

*République Algérienne Démocratique et Populaire*  
*Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique*



*UNIVERSITE de JIJEL*



*Département de Génie Civil et Hydraulique*

# PROJET DE FIN D'ETUDE

En vue de l'obtention du Diplôme de

**MASTER ACADEMIQUE**

Filière : Génie Civil

Option : Géotechnique

*Thème*

**Etude de comportement mécanique d'un matériau déformable**

Présenté par :

TRIEK Assia

CHEBBAH Wahiba

Encadré par :

Mr. SLIMANI Rachid

∞ Promotion 2017 ∞

## *Remerciements*

*Le premier qui nous vient à l'esprit et que nous tenons à remercier DIEU qui nous donné la sante, la volonté, la patience et l'aide pour réaliser ce mémoire.*

*Nous tenons à remercier tout d'abord mon directeur de recherches, docteur "Slimani Rachid" pour sa patience, et surtout pour sa confiance, ses remarques et ses conseils, sa disponibilité et sa bienveillance.*

*Qu'il trouve ici le témoignage de ma profonde gratitude.*

*Nous voudrions également remercier les membres du jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail et pour toutes leurs remarques et critiques, ainsi que le personnel et les enseignants de l'annexe de département de génie civil.*

*Nous tenons à formuler notre profond gratitude à nos familles, amis et collègues, qui nous ont toujours aidé et encouragé tout au long de notre travail et nos études.*

*Merci à vous tous*

# DEDICACE

*Je dédie ce modeste travail :*

*A mon très cher père qui a fait beaucoup de sacrifices pour moi et qui resteras toujours le symbole de ma réussite,*

*A ma très chère mère en témoignage de profonde affection ma reconnaissance et mon amour,*

*A mes frères : MOSTAPHA, HOUCIN, MAAMAR, SIF et MOULOUD.*

*A mes sœurs : WARDA, khawla et batule.*

*A mes grand-mères HOURIA et HADA.*

*A Mes oncles et mes tentes.*

*A mon binôme wahiba, pour les moments de joie et d'ambiance qu'ont partagé ensemble durant la période de nos études.*

*A tous mes amis et les personnes qui m'aiment et que j'aime surtout : Youssi, jijita, Amona, Mimi, et a toute ma famille, je partage ma réussite et mon ravissement.*

*ASSIA*

## *Dédicace*

*Je dédie cette thèse ...*

*À MES CHERS PARENTS*

*Aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices que vous avez consenti pour mon instruction et mon bien être.*

*Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagne toujours.*

*Que ce modeste travail soit l'exaucement de vos vœux tant formulés, le fruit de vos innombrables sacrifices, bien que je ne vous en acquitterai jamais assez.*

*Puisse Dieu, le Très Haut, vous accorder santé, bonheur et longue vie et faire en sorte que jamais je ne vous déçoive.*

*A MES CHERS ET ADORABLE FRÈRES ET SOEURS*

*Samia, Moussa, Ismail, Khaled, Farida, Souad, fairouz, Yassin et Salah*

*En témoignage de mon affection fraternelle, de ma profonde tendresse et reconnaissance, je vous souhaite une vie pleine de bonheur et de succès et que Dieu, le tout puissant, vous protège et vous garde.*

*Une spéciale dédicace à mon binôme "Assia" qui compte de la énormément pour moi, et pour qui je porte beaucoup de la énormément pour moi.*

*À MES AMIS DE TOUJOURS : Jiji, Youssi, Loulou, Amona, Mimi, Simsim, Sali.*

*En souvenir de notre sincère et profonde amitié et des moments agréables que nous avons passés ensemble.*

*Wahiba*



Table Des Matières	
Liste Des Figures	
Liste Des Tableaux	
Liste Des Notations	
Liste Des Abréviations	
Résumé	
Introduction générale.....	1
<b>Chapitre 1 : Gestion de déchets</b>	
1.1 Introduction .....	3
1.2 Généralité .....	3
1.2.1 Définition de déchets .....	3
1.2.2 Types de déchets.....	4
1.2.2.1 Déchets inertes .....	4
1.2.2.2 Les déchets NON DANGEREUX .....	4
1.2.2.3 Les déchets DANGEREUX.....	4
1.2.3 Les données sur les déchets dans le monde .....	6
1.3 Gestion des déchets .....	7
1.3.1 Définition : .....	7
1.3.2 La gestion des déchets en Algérie .....	7
1.3.2.1 Programme national de gestion des déchets solides municipaux .....	8
1.3.2.2 Plan national de gestion des déchets spéciaux .....	8
1.4 Les modes de traitements des déchets .....	8
1.4.1 Traitement des déchets municipaux dans le monde .....	8
1.4.2 Les méthodes de traitement des déchets .....	9
1.4.2.1 sites d'enfouissement.....	9
1.4.2.2 Incinération .....	10
1.4.2.3 Compostage et fermentation .....	10
1.4.2.4 Traitement mécano-biologique .....	10
1.4.2.5 Pyrolyse et gazéification .....	11
1.5 Conclusion.....	11

**chapitre 2 : Les caractéristiques du matériau déchets**

2.1 Introduction .....	12
2.2 Propriétés de la phase solide .....	12
2.2.1 Composition .....	13
2.2.2 Granulométrie et structure des déchets .....	14
2.2.3 Classifications de déchet (Classification multicritères) .....	15
2.2.3.1 Le but de classification.....	15
2.2.3.2 Types de classification .....	15
2.2.4 Masse volumique.....	16
2.2.5 Porosité.....	17
2.3 Pertes de masse liées à la biodégradation.....	18
2.3.1 Paramètres physico-chimique de la biodégradation.....	19
2.3.1.1 La teneur en eau .....	19
2.3.1.2 La température.....	20
2.3.1.3 Le pH.....	20
2.3.1.4 La teneur en oxygène .....	20
2.4 Propriétés de la phase liquide.....	20
2.4.1 Composition de la phase liquide .....	21
2.4.2 Teneur en eau et capacité de rétention .....	21
2.4.3 Perméabilité.....	22
2.4.4 Masse volumique.....	23
2.4.5 Viscosité dynamique .....	23
2.4.6 Tension superficielle .....	24
2.4.7 Pression de la phase liquide .....	24
2.5 La phase gazeuse.....	24
2.5.1 Composition .....	24
2.5.2 Masse volumique du biogaz.....	25

2.5.3 Viscosité dynamique du biogaz.....	26
2.6 Conclusion.....	26
<b>chapitre 3: Le tassement de déchets</b>	
3.1 Introduction .....	27
3.2 Le tassement.....	27
3.2.1 Définitions : .....	27
3.2.2 Phases du tassement.....	28
3.2.2.1 Tassement primaire.....	29
3.2.2.2 Tassement secondaire .....	29
3.3 Mécanismes à l'origine du tassement et facteurs d'influence.....	29
3.3.1 Origine du tassement mécanique.....	29
3.3.2 Origine du tassement biologique ou biochimique .....	30
3.3.3 Facteurs d'influence du tassement.....	30
3.3.4 Approches de modélisation .....	31
3.4 Les modèles mécaniques, rhéologiques et empiriques de tassement.....	32
3.4.1 Modèles mécaniques et application aux déchets .....	32
3.4.1.1 Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèles de Buisman (1936) et Terzaghi(1943).....	32
3.4.1.2 Adaptation aux déchets : modèle de Bjarngard et Edgers (1990).....	34
3.4.1.3 Adaptation aux déchets : modèle de Sowers (1973).....	35
3.4.1.4 Adaptation aux déchets : Modèle de Yen et Scanlon (1975).....	37
3.4.1.5 Adaptation aux déchets : Modèle de comportement pour les DSM incorporant fluage mécanique et la compression induite par biodégradation .....	38
3.4.2 Modèles rhéologiques et application aux déchets .....	40
3.4.2.1 Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèle de Gibson et Lo (1961).....	40
3.4.2.2 Adaptation aux déchets : modèles d'Edil et al. (1990) et de Bleiker et al, (1995) .....	41



## SOMMAIRE

---

3.4.3 Modèles empiriques et application aux déchets .....	42
3.4.3.1 Modèle hyperbolique de Ling et al, 1998 .....	42
3.4.3.2 Modèle en loi de puissance d'Edil et al, 1990 .....	42
3.5 Les modèles bio-mécanique de tassement.....	43
3.5.1 Introduction aux modèles bio-mécanique.....	43
3.5.1.1 Catégories du modèle bio-mécanique .....	43
3.5.1.2 Contributions relatives du tassement mécanique et du tassement biochimique ..	43
3.5.1.3 Paramètres à prendre en compte dans la modélisation .....	44
3.5.2 Modèles biochimiques et application aux déchets .....	44
3.5.2.1 Modèle bio-mécanique de Machado et al, 2008. ....	44
3.5.2.2 modèle Elagroudy et al, 2008. ....	45
3.5.2.3 Modèle bio-mécanique de Hettiarachchi et al, 2007 -2009..	45
3.6 Conclusion.....	46
<b>chapitre 4: Modélisation du comportement mécanique de matériaux déchet</b>	
4.1 Introduction .....	46
4.2 Principe de la résolution numérique dans du logiciel FLAC <sup>2D</sup> .....	46
4.2.1 Domain d'application .....	47
4.3 La méthode des différences finies .....	47
4.3.1 Comparaison avec d'autres méthodes numériques .....	49
4.4 Schéma de résolution explicite.....	50
4.4.1 Equation du mouvement.....	51
4.4.2 Types de sollicitation.....	53
4.5 Les modèles de fluage inclus dans le logiciel flac .....	53
4.5.1 Introduction .....	53
4.5.2 Un modèle viscoélastique classique (a classical viscoelastic model).....	54
4.5.3 Une loi de puissance à deux composants (a two-component power law) .....	54

## SOMMAIRE

---

4.7.4 Une loi de fluage de référence pour les études d'isolement des déchets nucléaires a reference creep formulation (the WIPP model for nuclear-waste isolation studies) .....	55
4.5.5 Le model visco-plastique Burgers-Creep (a Burgers-creep viscoplastic model combining the Burgers-creep model and the Mohr-Coulomb model) .....	57
4.5.6 Le model Visco-plastique WIPP-Creep (à WIPP-creep viscoplastic model combining the WIPP model and the Drucker- Prager model.) .....	61
4.5.6 Un modèle constitutif sel écrasé (a crushed-salt constitutive model).....	63
4.6 Modélisation et les résultats obtenus.....	65
4.6.1 L'essai triaxial .....	65
4.6.2 Test de cisaillement triaxial non détérioré consolidé .....	65
4.6.3 Poids volumique .....	67
4.6.4 Paramètres élastiques: le module de Young et le coefficient de Poisson.....	68
4.6.5 Comportement à la rupture : cohésion et angle de frottement.....	73
4.6.6 Essai triaxiale non drainé.....	77
4.6.6.1 Déchets frais .....	77
4.6.6.2 Déchet ancien.....	82
4.6.7 Essai triaxiale drainé.....	88
4.6.8 L'essai oedométrique.....	91
4.6.8.1 Description d'essais (2000 – 2003).....	91
4.6.8.2 Analyse des tassements primaires et secondaire selon olivier, 2003.....	92
4.9 Conclusion.....	93
Conclusion générale .....	94

## Liste des figures

### **Chapitre 1**

- Figure 1.1 : La production de déchets dans le monde..... 6
- Figure 1.2 : traitement de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine en 2007 (Huang et al. 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; EEA, 2009). \*Pour la Chine : données 2003, pour les Etats-Unis : données 2006..... 9

### **Chapitre 2**

- Figure 2.1 : constituant du matériau déchet ..... 12
- Figure 2.2 : composition typique de quelques déchets produits de par le monde (Manassero et al. 1997)..... 14
- Figure 2.3 Exemple d'une granulométrie grossière (Reddy et al. 2009) ..... 15
- Figure 2.4 : Description des états sec, solide et humide du déchet ..... 18
- Figure 2.5 : différentes phases composant le déchet et leur évolution en fonction de la biodégradation (Gourc et al. 2010)..... 19
- Figure 2.6 : Description des états sec, solide et humide du déchet ..... 22
- Figure 2.7 : Evolution de la composition du biogaz au cours de la biodégradation (Pohland et ..... 25

