculté des sciences département de biologie. Le 23 octobre 2013.
- [3] **FARDAJI** née **KHERBOUCHE Djamila** «Contribution à la valorisation énergétiques de la biomasse », Thèse doctorat, université Abou Bekr belkaid, 2011
- [4] **IRINA Carlesi** « Etude d'un procédé de gazéification de biomasse en ambiance plasma sur bain de verre », thèse doctorat, université de limoges, 2012
- [5] **MOUSSI Karima** « Comment transforme-t-on la biomasse en énergie ? », Division Bioénergie et Environnement – CDER.
- [6] **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.
- [7] **Essam ALMANSOUR** « Bilans énergétiques et environnementaux de filières biogaz : Approche par filière-type », thèse doctorat, L'UNIVERSITE BORDEAUX 1 ,2011
- [8] **Bernet, N. et Buffière, P.** (2008). Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. In Moletta, R., La méthanisation (chap. 4, p. 87-113). Paris, Éditions Tec & Doc.
- [9] **Ostrem, K.** (2004). Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Mémoire de maîtrise, Columbia University, New York.
- [10] **Ostrem, K.** (2004). Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Mémoire de maîtrise, Columbia University, New York.
- [11] **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].
- [12] **Price, E.C.** and Cheremisinoff, P.N. (1981). Biogaz – Production & Utilisation. Michigan, USA. Ann Harbor Science, 146 p.
- [13] **oaneson Lacour**. Valorisation de la fraction organique de r'esidus agricoles et autres d'echets assimil'es `a l'aide de traitements biologiques ana'erobies. Other. INSA de Lyon; Universit'e de Quisqueya, 2012. French.

[14] **Jonathan HESS**. MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DU BIOGAZ PRODUIT PAR UN FERMENTEUR MÉTHANOGENÈ ET STRATÉGIE DE RÉGULATION EN VUE DE SAVALORISATION. 2007, l'Université de Nice - Sophia Antipolis

[15] **S. RENNELA**, « Mise au point d'un réacteur pilote de méthanisation de 5 litres », 10 janvier 2018.

[16] Ch. COUTURIER – SOLAGRO, Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse, février 2009.

[17] Aperçu sur la filière du biogaz au Maroc, Casablanca, le 25 juin 2013.

[18] Rapport de MINISTÈRE DE LA RÉGION WALLONNE Direction Générale des Technologies, de la Recherche et de l'Énergie Division de l'Énergie, la biométhanisation en Région wallonne.

[19] Research in the rmo chemical biomasse conversion- an international conference, PHoen IX, Arizona, U.S.A, May 2-6, journal of analytical and applied pyrolysis, 1988.13(1-2) : P.155.

[20] **Pépin Tchouate Héteu (UCL-GEB) et Joseph Martin (UCL-GEB)**, « Conversion biochimique de la biomasse : Aspects technologiques et environnementaux », Février 2003.

[21] « PROGRAMME NATIONAL DE GESTION DES DECHETS MENAGERS et ASSIMILES »

[22] RAPPORT PAYS SUR LA GESTION DES DECHETS SOLIDES AU MAROC

[23] **Mustapha Benbouya**, « Cout de dégradation de l'Environnement et la Gouvernance Locale » 13-15 mai 2014.

[24] **B.SOUDI & H.CHRIFI**, « Options de gestion des déchets solides municipaux adaptées aux contextes des Pays du Sud »

[25] **Li et al. A** pyrosequencing-based metagenomic study of methane-producing microbial community in solide-state biogas reactor, Biotechnology for biofuels 2013.  
<http://www.biotechnologyforbiofuels.com/content/pdf/1754-6834-6-3.pdf>

[26] **Christophe Aran**, Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage, Thèse, l'institut de Mécanique des fluides de Toulouse, 2001.

[27] **Sandra Lanini**, Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagers, l'institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, 1998.

- [28] **Samir MEN-LA-YAKHAF**, Modélisation numérique et mathématique des transferts réactifs de masse et de chaleur dans les installations de stockage des résidus d'arganier et de palmier, Université Mohammed 5, Faculté des sciences Rabat, 2015.
- [29] **Ali SALIM JOODI**, Apport de l'équation de Brinkman à la modélisation de l'écoulement d'eau et du transport de soluté dans l'aquifère karstique : Application au système karstique du vol d'Orléans, Université d'Orléans, 2009.
- [30] **Katia BENSARD**, Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes, Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire, Université de Rennes I, 19 Décembre 2003.
- [31] **Jean R. LOBRY**, RE-évaluation du modèle de croissance de Monod. Effet des antibiotiques sur l'énergie de maintenance, l'université Claude Bernard Lyon, 9 septembre 1991
- [32] **Wassila ARRAS**, Etude expérimentale et modélisation de la digestion anaérobie de matières organiques résiduelles dans des conditions hyperthermophiles, Université du Québec, 6 octobre 2017.
- [33] **Maxime ROUEZ**, Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influences et modélisation, 29 septembre 2008, l'institut national des sciences appliquées de Lyon.
- [34] **J.M Seinfeld et S.N.Pandis**, Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change, Wiley New-York, 1998.
- [35] **H.K Versteeg et W.Malasekera**, An introduction to computational fluid dynamics. The finite volume method Longman Group Ltd. England, 1995.
- [36] **H.A.Panofsky et J.A.Dutton**, Atmospheric turbulence, Wiley, New-York, 1984.
- [37] **W.Hundsdoerfer and E.J.Spee**, An efficient horizontal advection scheme for modelling of global transport of constituents, Mon. Wea. Rev. 123, pp.3554-3564, 1995.
- [38] **Ilham ABERDANE**, Theoretical and Numerical Modeling of the Phenomenon of Atmospheric, the faculty of sciences, Rabat, 2014.
- [39] **Mohamed SAMMOUDA**, Modélisation théorique et numérique du phénomène de la convection naturelle et thermosolutale dans les milieux poreux à porosité variable, Université Mohammed 5, 14 décembre 2012.
- [40] **Belcadi Mohammed**, Numerical simulation of Microwave Assisted Laser Melting Alumina, Vol 9, N.5 septembre 2015, pp.229-437.
- [41] **Abdenour Abtroun**, Recherche d'une permutation optimale des variables dans la méthode itérative de Gauss-Seidel.
- [42] **Anil Shewani**, Méthanisation discontinue en voie solide statique à percolation : caractérisation et modélisation d'un système réactif à double porosité. PhD thesis, l'université de Toulouse, France, Mai 2016.