### **Chapitre 3**

- Figure 3.1 : Construction typique de colonne de déchet ..... 27
- Figure 3.2 : phases du tassement d'une couche de déchet en fonction du temps d'après l'approche de Grisolia et al, (1995)..... 28
- Figure 3.3 : Evolution de la hauteur d'un casier de stockage au cours du temps..... 31
- Figure 3.4 : illustration de la consolidation primaire d'après la théorie de Terzaghi (1943)... 33
- Figure 3.5 : Allure générale du tassement modélisé par Edgers et al (1992)..... 35
- Figure 3.6: représentation de la hauteur de la colonne de déchet et le temps de construction 37
- Figure 3.7 : Courbe vierge isotrope et courbe réversible (a) et ligne d'état critique (LEC) et courbe d'état critique (CEC) du modèle Cam-Clay modifié (b) ..... 38
- Figure 3.8 : Représentation du modèle rhéologique de Gibson et Lo (1961) ..... 40

### **Chapitre 4**

- Figure 4.1 : Procédé général de résolution des problèmes en géotechnique selon FLAC<sup>2D</sup> .... 48
- Figure 4.2 : Séquence de calcul générale (Billiaux ; 1993)..... 50
- Figure 4.3 : Modèle de Kelvin-Voigt. .... 57
- Figure 4.4 : Modèle de Maxwell. .... 58

Figure 4.5 : représentation de modèle Burgers-Creep.....	61
Figure 4.6 : les étapes de calcul.....	66
Figure 4.7 : la variation des paramètres élastiques en fonction de profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets utilisés dans cette étude (Tano et al, 2016).....	69
Figure 4.8 : La variation du poids unitaire en fonction de la profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets (Tano B.F.G et al, 2016) .....	70
Figure 4.9 : Courbes type contrainte tangentielle – déformation tirées d’essais triaxiaux .....	72
Figure 4.10 : Valeurs des paramètres à l’état limite $c$ et $\phi$ tirées de la littérature (Gotteland et al.).....	74
Figure 4.11 : la variation de la cohésion (a) et l'angle de friction (b) en fonction de la profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets (Tano et al, 2016) .....	75
Figure 4.12 : La variation de la déviatorique $q$ (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais .....	77
Figure 4.13 : la variation de la pression interstitielle $U$ (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais.....	77
Figure 4.14: La variation de la déviatorique $q$ (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais .....	78
Figure 4.15: la variation de la pression interstitielle $U$ (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais .....	78
Figure 4.16 : La variation de la déviatorique $q$ (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais .....	78
Figure 4.17 : la variation de la pression interstitielle $U$ (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais.....	79
Figure 4.18 : La variation de module de cisaillement en fonction de la profondeur $z(m)$ pour le déchet frais .....	79
Figure 4.19 : La variation du coefficient de gonflement en fonction de la profondeur $z$ (m) pour le déchet frais .....	80
Figure 4.20 : La variation de l’angle de frottement en fonction de la profondeur $z(m)$ pour le déchet frais .....	80
Figure 4.21 : La variation de la cohésion en fonction de la profondeur $z(m)$ pour le déchet frais.....	81
Figure 4.22 : La variation de la déviatorique $q$ (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien.....	81

Figure 4.23 : la variation de la pression interstitielle U (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien .....	82
Figure 4.24: La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien.....	82
Figure 4.25: la variation de la pression interstitielle U (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien.....	82
Figure 4.26 : La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien.....	82
Figure 4.27 : la variation de la pression interstitielle U (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien .....	82
Figure 4.28 : La variation de module de cisaillement en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet ancien.....	84
Figure 4.29 : La variation du coefficient de gonflement en fonction de la profondeur z (m) pour le déchet ancien.....	84
Figure 4.30 : La variation de l'angle de frottement en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet ancien.....	84
Figure 4.31 : La variation de la cohésion en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet ancien .....	85
Figure 4.32: La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%)..	88
Figure 4.33: La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%)..	88
Figure 4.34: La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%)..	89
Figure 4.36 Evolution du tassement en fonction de la contrainte verticale .....	91
Figure 4.36 : Compression primaire du déchet (phase de chargement) .....	92

## Liste des tableaux

### **Chapitre 1**

Tableau 1.1: types de déchets (Ademe, 2009a).....	6
---	---

### **Chapitre 2**

Tableau 2.1 : Classification des déchets proposée par Landva et Clark ,1990 .....	15
Tableau 2.2 : Classification des déchets en fonction de leur vitesse de dégradation .....	16
Tableau 2.3 : Classification des déchets proposée par Grisolia et al,1995 .....	16
Tableau 2. 4 : valeurs de masse volumique humide relevées dans la littérature .....	17
Tableau 2.5 : valeurs de porosités totales nt relevées dans la littérature.....	18
Tableau 2.6: valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de lixiviats relevées dans la littérature .....	21
Tableau 2.7 : valeurs de perméabilités à saturation Ksat relevées dans la littérature. ....	23
Tableau 2.8 : Viscosité dynamique de l'eau à différentes températures .....	24

### **Chapitre 3**

Tableau 3.1 : mécanismes et facteurs contrôlant le tassement de déchets .....	31
Tableau 3.2 : Récapitulatif des coefficients CR calculés à partir d'expérimentations de terrain .....	35
Tableau 3.3 : Valeurs des paramètres de temps du modèle de Sowers ,1973 .....	36

### **Chapitre 4**

Tableau 4.1: comparaison entre les méthodes explicites et implicites (candall, 1981).....	52
Tableau 4.2 : Notation pour la formulation WIPP .....	56
Tableau 4.3: Diverses valeurs publiées du poids unitaire des déchets.....	67
Tableau 4.4: Diverses valeurs publiées des paramètres élastiques des déchets (Tano et al, 2016).....	68
Tableau 4.5: les valeurs calculées de z et E et v et K, G .....	72
Tableau 4.6 : Diverses valeurs publiées de l'angle de cohésion et de frottement des déchets (Tano et al, 2016) .....	75
Tableau 4.7 : les valeurs calculées de c et $\phi$ , z, $\gamma$ .....	76
Tableau 4.8 : plage des valeurs des paramètres de modèle CVISC calé par les essais triaxiaux non drainés .....	85
Tableau 4.9: les paramètres de modèle CVISC d'essai triaxiale drainé .....	88
Tableau 4.10: plage des valeurs des paramètres de modèle CVISC calé par les essais triaxiaux drainés.....	89
Tableau 4.11 : plage des valeurs totale des paramètres de modèle CVISC l'essai triaxiaux..	90

Tableau 4.12: Spécificité de l'essai .....	90
Tableau 4.13 : évaluations de coefficient de compression primaire le long de chemin de contrainte .....	91
Tableau 4.14: les paramètres de modèle CVISC d'essai oedomètre.....	93
Tableau 4.15 : plage des valeurs finale des paramètres de modèle CVISC .....	93

### La Liste Des Notations

Symbole	Désignation	Unité
$M_h$	la masse totale humide	kg
$M_w$	La masse d'eau	kg
$V_t$	volume total	m <sup>3</sup>
$\rho_h$	la masse volumique apparente	Mg/ m <sup>3</sup>
$\rho_d$	la masse volumique sèche	Mg/ m <sup>3</sup>
$\rho_s$	la masse volumique solide	Mg/m <sup>3</sup>
n	La porosité	[-]
nt	Porosité totale	[-]
no	Porosité ouverte ou inter-particulaire	[-]
ne	Porosité efficace ou de drainage	[-]
$k_{sat}$	La perméabilité	(m/s)
$q$	le débit liquide spécifique	M <sup>3</sup> /s.m <sup>2</sup>
$H$	la perte de charge hydraulique	m
$L$	Longueur, distance	m
$rL$	la masse volumique de lixiviats	Mg/m <sup>3</sup>
$hl$	La viscosité dynamique de l'eau	Pa.s
$sL$	La tension superficielle	[-]
$\rho_G$	Masse volumique du biogaz	Mg/m <sup>3</sup>
$M_G$	la masse molaire	g/mol
$T$	la température	[°]
$P_G$	la pression de gaz.	kPa
$\eta_G$	la viscosité dynamique du biogaz	Pa.s
$\sigma_V$	contrainte verticale	kPa
$\sigma'$	contrainte effective	kPa
$\varepsilon_1$	Le tassement primaire	m
$x$	paramètre lié au degré de saturation	[-]
$C_R$	le coefficient de compression primaire	[-]
$\sigma'_{pc}$	contrainte de pré consolidation du déchet	kPa
$\varepsilon_2$	le tassement secondaire	m
$C_{\alpha\varepsilon}$	Le coefficient de compression secondaire	[-]



$t_1$	le temps correspondant à la fin de la consolidation primaire	jours
$t_B$	le temps correspondant au début du tassement induit par la biodégradation	jours
$H_{ref}$	hauteur de référence	m
$b$	le coefficient de fluage mécanique	[-]
$c$	la constante de vitesse pour fluage mécanique	[-]
$t'$	le temps écoulé depuis l'application de l'augmentation de contrainte.	jours
$t''$	le temps écoulé depuis le placement du déchet dans la décharge	jours
$a$	l'inverse d'un module oedométrique	$KPa^{-1}$
$b$	paramètre de compression secondaire	KPa
$\lambda/b$	taux de compression secondaire	$jours^{-1}$
$\varepsilon_{fin}$	le tassement ultime de la colonne de déchets	m/m
$m$	la compressibilité du déchet	$KPa^{-1}$
$t_r$	temps de référence introduit par souci d'homogénéité	jours
$n$	le taux de compression	$jours^{-1}$
$\alpha^*$	taux de dégradation	[-]
$M_{so}$	la masse de solide organique contenue dans le déchet	Kg
$\rho_s$	la masse volumique du solide	t/m <sup>3</sup>
$\rho_{sp}$	la masse volumique du solide et du solide organique	t/m <sup>3</sup>
$M_S^0$	la masse de solide totale initiale dans le déchet	Kg
$V^0$	volume total initial du déchet	$m^3$
$k$	Coefficient de gonflement	KPa
$G$	Module de cisaillement	KPa
$c$	La cohésion	KPa
$\varphi$	Angle de frottement	[°]

## Remarque

Par souci de clarté, les notations spécifiques à un modèle, une méthode pratique ou encore un dispositif instrumental spécifique, non réutilisées en dehors de la présentation de ce dernier et considérées comme non fondamentales, n'ont pas été incorporées dans la liste ci-dessus.

## La Liste des Abréviations

<b>Abréviation</b>	<b>Désignation</b>
<b>DD</b>	<b>D</b> échets <b>D</b> angereux
<b>DND</b>	<b>D</b> échets <b>N</b> on <b>D</b> angereux
<b>DI</b>	<b>D</b> échets <b>I</b> ntertes
<b>PCB</b>	<b>P</b> oly <b>C</b> hloro <b>B</b> iphenyles
<b>DIB</b>	<b>D</b> échets <b>I</b> ndustriels <b>B</b> anals
<b>DIS</b>	<b>D</b> échets <b>I</b> ndustriel <b>S</b> péciaux
<b>D.T.Q.D</b>	<b>D</b> échets <b>T</b> oxiques en <b>Q</b> uantité <b>D</b> ispersée
<b>D.A.S.R.I</b>	<b>D</b> échets résultant d'Activités de Soins à <b>R</b> isques <b>I</b> nfectieux
<b>DEEE</b>	<b>D</b> échets d' <b>E</b> quipements <b>E</b> lectriques et <b>E</b> lectroniques
<b>DM</b>	<b>D</b> échets <b>M</b> unicipaux
<b>OM</b>	<b>O</b> rdures <b>M</b> énagères
<b>SNE</b>	<b>S</b> tratégie <b>N</b> ationale <b>E</b> nvironnementale
<b>PNAE-DD</b>	<b>P</b> lan <b>N</b> ational d'Actions <b>E</b> nvironnementales et du <b>D</b> éveloppement <b>D</b> urable
<b>CET</b>	<b>C</b> entres d' <b>E</b> nfouissement <b>T</b> echnique
<b>ISDND</b>	<b>I</b> nstallation <b>S</b> tockage de <b>D</b> échets <b>N</b> on <b>D</b> angereux
<b>TMB</b>	<b>T</b> raitement <b>M</b> écano- <b>B</b> iologique
<b>OMR</b>	<b>O</b> rdures <b>M</b> énagères <b>R</b> ésiduelles
<b>CSR</b>	<b>C</b> ombustible <b>S</b> olide de <b>R</b> écupération
<b>FFOM</b>	<b>F</b> raction <b>F</b> ermentescible des <b>O</b> rdures <b>M</b> énagères
<b>COV</b>	<b>C</b> ompose <b>O</b> rganique <b>V</b> olatile
<b>EDP</b>	<b>E</b> quation de <b>D</b> érivé <b>P</b> artielle
<b>MEF</b>	<b>M</b> éthode des <b>E</b> léments <b>F</b> inis

## **Résumé**

Le déchet est un matériau déformable. Une conséquence observable de cette déformation est le tassement, les tassements totaux peuvent atteindre de 25% à 50% de la hauteur initiale du massif (Wall and Zeiss, 1995).

Cette étude dont le titre est « **le comportement mécanique de matériaux déformable** » ce matériau est « le déchet ». L'objectif de notre étude est de chercher un modèle qui prédit le comportement du matériau déchet dans le temps (la vie de l'installation). Pour la simulation numérique on a utilisé le modèle CVISC implémenté dans le logiciel FLAC.

Le modèle est calé (déterminations des plages des paramètres du modèle) à l'aide des essais triaxiaux non drainés et drainés ainsi que les essais oedométriques. L'hétérogénéité du matériau essentiellement avec la profondeur est prise en compte en variant les paramètres ( $G$ ,  $K$ ,  $\gamma$ ,  $\nu$ ) avec la profondeur et se référant au travail du Tano et al (2016) avec l'adaptation de ces paramètres pour obtenus des résultats plus proches aux résultats expérimentaux de Reddy et al (2009).

La modélisation de l'essai oedomètre est basé sur les plages des valeurs de l'essai triaxial et aux essais oedométriques réalisés par Olivier, 2003.

Enfin à près les derniers essais on a déterminé les plages de valeurs des paramètres du modèle CVISC pour le matériau déchet.

## **Mots clés**

FLAC<sup>2D</sup> – Comportement mécanique – CVISC – Modélisation.

**Abstract:**

The waste is a deformable material. An observable consequence of this deformation is settlement. Total settlements can reach 25% to 50% of the initial height of the massif (Wall and Zeiss, 1995).

This study whose title is "the mechanical behavior of déformable materials" this material is "waste". The objective of our study is to look for a model that predicts the behavior of the waste material over time (the life of the installation). For the numerical simulation, the CVISC model implemented in the FLAC software was used.

The model is stalled (model parameter range determinations) using the undrained and drained triaxial tests as well as the oedometer tests. The heterogeneity of the material essentially with the depth is taken into account by varying the parameters ( $G$ ,  $K$ ,  $\gamma$ ,  $\nu$ ) with the depth and referring to the work of Tano and al (2016) with the adaptation of these parameters to obtain results closer to the experimental results of Reddy and al (2009).

The modeling of the oedometer test is based on the ranges of the values of the triaxial test and also on the oedometric tests realized by Olivier, 2003.

Finally, after the last tests, the ranges of values of the parameters of the CVISC model for the waste material were determined.

**Keywords**

FLAC<sup>2D</sup> - Mechanical behavior - CVISC - Modelization -

## ملخص

النفائيات هي مادة قابلة للتشوه. نتيجة لهذا التشوه يحدث ضغط للمادة المكونة للنفائيات الضغط الإجمالي يصل من 25% إلى 50% من الارتفاع الأولي للكتلة (Streit et Zeis.1995) هذه الدراسة تحت عنوان "السلوك الميكانيكي للمواد المتشوهة" الخاصة بالنفائيات. الهدف من دراستنا هو العثور على النموذج الذي يتنبأ بسلوك النفائيات خلال الزمن (مدة التخزين). من أجل المحاكاة العددية استعملنا نموذج CVISC المنفذ في برنامج FLAC قربنا النموذج (تعيين مجال قيم النموذج) بالاستعانة بتجربة triaxiaux non drainés et drainés بالإضافة لتجربة oedomètre. نأخذ بعين الاعتبار عدم تجانس المادة الأساسية مع العمق , نقوم بتغيير القيم ( $\nu$ ،  $\gamma$ ،  $K$ ،  $G$ ) مع العمق إستنادا إلى مرجع العمل Tano et al,2016 مع تكييف القيم لإعطاء نتائج قريبة من النتائج التجريبية Reddy et al,2009 تصميم تجربة oedomètre استنادا إلى مجال قيم اختبار triaxial و تجربة oedomètre المنفذة من طرف Olivier et al,2003 في النهاية, من خلال التجارب الأخيرة قمنا بتعيين مجال لقيم النموذج CVISC من أجل النفائيات.

## الكلمات المفتاحية

FLAC<sup>2D</sup> - السلوك الميكانيكي - CVISC - تصميم

## INTRODUCTION GENERALE

Le mot déchet est un terme générique désignant des types de matériaux d'origine et de composition très variables. La composition des déchets varie en effet dans le temps et d'une région à l'autre en fonction du degré de développement et d'urbanisation et du système de collecte.

Dans l'ensemble du document, le terme « déchet », employé souvent de manière générale, concerne les Déchets Non Dangereux (DND) regroupant les déchets ménagers (ou Ordures Ménagères, OM) et assimilés comprenant par exemple les Déchets industriels Banals (DIB), les déchets verts. La production de déchets a augmenté sensiblement sur les dernières dizaines d'années.

Les questions environnementales (gaz à effet de serre, pollution des sous-sols, utilisation des déchets comme source d'énergie, ...), sanitaires (émission d'effluents potentiellement toxiques) et économiques (coût de gestion des sites de traitement des déchets, possible valorisation de ces sites) sont les enjeux majeurs de la gestion des déchets. La gestion des déchets regroupe la collecte, le transport, la valorisation et l'élimination des déchets et, plus largement, toute activité participant de l'organisation de la prise en charge des déchets depuis leur production jusqu'à leur traitement final.

Le déchet est un milieu constitué de trois phases solide, liquide et gazeuse en proportions variables. La phase solide, considérée comme inerte et non déformable pour les sols, comprend dans le cas des déchets un mélange de matière inerte, de matière déformable et de matière dégradable. La phase liquide, quant à elle, est composée de résidus provenant de la décomposition des déchets organiques et d'eau de percolation issue des précipitations. La phase gazeuse enfin est composée d'air et de gaz issus de la décomposition de la matière organique. Le mélange des phases liquides et gazeuses contribue à rendre le comportement du déchet complexe (conditions non saturées).

Les tassements, dont la vitesse (déplacement vertical par unité de temps) tend à décroître au cours du temps, résultent grossièrement de deux actions distinctes : Actions mécaniques (Les actions mécaniques sont en premier lieu liées à l'application de surcharges) et d'actions biochimiques (La décomposition de la matière organique du déchet). Il existe ainsi de nombreux modèles de prédiction du tassement des déchets que l'on peut classer en fonction de leur origine (lois tirées de la mécanique des sols, lois rhéologiques, lois empiriques et modèles biologiques).

En utilisant le logiciel FLAC basé sur la méthode des différences finie pour le effectuer une analyse numérique du comportement mécanique (tassement).

Dans le premier chapitre, nous représenterons tout d'abord la synthèse bibliographique sur la thématique générale de la gestion et du stockage de déchets.

Le deuxième chapitre constitué d'une étude bibliographique qui présente la caractérisation du milieu composé par le matériau déchet.

Dans le troisième chapitre, nous avons effectué une étude sur le comportement mécanique d'un massif de déchet.

Le quatrième chapitre est consacré à la description générale de l'outil de calcul (FLAC<sup>2D</sup>) ainsi que les modèles de comportement utilisés. Le modèle géotechnique établi dans cette étude est présenté. Les résultats obtenus sont également présentés et analysés dans ce chapitre.

Et à la fin une conclusion générale a été faire concernant les méthodes et les résultats obtenus.

## 1.1 Introduction

Ce premier chapitre présente la thématique générale de la gestion et du stockage de déchets. En premier lieu, des définitions des différents types de déchets sont énoncées. Leurs compositions type et les tendances en termes de composition et de production de déchets sont discutées.

La production et le traitement des déchets dans les différents pays montre des schémas de production et de stratégie de gestion des déchets assez différents, en raison notamment de différents contextes économiques, mais aussi du rôle joué par les acteurs du secteur dans chaque pays.

## 1.2 Généralité

### 1.2.1 Définition de déchets

Un déchet est tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son propriétaire destine à l'abandon » .

Une définition au sens économique est donnée comme suit : « un déchet peut se définir comme une marchandise à prix négatif ».

Les déchets se distinguent en trois catégories ; les déchets inertes, les déchets non dangereux et les déchets dangereux (Guillaume Stoltz, 2009).

### 1.2.2 Types de déchets

Les déchets sont généralement classés en fonction de leur provenance et de leur dangerosité. Le critère de dangerosité l'a emporté dans la nouvelle classification européenne des déchets, bien qu'il soit largement superposable au critère de provenance, à quelques exceptions près. On distingue par ordre décroissant de dangerosité et par gisement croissant trois types des déchets :

- les déchets dangereux (DD).
- les déchets non dangereux (DND).
- les déchets inertes (DI).

#### 1.2.2.1 Déchets inertes

Ce sont des déchets qui ne subissent aucunes transformations physiques, chimiques ou biologiques susceptible de porter atteinte à la santé de l'être humain et à son environnement.



**a- Liste informative de déchets inertes**

Autorisés dans la filière de traitement en Polynésie française. Les déchets de plastique, de métaux et de ferrailles, de verre, qui ne présentent plus de matières fermentescibles.

- les refus de tri non fermentescibles et peu évolutifs.
- Les déchets industriels et commerciaux assimilables aux ordures ménagères, non fermentescibles et peu évolutifs.
- les objets encombrants d'origine domestique sans composants fermentescibles et évolutifs.
- les déchets dont la teneur en PCB est inférieure à 50 mg/kg.
- les déblais et gravats non polluants, extraits par fouille du sous- sol

**b- Types de déchets inertes fréquents**

- Béton, briques, tuiles, céramiques (Mono-matériaux ou en mélange).
- Verre.
- Terre et cailloux, gravats.
- Déchets de déconstruction et de démolition (sans substance dangereuse).

**1.2.2.2 Les déchets NON DANGEREUX**

Déchets NON DANGEREUX aussi intitulés DIB «Déchets Industriels Banals»

Ce sont les déchets produits par l'artisanat, l'industrie et le commerce, ces déchets ne présentent pas de caractère toxique ou dangereux mais non inertes.

**a- Liste informative de déchets Non Dangereux ou DIB**

Autorisés dans la filière de traitement en Polynésie :

- les déchets de voirie.
- les déchets industriels et commerciaux banals solides, tels que papiers, cartons, textiles, matières organiques animales.
- les déchets verts.
- les boues provenant de la préparation d'eau potable ou d'eau à usage industriel, dont la siccité est égale ou supérieure à 30 % et qui ne présente aucun caractère toxique.
- les boues de stations d'épuration urbaines dont la siccité est égale ou supérieure à 30%.
- les boues fermentescibles et fortement évolutives de dégrillage.
- lorsqu'ils ne constituent pas des déchets industriels spéciaux.
- les déchets de bois, papier, carton.
- les déchets fermentescibles et fortement évolutifs de l'industrie et de l'agriculture.

**b- Les déchets non dangereux**

- Plastiques
- Papiers, cartons
- Textiles
- Déchets verts
- Bois non traités
- Boues
- pneumatiques

**1.2.2.3 Les déchets dangereux**

Déchets DANGEREUX appelés aussi DIS « Déchets Industriel Spéciaux » lorsqu'ils proviennent des entreprises.

**a- Liste informative de déchets dangereux et/ou DIS**

Autorisés dans la filière de traitement en Polynésie française (annexe 1 du Livre II du code de l'Environnement).

- les déchets industriels spéciaux (D.I.S.).
- les déchets toxiques en quantité dispersée (D.T.Q.D.).
- les déchets toxiques.
- les déchets d'amiante.
- les déchets résultant d'activités de soins à risques infectieux (D.A.S.R.I.).
- les déchets spéciaux d'abattoirs.