- [43] **D.Nadji** Colmatage d'un milieu moséle par une suspension d'argile : application au colmatage des chaussées poreuses. PhD thesis, Rcole National des Ponts et Chaussées, France, 1998.
- [44] **M. Dohnalik A.Trykozko, M.Peszynska.** Modeling non darcy flows in realistic pore. Scale proppant geometries, Computers and Geotechnics, 71 :352-360, 2016.
- [45] **Ahmed Benamar, Nasre-Dine Ahfir.** Particle transport in a saturated porous medium : Pore structure effects. Comptes Rendus Geoscience, 339 (10) : 674-681, 2007.
- [46] **Ahmed Benamar,** Effets de la vitesse d'écoulement sur le transport et la cinétique de dépôt de particules en suspension en milieu poreux saturé. Comptes Rendus Geoscience, 337 : 497-504, 2007.
- [47] **kader BENMACHOU,** Etude et modélisation du colmatage d'un filtre plisse. Phd thesis, INPT, 2005.
- [48] **J.Moghadasi,** theoretical and experimental study of paryicle movement and deposition in porous media during water injection. Journal of Petroleum science and Engineering, 43(3-4) : 163-181, 2004.
- [49] **Franck Lominé.** Ecoulements de particulesdans un milieu poreux. PhD thesis, Université de Rennes 1, France, 2007.
- [50] **C.Ghidaglia.** Filtration en profondeur des particules. PhD thesis, Université de Paris, France, 1994.
- [51] **Gil Diaz J. L., Szanto Narea M. & al** (1995) Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation. Proceeding Sardinia, S. Margherita di Pula, Cagliari.
- [52] **BROOKS R. J. & A. T. COREY.** « Hydraulic properties of porous media ». Hydrol. Pap., Colo. State Univ., Fort Collins, vol. 3. 1964.
- [53] **VAN GENUCHTEN M. , F. LEIJ & S. YATES.** « The RETC Code for Quantifying the Hyfraulic Functions of Unsaturated Soils, US. Salinity Laboratory ». US. departement of agricultural research service, Riverside, California. 1991
- [54] **CAMPBELL G. S.** « A simple method for determining unsaturated conductivity moisture retention data ». Soil Science, vol. 117, no. 6, pp. 311–314. 1974.
- [55] **ARYA L. M. & J. F. PARIS.** « A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size and bulk density data ». Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 45, pp. 1023–1030. 1981.
- [56] **ASSOULINE S. , D. TESSIER & A. BRUAND.** « A conceptual model of the soil water retention curve ». Water Resour. Res., vol. 34, no. 2. 1998.

[57] **MUALEM Y.** « A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated media ». *Water Resour. Res.*, vol. 12, no. 3, pp. 513–522. 1976.

[58] **PARKER N. T.** « Multiphase flow and transport in porous media ». *Reviews in Geophysics*, vol. 27, no. 3, pp. 311–328. 1989.

[59] **K.Gueraoui, M.Taibi, I.Aberdane, G.Zeggwagh et Y.Haddad**, « Etude numérique et théorique de la pollution atmosphérique » 7ème Congrès de Mécanique, El Jadida 2005.

[60] **J.M. Seinfeld et S.N. Pandis**, “Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change”, Wiley, New –York, 1998.

[61] **I. Aberdane, K. Gueraoui, A.Dhiri, M. Taibi, A. Ghouli et G. Zeggwah.** « Étude numérique et théorique bidimensionnelle du problème de la pollution atmosphérique ». Accepté au journal *Physical and Chemical News, PCN*, vol. 43, September 2008.

[62] **I. Aberdane, K. Gueraoui, M. Taibi, A. Ghouli, A. Hammoumi, M. Cherraj, M. Kerroum, M. Walid, Fassi Fihri et Y. M. Haddad** «Two-dimensional theoretical and numerical approach of pollutant transport in the lowest layers of the atmosphere». Accepté au *International Review of Mechanical Engineering (IREME)*, vol. 3, N. 4, July 2009.

[63] **Gabriela BATALHA**, Rétention de matière au sein d’un lit filtrant, IMFT, 2017

[64] **VAN GENUCHTEN M. T.** « A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils ». *Soil sci. soc. Am. J.*, vol. 44, no. 5, pp. 892–898. 1980.