**b- Types de déchets dangereux fréquents**

- Résidus d'incinération (suies, poussières, traitement de fumées)
- Résidus de métallurgie (poussières, scores, crasses, boues d'usinage)
- Déchets minéraux de traitement chimique (oxydes et sels métalliques, catalyseurs).
- Résidus de traitement d'effluents industriels (boues, bains, résines...)
- Résidus de sols pollués
- Résidus de peintures, de résines, de vernis ou polymères (sans phase liquide)
- Résidus de recyclable de batteries et accumulateurs
- Déchets de l'industrie électronique appelés également DEEE (circuit s'imprimés, écrans..).
- Matériaux réfractaires et résidus ou rebuts (Polynésie Française, 2017).

Collectivités		Ménages		Entreprises	
Déchets de voirie et des marchés	Déchets verts	Encombrants, déchets verts	Om ou sens strict	DIB collectés avec OM	DIB avec Collecte Spécifique
		OM au sens large			
Déchets municipaux(DM)					
Déchets non dangereux (DND)					

Tableau 1.1: types de déchets (Ademe, 2009a)

### 1.2.3 Les données sur les déchets dans le monde

Chaque mois, un occidental produit en moyenne l'équivalent de son poids en déchets. C'est deux fois plus que ce que génère un citoyen de la Chine ou du Brésil et trois fois plus qu'un résident du continent africain. Mais ces derniers pourraient bien le rattraper dans quelques années.

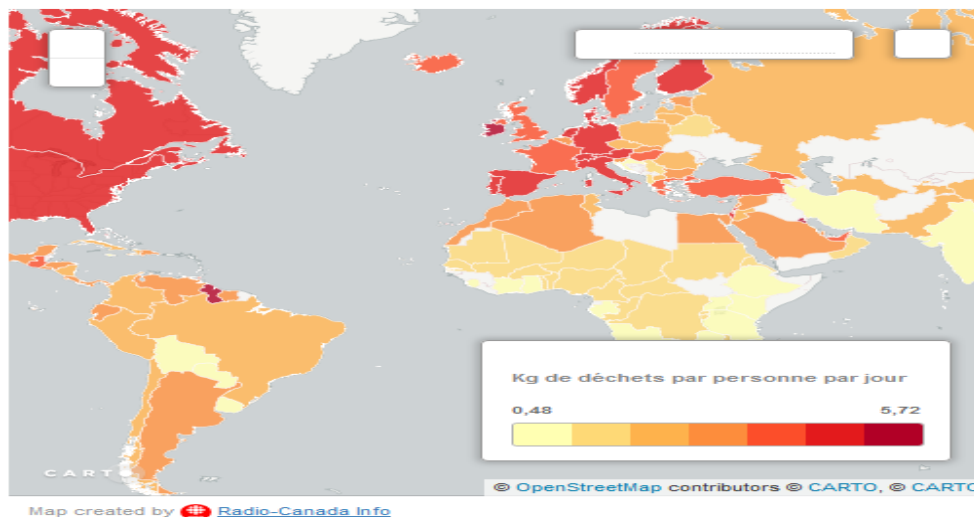


Figure 1.1 : La production de déchets dans le monde

- Ce sont quelques 2,7 milliards de tonnes de déchets municipaux qui sont générés chaque année par les 27 pays de l'Union Européenne (estimation Eurostat 2006). En 2007, dans les 27 pays de l'UE, chaque individu produit en moyenne 522 kilogrammes de déchets par an. Ce chiffre connaît, depuis 1996, une faible augmentation avec de légères fluctuations.
- La « Plaque de déchets du Pacifique nord », qui est constituée de déchets de plastique, s'étend sur une superficie de plus de 2700 kilomètres de long en pleine mer.

- En France, 868 millions de tonnes de déchets ont été produites en 2006. Parmi ces déchets, la part des ordures ménagères a doublé en 40 ans. Les bureaux en chiffres et en France : 19 millions d'emploi de bureau en France avec 1,45 millions de tonnes de déchets papier, soit 75 kg de déchets papier par employé et par an.
- Une projection de l'Agence Européenne de l'Environnement (2007) prévoit une augmentation de 33% d'ici à 2030 de la production de déchets municipaux dans les quinze états membres les plus anciens de l'UE. Cependant, au sein des nouveaux Etats membres, cette croissance atteindrait 66%.

### **1.3 Gestion des déchets**

#### **1.3.1 Définition :**

La gestion des déchets est une branche de la rudologie appliquée, c'est la collecte, le transport, le traitement (le traitement de rebut), la réutilisation ou l'élimination des déchets, habituellement ceux produits par l'activité humaine, afin de réduire leurs effets sur la santé humaine, l'environnement, l'esthétique ou l'agrément local. L'accent a été mis, ces dernières décennies, sur la réduction de l'effet des déchets sur la nature et l'environnement et sur leur valorisation (Ademe, 2005 b).

#### **1.3.2 La gestion des déchets en Algérie**

La politique de gestion des déchets s'inscrit dans la Stratégie nationale environnementale (SNE), ainsi que dans le Plan national d'actions environnementales et du développement durable (PNAE-DD) qui s'est concrétisée par la promulgation de la loi 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, traitant des aspects inhérents à la prise en charge des déchets, et dont les principes sont :

- la prévention et la réduction de la production et de la nocivité des déchets à la source.
- l'organisation du tri, de la collecte, du transport et du traitement des déchets. la valorisation des déchets par leur réemploi et leur recyclage.
- le traitement écologiquement rationnel des déchets.
- l'information et la sensibilisation des citoyens sur les risques présentés par les déchets et leurs impacts sur la santé et l'environnement.

##### **1.3.2.1 Programme national de gestion des déchets solides municipaux**

Une démarche pragmatique pour améliorer la gestion des déchets ménagers, le programme initié par le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, est une démarche intégrée et graduelle de la gestion de ce type de déchets et s'inscrit en droite ligne dans la

mise en œuvre de la politique environnementale urbaine. Le Programme vise à éradiquer les pratiques de décharges sauvages, à organiser la collecte, le transport et l'élimination des déchets solides municipaux dans des conditions garantissant la protection de l'environnement et la préservation de l'hygiène du milieu par notamment la réalisation, l'aménagement et l'équipement de centres d'enfouissement technique (CET) dans l'ensemble des wilayas.

### **1.3.2.2 Plan national de gestion des déchets spéciaux**

Le plan est un outil de gestion, de planification et d'aide à la décision qui, partant de l'état actuel de la situation en matière de gestion des déchets spéciaux dégage des solutions diverses et adaptées pour le traitement de ce type de déchets. Le Plans est établi pour une période de (10) dix années, Il est révisé chaque fois que les circonstances l'exigent, sur proposition du Ministre chargé de l'environnement ou à la demande de la majorité des membres de la commission chargée de son élaboration.

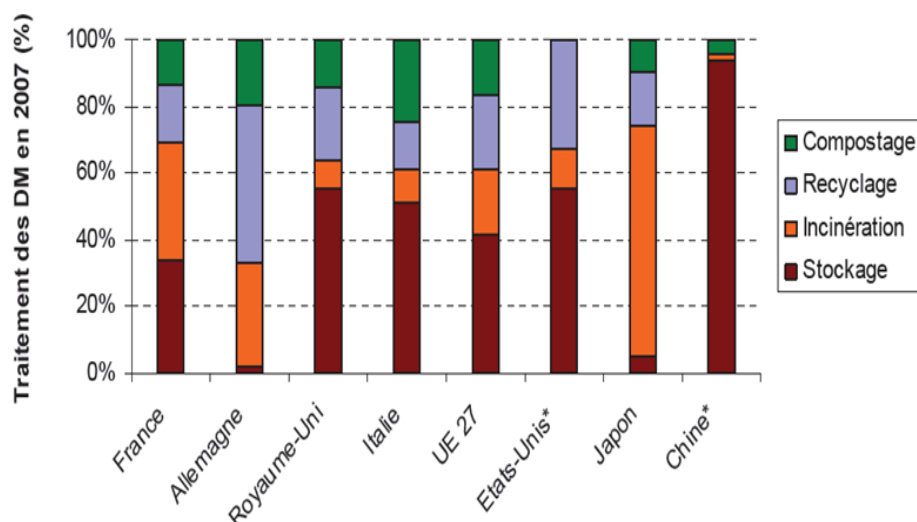
Le Plan a été mis en place sur la base du cadastre national qui découle de l'inventaire national des déchets spéciaux. Ce dernier, véritable outil de connaissance et de suivi de l'évolution de la production des déchets spéciaux, sert de base à l'élaboration du Plans.

## **1.4 Les modes de traitements des déchets**

### **1.4.1 Traitement des déchets municipaux dans le monde**

Le stockage des déchets reste la première filière de traitement et d'élimination des déchets dans le monde (Arigala et al. 1995; Durmusoglu et al. 2005; Bertolini, 2005 ; Bilgili et al. 2007). Toutefois, le « stockage » dont il est ici question prend des formes très variables selon les pays, et peut aller d'un simple dépôt sauvage des ordures à un stockage en ISDND tel qu'on le connaît dans les pays industrialisés. Par exemple, en Chine, seuls 50% des OM collectées étaient traitées selon les standards des pays industrialisés en 2003 (Huang et al, 2006). De plus, une quantité importante des flux est difficile à estimer car la réutilisation ou le « recyclage » artisanal restent très importants dans certains pays en développement.

La Figure 1.2 renseigne sur le traitement de déchets municipaux (DM) dans quelques pays importants de l'Union Européenne (UE), des Etats-Unis, du Japon et de la Chine. 4 Ces statistiques, émises par Eurostat pour les pays de l'UE, portent sur d'autres données que les statistiques présentées précédemment où l'on constatait une stagnation de la production d'OM en France (Mattias Staub, 2010).



*Figure 1.2 : traitement de DM pour quelques pays de l'UE, les Etats-Unis, le Japon et la Chine en 2007 (Huang et al. 2006 ; EPA, 2008 ; OECD, 2008 ; EEA, 2009). \*Pour la Chine : données 2003, pour les Etats-Unis : données 2006*

## 1.4.2 Les méthodes de traitement des déchets

### 1.4.2.1 sites d'enfouissement

Stocker les déchets dans une décharge est la méthode la plus traditionnelle pour s'en débarrasser et encore la plus courante dans la plupart des pays. Historiquement, les décharges étaient souvent établies dans des carrières, des mines ou des trous d'excavation affectés. Utiliser une décharge qui minimise les impacts sur l'environnement peut être une solution saine et à moindre coût pour stocker les déchets.

Les anciennes carrières ou celles mal gérées peuvent avoir de forts impacts sur l'environnement, comme l'éparpillement des déchets par le vent, l'attraction des vermines et les polluants comme les lixiviats qui peuvent s'infiltrer et polluer les nappes phréatiques et les rivières.

Les caractéristiques d'une décharge moderne sont des méthodes de rétention des lixiviats, tels que des couches d'argile ou des bâches plastiques. Les déchets entreposés doivent être compactés et recouverts pour éviter d'attirer les souris et les rats et éviter l'éparpillement. Beaucoup de décharges sont aussi équipées de systèmes d'extraction des gaz installés après le recouvrement pour extraire le gaz produit par la décomposition des déchets. Ce biogaz est souvent brûlé dans une chaudière pour produire de l'électricité ou de la chaleur.

### 1.4.2.2 Incinération

L'incinération est le processus de destruction d'un matériau en le brûlant. L'incinération est connue pour être une méthode pratique pour se débarrasser des déchets contaminés, comme les déchets médicaux biologiques. L'incinération est une des façons de récupérer de l'énergie à partir des déchets. D'autres façons de récupérer de l'énergie à partir de déchets sans

directement les brûler sont la fermentation, la pyrolyse et la gazéification), qui utilisent aussi l'exposition des déchets à haute température pour les traiter thermiquement.

L'incinération permet la récupération du métal et de l'énergie des déchets solides comme le stockage adapté des résidus solides (mâchefers) et la réduction du volume des déchets.

L'incinération produit aussi une grande quantité de résidus solides (mâchefers) qui doivent être éliminés en décharge ou faire l'objet d'un traitement si une valorisation en technique routière est envisagée.

#### 1.4.2.3 Compostage et fermentation

Les déchets organiques, comme les végétaux, les restes alimentaires ou le papier, sont de plus en plus valorisés en compost et/ou en biogaz. Ces déchets sont déposés dans un bac à compost ou un digesteur pour contrôler le processus biologique de décomposition des matières organiques et neutraliser les agents pathogènes.

La pratique du compostage varie du simple tas de compost de végétaux dans le cas du compostage domestique à un processus automatisé dans le cas d'une plateforme industrielle. C'est un processus biologique aérobie (en présence d'oxygène). Sous l'action des bactéries et organismes du sol, les bios déchets sont transformés en compost, utilisable en agriculture et pour le jardinage.

#### 1.4.2.4 Traitement mécano-biologique

Le traitement mécano-biologique (TMB) est une technique qui combine un tri mécanique et un traitement biologique de la partie organique des ordures ménagères résiduelles (OMR ou OMr).

La partie « mécanique » est une étape de tri des éléments contenus dans les OMR. Cela permet de retirer certains éléments recyclables du flux de déchets (tels les métaux, les plastiques et le verre) ou de les traiter de manière à produire un combustible à haute valeur calorifique nommé combustible solide de récupération (CSR) ou combustible dérivé des déchets qui peut être utilisé dans les fours des cimenteries ou les centrales électriques. Les systèmes qui sont prévus pour produire des *RDF* incluent aussi les processus Herhof et Ecodeco.

La partie « biologique » permet de traiter la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) par compostage ou méthanisation-compostage. Dans le premier cas, seul du compost est produit. Dans le second, il y a production de biogaz et de compost par compostage du digeste (résidu du processus de méthanisation).

#### 1.4.2.5 Pyrolyse et gazéification

La pyrolyse et la gazéification sont deux méthodes liées de traitements thermiques où les matériaux sont chauffés à très haute température et avec peu d'oxygène. Ce processus est typiquement réalisé dans une cuve étanche sous haute pression. Transformant les matériaux en énergie cette méthode est plus efficace que l'incinération directe, plus d'énergie pouvant être récupérée et utilisée.

La pyrolyse des déchets solides transforme les matériaux en produits solides, liquides ou gazeux. L'huile pyrolytique et les gaz peuvent être brûlés pour produire de l'énergie ou être raffinés en d'autres produits. Les résidus solides (charbon) peuvent être transformés plus tard en produits tels les charbons actifs.

La gazéification est utilisée pour transformer directement des matières organiques en un gaz de synthèse appelé syngaz composé de monoxyde de carbone et d'hydrogène. Ce gaz est ensuite brûlé pour produire de l'électricité et de la vapeur. La gazéification est utilisée dans les centrales produisant de l'énergie à partir de la biomasse pour produire de l'énergie renouvelable et de la chaleur. Peuvent donc être introduits directement dans le four, ce qui permet la production à grand volume (Ben Ammar S, 2006).

### 1.5 Conclusion

Le déchet est un milieu polyphasique constitué de solide, liquide et gaz en proportions variables. La phase solide est considérée comme inerte et non déformable pour les sols il peut séparer schématiquement en 3 catégories (matière inerte, matière déformable et matière décomposable). La phase liquide est composée de résidus liquides provenant de la décomposition des déchets organiques et d'eau de percolation provenant des précipitations. En fin la phase gazeuse est composée d'air et de gaz essentiellement organiques ou azotés issus de la décomposition de la matière organique.



## 2.1 Introduction

Ce second chapitre présente la caractérisation du milieu hétérogène granulométrie étalée (avec une matrice poreuse triphasique) déformable et évolutive composé par le matériau déchet.

Le déchet est un milieu triphasique constitué de solide, liquide et gaz en proportions variables. Pour l'approche bio-hydro-mécanique le déchet est assimilé à un milieu poreux aux propriétés hétérogènes dans le temps et dans l'espace pour chacune des trois phases. Sa spécificité par rapport aux études de milieux poreux en mécanique ou en hydrologie des sols est due aux phénomènes de biodégradation d'une partie de sa matière organique par les microorganismes.

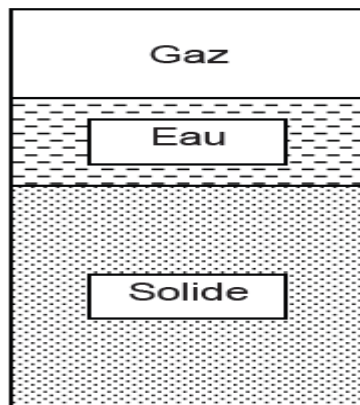


Figure 2.1 : constituant du matériau déchets

## 2.2 Propriétés de la phase solide

Dans la présente étude le terme (solide) a le même sens que (sec) ; la phase solide correspond donc à la matière sèche. Considérée comme indéformable et inerte dans le temps pour les sols, elle ne l'est pas dans le cas des déchets. Les éléments constitutifs du déchet sont de nature, de taille et de forme très différente. Certains éléments sont déformables sous compression mécanique (cartons, emballages, etc.) et d'autres quasiment indéformables (bois, verre, métaux, pierres, etc.). De plus la fraction organique biodégradable va être transformée en gaz et/ou en molécules minérales par l'intermédiaire de toute une flore microbienne. La composition de la phase solide évoluée ainsi par ces phénomènes de biodégradation.

### 2.2.1 Composition

La composition des DND est très variable, donc difficilement caractérisable et dépend de plusieurs facteurs comme :

- la provenance des déchets (type d'habitat ou d'industrie, du degré de développement, du système de collecte, etc.).
- la saison (été ou hiver).
- des habitudes de consommation de produits alimentaires ou non (qui évoluent avec le temps).
- des réglementations locales ou nationales sur les types de déchets admis en ISDND (Boues, OM, DIB).
- des méthodes de gestion locales des déchets (collectes sélectives, tris préalables des déchets ménagers spéciaux, des déchets verts, des encombrants, etc.), Dans le cadre de l'approche bio-hydro-mécanique, la composition donnée des informations qualitative intéressantes :
- La proportion d'éléments fortement déformables (papiers, plastiques en feuilles, textiles, etc.) Et celle d'éléments très peu déformables voire rigides (particules de sol naturel, gravats, verre, céramiques, métaux, plastiques durs, bois, etc.).

Renseignent sur le comportement mécanique initial du déchet sous compression (Tassement primaire).

- La proportion de matière dégradable peut être mise en lien avec le comportement mécanique à long terme du déchet sous compression (tassement secondaire). En effet la décomposition de la fraction moyennement biodégradable (papiers/cartons) conduit en partie au tassement secondaire.
- La proportion de « nappes » plastiques est un facteur important de la perméabilité des déchets et donc des écoulements de lixiviats et de biogaz notamment pour les couches de déchets fortement comprimées.
- La proportion d'éléments fibreux (plastiques et textiles) a une forte influence sur le comportement des déchets en cisaillement (rôle de renforcement) et est donc une donnée essentielle pour la stabilité de talus de casiers. Toutefois, la composition du déchet reste difficilement utilisable de manière directe et quantitative dans l'approche bio-hydro-mécanique. Elle est surtout destinée à différencier des types de déchets aux comportements différents et/ou sera un bon marqueur d'état de dégradation dans le cas d'une étude de tassements secondaires sous compression (comparaison entre composition initiale et composition finale) (Guillaume Stoltz, 2009).

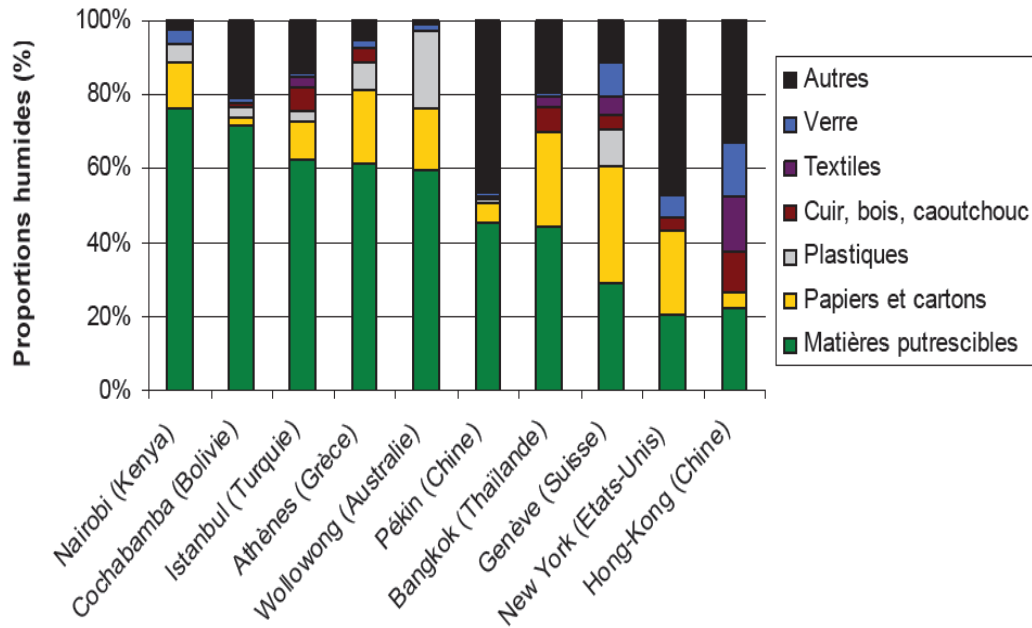


Figure 2.2 : composition typique de quelques déchets produits de par le monde (Manassero et al, 1997)

### 2.2.2 Granulométrie et structure des déchets

La structure initiale des déchets est acquise au moment de leur dépôt dans l'alvéole. Le déchet d'un casier est hétérogène et anisotrope dans les plans horizontaux et verticaux. En raison des méthodes de dépôt et de compactage par couches, une forte stratification horizontale peut être observée (Bellenfant, 2001).

On considère généralement pour simplifier que l'anisotropie dans le plan horizontal est négligeable devant l'anisotropie dans le plan vertical, et de plus une forte stratification horizontale peut être observée (Bendz et al, 1997). En plus de la variabilité spatiale, la géométrie interne d'un casier a aussi une variabilité temporelle, due aux processus de dégradation. La structure des déchets jeunes est grossière, mais au cours de la dégradation il y a tassement et la porosité diminue (Bellenfant, 2001).

La structure du milieu est en relation étroite avec sa granulométrie (Stoltz, 2009). La granulométrie est évaluée par le classement des particules en fonction de leur diamètre maximum ( $D_{max}$ ) ou de leur diamètre moyen. Très étudiée en mécanique des sols, parce qu'elle donne une bonne idée de l'homogénéité du milieu, elle reste difficile à comparer d'un déchet à l'autre car il n'existe pas de norme pour la déterminer, ce qui complique son utilisation comme indicateur (Berthe, 2006). De plus, sa mise en œuvre est moins aisée pour les déchets que pour les sols de par la nature non sphérique des constituants (Chenu, 2007 ; Stoltz, 2009).

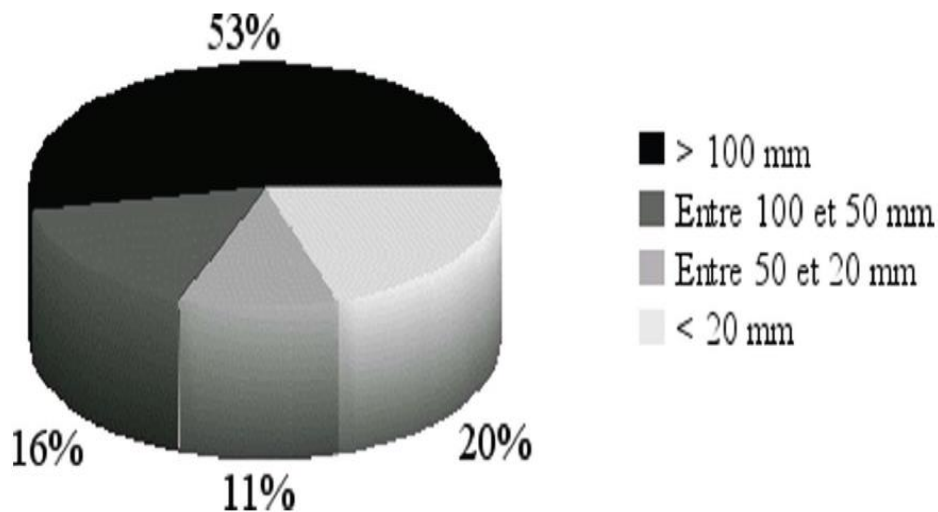


Figure 2.3 Exemple d'une granulométrie grossière (Reddy et al, 2009)

### 2.2.3 Classifications de déchet (Classification multicritères)

#### 2.2.3.1 Le but de classification

Le but de la classification est d'avoir une idée à partir de caractéristiques de base d'un matériau (taille ou forme des particules, nature des composants...), de son comportement physique global. La classification de déchets est un problème complexe et il n'existe pas encore de classification universelle (Olivier, 2003).

#### 2.2.3.2 Types de classification

Il existe trois types de classification :

- Le premier type de classification consiste à subdiviser le déchet suivant ses fractions minérale ou organique. Cette méthode est proposée par Landva et Clark ,1990 ou chaque fraction en quatre sous-catégories (Tableau 2.1).

Catégorie	Sous-catégorie	Déchets
Organique	Putrescible (rapidement dégradable)	Déchets alimentaires, déchets verts, etc.
	Lentement dégradable	Papier, bois, textile, cuir, etc.
Minérale	Dégradable (partiellement corrosif)	Métaux
	Non dégradable	Verre, céramiques, sols minéraux, gravats, cendres, béton, etc.

Tableau 2.1 : Classification des déchets proposée par Landva et Clark ,1990

- Le deuxième type de classification largement utilisé dans les modèles de biodégradation [Aguilar-Juarez (2000), Aran (2001)] consiste à classer les déchets en fonction de leur vitesse de dégradation (Tableau 2.2).

Classes du déchet solide	Éléments constitutifs
Rapidement biodégradable	Déchets alimentaires, Déchets verts (feuilles, végétaux), Boues
Moyennement biodégradable	Papier, cartons
Lentement biodégradable	Textiles, déchets ligneux, bois
Inertes	Matière minérale (gravats), métaux, plastiques

*Tableau 2.2 : Classification des déchets en fonction de leur vitesse de dégradation*

- Le troisième type de classification est basé sur des critères géo mécaniques, notamment la Résistance au cisaillement. Le déchet est alors vu comme un mélange de fibres (renforcement) Contenu dans une matrice.

Catégorie	Description
Inertes (éléments inertes rigides)	matériaux non (ou très peu) dégradables et dont la résistance à la déformation est élevée sont concernés : particules de sol naturel, gravats, le verre, les céramiques, les métaux,
Déformables (éléments très déformables)	dégradation est très lente soumis à une charge, ces matériaux tendent à tasser instantanément du fait des vides importants caractérisant leur arrangement initial ; certains d'entre eux continuent à se déformer dans le temps sous charge constante sous l'effet du fluage sont concernés : papiers, plastiques en feuilles, textiles, caoutchouc, pneus, etc.
Dégradables (éléments Facilement dégradables)	matériaux évoluant rapidement à la fois en termes de composition et de consistance sont concernés : végétaux, déchets alimentaires, etc.

*Tableau 2.3 : Classification des déchets proposée par Grisolia et al, 1995*

#### 2.2.4 Masse volumique

La masse volumique joue un rôle très important pour toutes les applications possibles de l'étude géotechnique des ISDND (Bellenfant, 2001 ; Dixon et Jones, 2005). Comme les autres

paramètres du déchet, sa valeur peut évoluer en fonction du temps et du degré de dégradation du déchet.

On peut en fait parler de plusieurs masses volumiques utiles dans l'étude du milieu triphasique qu'est le déchet. Notons  $M_h$  et  $M_w$  respectivement les masses totales humides et d'eau d'un échantillon, et  $V_t$  son volume total, alors on définit :

- la masse volumique humide ou apparente  $\rho_h$  (t/m<sup>3</sup>) :

$$\rho_h = \frac{M_h}{V_t}$$

- la masse volumique sèche :  $\rho_d$

$$\rho_d = \frac{M_h - M_w}{V_t}$$

- une troisième valeur de masse volumique est parfois utilisée, surtout pour son application dans l'étude mécanique des déchets : il s'agit de la masse volumique constitutive du solide  $\rho_s$

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s}$$

Auteurs	Valeurs de $\rho_h$ (t/m <sup>3</sup> )	Commentaires
Oweis et Khera, 1990	0.49-1.1	Déchets en place
Arigala et al, 1995	0.8	Déchets en place
Beaven et Powrie, 1995	0.32-0.75	Déchets frais
Zornberg et al, 1999	1.0-1.5	Déchets en place (8 et 50 m)
Gourc et al, 2001	0.7	Déchets en place (en surface)
Olivier, 2003	0.6-1.3	Déchets en place
Jain et al, 2005	0.7	Déchets en place (22 m)

Tableau 2. 4 : valeurs de masse volumique humide relevées dans la littérature

### 2.2.5 Porosité

La porosité ( $n$ ) est une donnée fondamentale pour l'étude de la compressibilité d'un matériau de la même manière que le poids volumique. Elle représente la quantité de vides disponibles au sein d'un matériau comme. On trouve dans la littérature de nombreuses valeurs de porosité sans que l'on sache toujours très bien de quoi il s'agit.

Dans un souci de clarté, nous avons pris le parti de ne jamais mentionner le terme de 'porosité' ( $n$ ) sans lui accoler un qualificatif précis. C'est ainsi que l'on a introduit trois porosités bien distinctes :

- Porosité totale ( $n_t$ ).
- Porosité ouverte ou inter-particulaire ( $n_o$ ).
- Porosité efficace ou de drainage ( $n_e$ ) (Olivier, 2003)

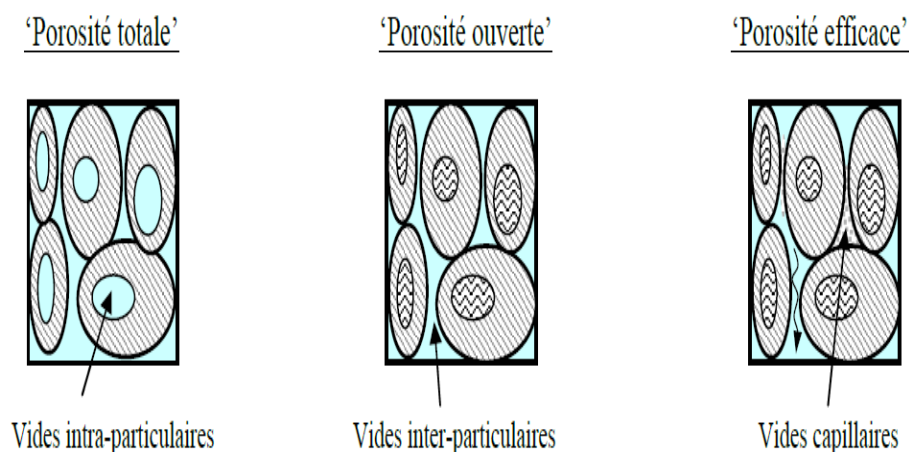


Figure 2.4 : Description des états sec, solide et humide du déchet

Auteurs	Valeurs de $n_t$ ( $m^3/m^3$ )	Commentaires
Massmann et Madden, 1994	0.22	Estimation par test de pompage
Benson et Wang, 1998	0.53	Estimation par expo. de succion
Yuen, 1999	0.54	Calcul d'après $p_d$ et $p_s$
Zornberg et al, 1999	0.49-0.62	Mesure expérimentale à l'eau
Hudson et al, 2004	0.46-0.56	Mesure expérimentale à l'eau
Olivier et Gourc, 2007	0.48- 0.51	Mesure expérimentale à l'eau
Stoltz, 2009	0.61-0.76	Mesure expérimentale au gaz

Tableau 2.5 : valeurs de porosités totales  $n_t$  relevées dans la littérature

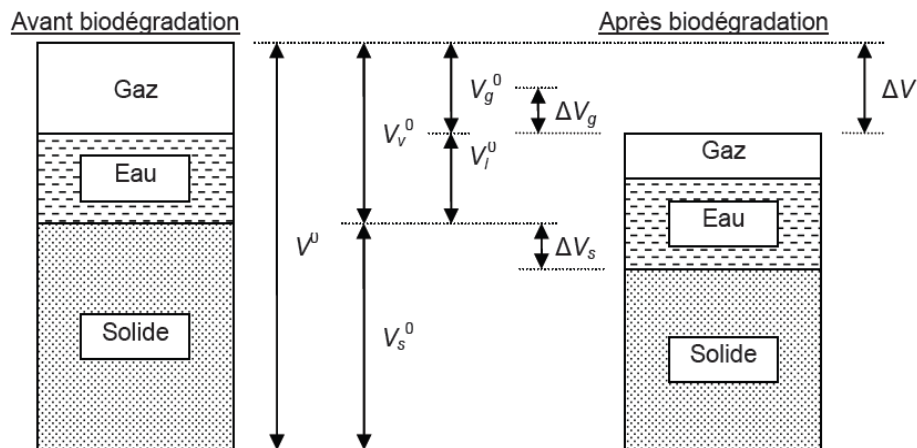
### 2.3 Pertes de masse liées à la biodégradation

Le principal intérêt de l'approche biochimique concerne l'interaction de la perte de masse Avec les tassements qui en découlent en partie :

- La cinétique de dégradation demeurant en définitive assez lente au cours des premières années, les pertes de masse correspondantes peuvent donc être considérées comme faibles au cours de la phase de chargement. Dans ces conditions, la prise en compte d'une diminution au

cours du temps de la surcharge comprimant un élément de déchet n'est pas nécessaire pour le calcul des tassements primaires (Olivier 2003).

- Les tassements secondaires sont quant à eux dus en partie à la biodégradation.



*Figure 2.6 : différentes phases composant le déchet et leur évolution en fonction de la biodégradation (Gourc et al, 2010)*

L'évaluation de la perte de masse est une donnée importante pour l'approche bio-hydrromécanique. En effet, un des objectifs de cette approche consiste à mettre en relation les tassements secondaires avec la cinétique de production de biogaz. L'obtention d'une relation bijective est cruciale pour plusieurs raisons :

- La mesure des tassements de surface peut devenir un bon indicateur d'avancement de réaction de dégradation anaérobie, critère de stabilisation du massif.
- La prédiction des tassements à l'heure actuelle passe par des paramètres mécaniques plus ou moins empiriques. Cette prédiction pourrait se faire à partir de la composition initiale du déchet et de ses caractéristiques biologiques (Gourc et al, 2010)

### 2.3.1 Paramètres physico-chimique de la biodégradation

#### 2.3.1.1 La teneur en eau

La teneur en eau est un facteur clé de la biodégradation des déchets. En effet, en plus d'être un facteur indispensable à toute vie bactérienne, l'eau est à la fois un réactant (hydrolyse), un vecteur de colonisation bactérienne et de diffusion des enzymes, des nutriments et des métabolites extracellulaires (Aguilar-Juarez, 2000). Elle facilite les contacts et le mélange entre le substrat a dégradé, les nutriments et les microorganismes. L'apport en eau permet également de diluer des inhibiteurs potentiels.



### 2.3.1.2 La température

La température est l'un des facteurs essentiels à la production de biogaz. Celle-ci détermine en effet la nature des populations microbiennes actives au cours de la dégradation et contrôle de ce fait la cinétique de décomposition.

### 2.3.1.3 Le pH

Le pH est un facteur très sensible de la biodégradation puisque les étapes successives du processus réactionnel modifient et que chaque espèce microbienne se développe dans une gamme de pH optimale. La mesure de ce paramètre lors d'une expérience de tassement long terme peut être un indicateur montrant que la réaction de dégradation en cours est en méthano-gènes (Kiran Nousheen Arif, 2010).

### 2.3.1.4 La teneur en oxygène

La méthanisation se produit uniquement en conditions anaérobies strictes et l'absence d'oxygène ou des formes oxygénées de l'azote ( $NO^{-2}$ ,  $NO^{-3}$ ) est fondamentale pour les Microorganismes anaérobies stricts, en particulier les microorganismes méthano-gènes et les Acétogènes (Pelmont, 1993).

## 2.4 Propriétés de la phase liquide

La phase liquide du déchet est d'une part présente initialement dans les particules de déchet, et d'autre part issue de l'eau provenant des précipitations. Les effluents liquides sortant en fond de casier sont appelés lixiviats. Par extension toute la phase liquide contenue dans le déchet est appelée lixiviat mais aussi par abus de langage « fluide » ou « eaux dans le déchet ». La connaissance de cette phase est essentielle pour tous les processus de biodégradation car elle conditionne l'activité des microorganismes. Sa composition évolue dans le temps suivant :

Les étapes de biodégradation.

La composition de la phase liquide issue d'une ISDND est décrite de manière succincte ainsi que les principaux paramètres physico-chimiques qui permettent de la caractériser. Les paramètres physiques sont ensuite détaillés.

Enfin l'influence de cette phase sur le comportement hydromécanique est ensuite présentée (Guillaume Stoltz, 2009).

### 2. 4.1 Composition de la phase liquide

Un lixiviat issu d'une ISDND contient en quantités variables :

- des matières organiques et minérales dissoutes et en suspension. La quantification de la matière sèche est réalisée par passage d'un échantillon à l'étuve à 105°C et la distinction entre matières organique et minérale est obtenue par calcination à 550°C,
- Des anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^-$ , etc.).
- des cations (ion ammonium  $\text{NH}_4^+$ , ion potassium  $\text{K}^+$ , ion calcium  $\text{Ca}_2^+$ , ion magnésium  $\text{Mg}_2^+$ , ion sodium  $\text{Na}^+$ ) dont des métaux (plomb Pb, chrome Cr, zinc Zn, manganèse Mn, cadmium Cd, fer Fe, aluminium Al, nickel Ni, cuivre Cu, etc.) Sous forme Oxyde,
- des particules en suspensions solides.

La composition des lixiviats dépend de la qualité des déchets enfouis et est variable dans le Temps (Elise Grisey, 2013).

Auteurs	pH (-)	Conductivité (ms/cm)	DCO (g/L O2)
El-Fadel et al, 1997	1.5-9.5	0.5-72.5	0- 89.5
Kjeldsen et al, 2002	6.1-8.0	2.5-35.0	0.1-152.0
François et al, 2006	7.2-8.0		0.1-7.0
François et al, 2007	5.5- 8.0		0.1- 60.0
Jun et al, 2007	6.7	10.6	2.3
Zhang et al, 2008	7.5-8.5	7.0-25.0	1.2-1.6
Zhao et al, 2008	5.9	24.0-30.0	20.0- 30.0

*Tableau 2.6: valeurs de quelques paramètres physico-chimiques de lixiviats relevées dans la littérature*

### 2.4.2 Teneur en eau et capacité de rétention

La rudologie (ou science des déchets) se situe à l'intersection de plusieurs disciplines ce qui entraîne couramment des confusions dans la définition des paramètres en raison de la différence d'approche du même matériau. C'est le cas notamment des paramètres liés à la teneur en eau d'un déchet. Un physico-chimiste s'intéressera à la quantité d'eau pouvant intervenir dans la dégradation du déchet tandis qu'un géo- mécanicien se concentrera sur l'évolution du poids volumique du matériau.

La teneur en eau d'un sol est définie comme le rapport de la masse d'eau présente entre les Éléments solides du sol par la masse sèche de sol après passage de l'échantillon à l'étuve (à

105°C pendant 24 h). Dans le cas des déchets, la notion de teneur en eau est plus complexe car les éléments du déchet, à commencer par la matière organique, sont constitués d'une proportion importante d'eau.

Nous distinguerons donc dans le cas du déchet :

- l'eau 'constitutive' interne aux éléments constitutifs du déchet, incluse dans la mesure du Poids volumique solide  $\gamma$  si des constituants (i) du déchet ;
- l'eau de 'mouillage' qui remplit les interstices entre les constituants du déchet. Cette eau de forme de fines pellicules à la surface des constituants, l'eau capillaire distribuée dans les microspores (et plus particulièrement aux points de contact entre particules) et enfin l'eau gravitaire distribuée dans les macro-pores.

A partir des deux types d'eau définis précédemment, nous pouvons définir trois états du matériau déchet, à savoir :

- 'Etat sec' (sans eau)
- 'Etat solide' (incluant l'eau constitutive)
- 'Etat humide' (incluant à la fois l'eau constitutive et l'eau de mouillage) (Guillaume Stoltz, 2009)

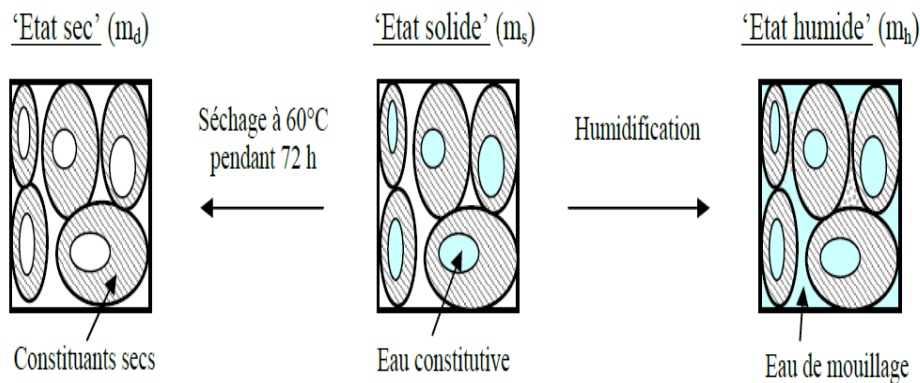


Figure 2.5 : Description des états sec, solide et humide du déchet

### 2.4.3 Perméabilité

La perméabilité caractérise la capacité d'un milieu à laisser s'écouler un fluide. Elle est souvent assimilée à la conductivité hydraulique à saturation  $K_{sat}$  (m/s), car c'est une valeur homogène à une vitesse souvent utilisée en hydrogéologie ou en géotechnique, que l'on définit par :

$$K_{sat} = \frac{q}{\Delta H/L}$$

Avec  $q$  le débit liquide spécifique ( $m^3/s.m^2$ ),  $H$  la perte de charge hydraulique consécutive à l'écoulement (m) et  $L$  la distance entre les deux points de mesure de la charge (m). Cette définition de la perméabilité se base sur la loi de Darcy, valable pour les sols, mais dont l'application au milieu déchet n'est pas toujours évidente (Bellenfant, 2001). De plus, le milieu déchet étant triphasique, la valeur de  $K_{sat}$  n'est pas toujours la plus pertinente pour décrire les écoulements de liquides mais aussi de gaz en son sein (Cintec Environnement, 2004).

Auteurs	Valeurs de $K_{sat}$ (m/s)	Commentaires
Oweis et Khera, 1990	$10^{-7}$ - $10^{-5}$	Déchets en place, essai de puits
Beaven et Powrie, 1995	$1.7 \cdot 10^{-4}$ - $2 \cdot 10^{-4}$	Déchets frais
Bleiker et al, 1995	$10^{-9}$ - $10^{-6}$	Déchets frais
Chen et Chynoweth, 1995	$4.7 \cdot 10^{-7}$ - $9.6 \cdot 10^{-4}$	Déchets frais
Gawande et al, 2005	$1.2 \cdot 10^{-5}$ - $2.5 \cdot 10^{-5}$	Déchets en place, essai de puits
Durmusoglu et al, 2006	$10^{-6}$ - $10^{-4}$	Déchets frais

**Tableau 2.7 : valeurs de perméabilités à saturation  $K_{sat}$  relevées dans la littérature**

#### 2.4.4 Masse volumique

La masse volumique intervient dans les calculs d'écoulements de fluide ainsi que dans la détermination du volume liquide présent dans l'échantillon (passage de la masse, mesurée par pesées, au volume). Elle est notée  $rL$  dans cette étude. La phase liquide est majoritairement composée d'eau mais contient de nombreux composés dissous. Il y a très peu de données dans la littérature concernant la mesure de la densité du lixiviat.

Vigeron (2005) mesure des masses volumiques de lixiviat comprise entre 1,013 et 1,016 Mg/m<sup>3</sup>. En l'absence de mesures précises, la masse volumique identique à celle de l'eau pure soit  $rL = 1$  Mg/m<sup>3</sup> (valeur exacte à 4°C) est retenue. Cela fait une erreur de l'ordre de 1 % par rapport aux mesures réalisées par Vigeron (2005). Notons qu'une mesure précise de cette masse volumique pourrait être intéressante pour évaluer la perte en masse solide due à la percolation de lixiviat.

#### 2.4.5 Viscosité dynamique

La viscosité dynamique de la phase liquide, notée  $hl$  dans l'étude, conditionne les vitesses d'écoulement. La charge organique dissoute contenue dans le lixiviat peut en modifier la

valeur. Aucune donnée de viscosité des lixiviats n'a été répertoriée dans la littérature. Par simplification, cette viscosité est considérée égale à celle de l'eau.

La température a un effet non négligeable sur la viscosité (Anne-Julie Tinet, 2011).

T°C	10	20	30	40	50
$\eta$ l (10 <sup>-6</sup> Pa.s)	1309	1002	800	657	550

Tableau 2.8 : Viscosité dynamique de l'eau à différentes températures

#### 2.4.6 Tension superficielle

La tension superficielle (ou interfaciale) notée  $sL$  correspond par définition à la tension qui existe à la surface de séparation de deux milieux due à des forces intermoléculaires (du type Van der Waals et électrostatiques). Elle conditionne tous les phénomènes capillaires dans le milieu poreux et ainsi sa propriété rétention. Elle dépend de la phase liquide (fluide mouillant), de la phase gazeuse (fluide non mouillant) et de la nature de la surface solide décontracte (il existe des surfaces hydrophiles mais aussi hydrophobes). Très peu de mesures de la tension superficielle des lixiviats ont été recensées. Aran (2001) présente une courbe de tension interfaciale du couple « lixiviats – air » déterminée expérimentalement en comparant avec celle du couple « eau – air ».

#### 2.4.7 Pression de la phase liquide

La pression de la phase liquide dans le milieu poreux déchet contrôle le sens d'écoulement des lixiviats.

La réglementation française (arrêté ministériel consolidé du 9 septembre 1997) impose que la surface libre des lixiviats en fond de casier ne dépasse pas 30 cm. Ceci implique donc que le déchet se trouve en conditions non-saturées au-dessus de cette surface libre : la pression de la phase liquide est alors inférieure à la pression atmosphérique. La mesure de cette pression s'appelle succion et correspond à la différence entre la pression absolue de la phase liquide et la pression absolue de la phase gazeuse. Le régime d'écoulement des liquides dans le casier correspond donc à une percolation vers le fond du casier des eaux de pluie et de l'eau issue des processus de biodégradation (Guillaume Stoltz, 2009).

## 2.5 La phase gazeuse

### 2.5.1 Composition

La phase gazeuse du déchet, appelée biogaz, est dans un premier temps composée d'air lors de la mise en place du déchet, en particulier dans les premiers mètres sous la surface. Par la suite, cette phase est modifiée et contient des gaz produits par la biodégradation. Dans ces travaux, l'aspect compositionnel des transferts de biogaz n'est pas abordé, on s'en tiendra donc à une description simplifiée de la composition du biogaz.

La composition du biogaz évolue dans le temps en fonction des étapes de la biodégradation (Figure 2.6). Il est composé majoritairement de 5 espèces : l'oxygène  $O_2$  et l'azote  $N_2$  présents principalement lors de deux premières étapes de dégradation ; le dioxyde de carbone  $CO_2$  et le méthane  $CH_4$  présents lors des deux étapes suivantes. Il comporte aussi de nombreuses molécules, au caractère plus ou moins polluant, comme le  $H_2S$  (hydrogène sulfureux) le  $NH_3$  (ammoniac), le  $N_2O$  (protoxyde d'azote), des COV (composé Organique Volatil). Lorange (2006) a étudié les COV présents dans le biogaz, leur origine et leur toxicité. Le biogaz contient aussi des composés toxiques type BTEX.

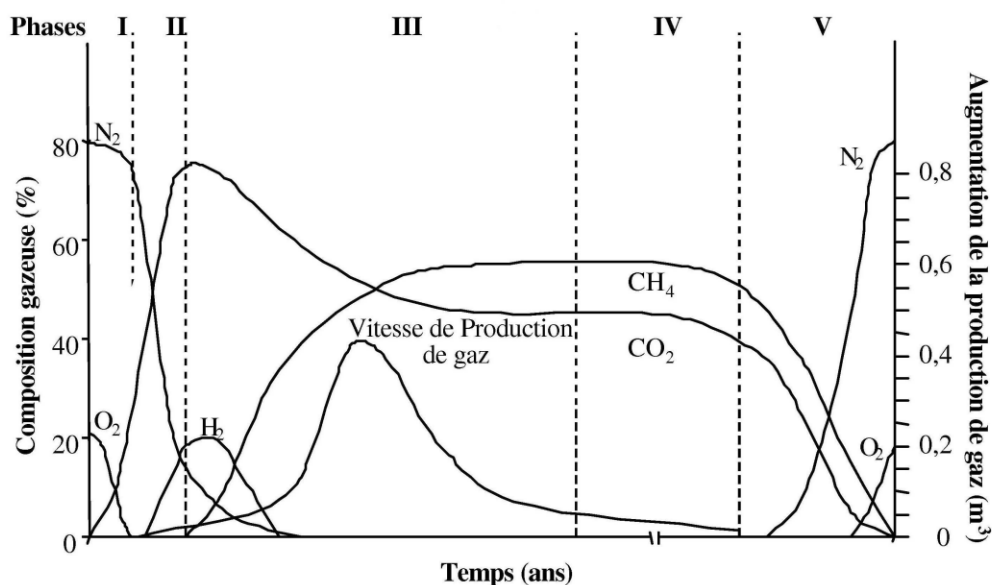


Figure 2.6 : Evolution de la composition du biogaz au cours de la biodégradation (Pohland et Kim, 1999)

### 2.5.2 Masse volumique du biogaz

En fonction de la composition du biogaz et donc des différentes étapes de la biodégradation, la masse volumique va évoluer au cours du temps.

Le biogaz est en général considéré comme un gaz parfait. La loi des gaz parfaits appliquée au mélange permet d'obtenir la masse volumique du biogaz en fonction de la température, de la pression et des fractions molaires.

$$\rho_G = \frac{P_G M_G}{RT}$$

Avec,  $M_G$  la masse molaire du mélange,  $R$  la constante des gaz parfaits,  $T$  (K) la température et  $P_G$  (Pa) la pression de gaz.

### 2.5.3 Viscosité dynamique du biogaz

Comme la masse volumique, la viscosité dynamique du biogaz  $\eta_G$  dépend de la composition de la phase gazeuse, donc du temps, et de la température. Pour un mélange à 40. De 50% de dioxyde de carbone et 50% méthane (en fraction molaire), la viscosité dynamique  $\eta_G$  (Pa.s) moyenne est d'environ  $1,4 \cdot 10^{-6}$  Pa.s (Townsend et al, 1996).

## 2.6 Conclusion

La détermination de la composition moyenne des déchets est importante. Le comportement Global du déchet dépend en effet du comportement de chacun de ses composants mais aussi de leurs interactions. La composition des déchets varie d'une région à l'autre en fonction du degré de développement, de l'urbanisation, du système de collecte sélective.

### 3.1 Introduction

Un échantillon de déchets mis en place dans un casier est soumis à une charge mécanique (Contrainte verticale dite « totale ») croissante au fur et à mesure de l'empilement des Couches. Cette colonne de déchets sus-jacente maintient cette compression au cours du temps.

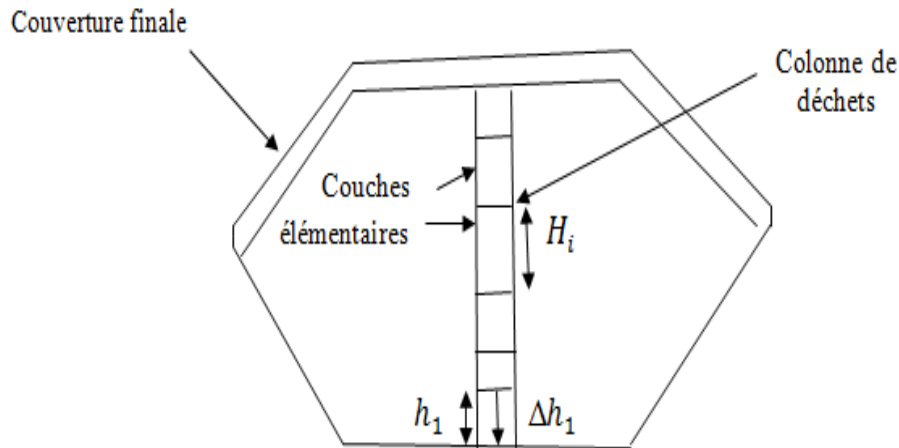


Figure 3.1 : Construction typique de colonne de déchet

La viscosité des contacts inter particulaires induit un tassement secondaire de fluage. La création de vides dans le milieu poreux, due à la dégradation de la matière organique, pour une faible diminution de la contrainte, conduit à un tassement secondaire dans le temps.

Le tassement est supposé vertical (monodirectionnel), donc en conditions de déformation Latérales nulles. Le tassement (encore appelé contraction verticale) d'une 'couche élémentaire' d'épaisseur  $H_i$  est noté  $\Delta H_i$ .

### 3.2 Le tassement

#### 3.2.1 Définitions :

Le tassement s'entend ici par la contraction verticale d'une couche élémentaire de déchets la plupart du temps, les études des tassements sont réalisées en conditions dites oedométriques, c'est-à-dire avec une contrainte verticale sur le déchet qui se traduit par une déformation verticale, mais sans déformation latérale possible. Les déchets sont ainsi souvent étudiés dans des oedomètres, cylindres dont le plateau supérieur et/ou la base peuvent se déplacer, mais où les parois latérales sont fixes. Ainsi dans la suite les variations de volume dues au tassement seront directement traduites en variation de hauteur de couche de déchet, l'hypothèse de conditions oedométriques impliquant pour le massif de déchets une largeur constante au cours du temps (Olivier, 2003).

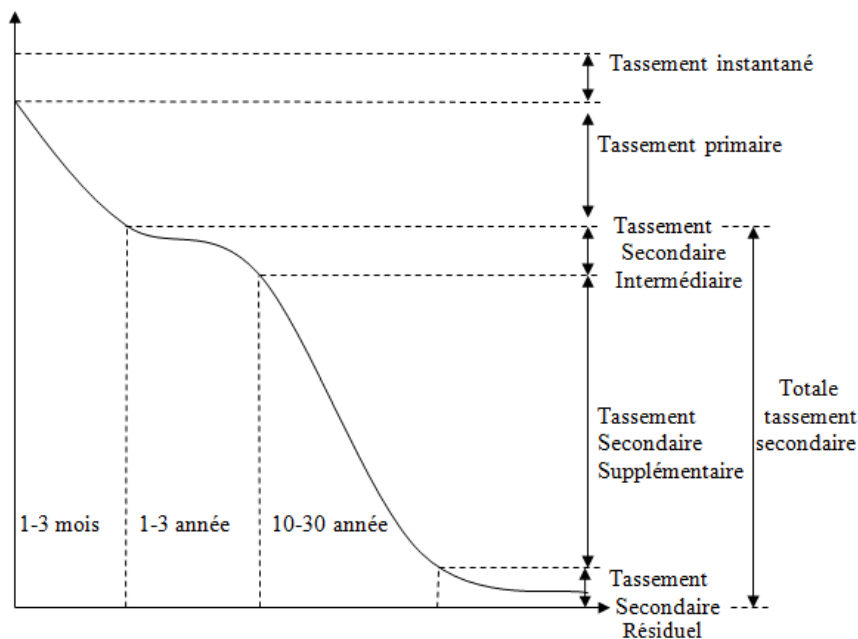


### 3.2.2 Phases du tassement

Le tassement des déchets est considéré comme un phénomène continu mais irrégulier caractérisé par différentes phases. Généralement, on décompose le tassement des déchets en plusieurs phases. L'approche la plus classique est citée dans la littérature considère trois principales phases:

- tassement (ou compression) instantané : cette composante du tassement est liée à la réponse rapide du déchet à son poids propre ou à une surcharge appliquée en haut de colonne, par exemple en raison d'un compactage, d'un ajout de couches supplémentaires de déchets, ou d'une construction sur le site.
- tassement (ou compression) primaire : cette phase serait la conséquence de la dissipation des sous-pressions des liquides et du gaz dans le déchet par analogie avec la consolidation des sols. Elle intervient assez rapidement, dans les premières semaines suivant le dépôt du déchet.
- tassement (ou compression) secondaire : cette phase correspond à un fluage du squelette, de la structure porteuse du massif de déchet, à des réarrangements lents, et à une perte de masse par biodégradation des déchets organiques.

Nous préférons donc une description à deux phases : une phase de tassement primaire et une phase de tassement secondaire. Ce choix a également été fait par de nombreux autres auteurs qui incluent le tassement immédiat dans l'expression du tassement primaire.



*Figure 3.2 : phases du tassement d'une couche de déchet en fonction du temps d'après l'approche de Grisolia et al, 1995*

### 3.2.2.1 Tassement primaire

Le tassement primaire est généralement terminé après quelques semaines ou quelques mois. Sous l'action d'une surcharge extérieure, les éléments fortement déformables (papier, textiles, plastiques en feuilles) et dégradables (substance organique) produiront une diminution substantielle du volume initial du massif de déchet. Pendant cette phase les éléments inertes subissent de grandes déformations et ils tendent à se disposer selon une structure quasi définitive. Les contacts entre ces éléments seront encore en grande partie empêchés par les matériaux déformables et par la substance organique. Par contre la dégradation de la partie organique est supposée ne pas intervenir durant cette phase du tassement.

### 3.2.2.2 Tassement secondaire

Le tassement secondaire quant à lui, est observé durant la quasi-totalité de la durée de vie de L'ISDND. Il a une origine double à la fois mécanique et à la fois mécanique et biologique (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Park et al, 2002 ; Dixon et Jones, 2005 ; Hettiarachchi et al, 2007 et 2009 ; Machado et al, 2008). Cette phase se poursuivra pendant toute la durée de post-exploitation et de suivi par les exploitants. Notons que, généralement, plus de la moitié du tassement total est imputable au tassement secondaire.

La phase de tassement secondaire sépare en trois sous-phases ; tassement secondaire intermédiaire surtout dû à une première phase de fluage, tassement secondaire supplémentaire dû à la surimposition d'une cinétique de biodégradation, tassement secondaire résiduel induit par la déformation résiduelle du déchet, due à la réorientation mécanique retardée, la biodégradation étant terminée (Olivier, 2003).

## 3.3 Mécanismes à l'origine du tassement et facteurs d'influence

### 3.3.1 Origine du tassement mécanique

Le tassement mécanique a lieu tout au long de l'évolution du déchet. Il couvre donc les phases de tassement primaire et de tassement secondaire, il existe plusieurs mécanismes responsables du tassement mécanique :

- actions mécaniques liées aux surcharges : les surcharges entraînent, comme pour tout milieu granulaire, un réarrangement ainsi qu'une distorsion et une réorientation des composants du déchet.
- fluage : lent fluage irréversible du squelette à contrainte constante en fonction du temps.
- percolation et tamisage : le lixiviat percolant à travers le milieu entraîne les éléments fins vers les vides laissés entre les plus gros éléments. De plus, la granulométrie de la partie

organique décroît avec la biodégradation et les éléments dégradés subissent un tamisage par la structure poreuse.

Le tassement primaire est essentiellement dû au premier mécanisme, alors que le tassement secondaire mécanique est essentiellement constitué par du fluage. Mais la percolation et le tamisage, ainsi que d'autres phénomènes issus de l'interaction des phénomènes précités, peuvent aussi avoir une influence sur les tassements mécaniques, et notamment le tassement secondaire.

### 3.3.2 Origine du tassement biologique ou biochimique

Le tassement biologique ou biochimique a lieu quasi exclusivement durant la phase de biodégradation. Celle-ci n'intervenant généralement pas dès les premiers mois de stockage, on peut affirmer que le tassement biochimique est quasi exclusivement présent durant la phase de tassement secondaire. Seuls des changements physico-chimiques de corrosion, d'oxydation, ou éventuellement de combustion.

Le tassement induit par la perte de masse, qui représente la majorité du tassement biochimique, est étroitement lié à la cinétique de biodégradation qui caractérise la vitesse des réactions biochimiques.

Cette dernière dépend de nombreux paramètres biochimiques, notamment la quantité et la biodisponibilité de la matière organique, les populations microbiennes en jeu, la température, le pH. Le tassement biologique est principalement dû à la perte de masse consécutive à la biodégradation. Cette perte de masse peut atteindre jusqu'à 20% du poids sec initial.

### 3.3.3 Facteurs d'influence du tassement

Le tassement est influencé notamment par le type de déchet, la teneur en matière organique et en eau, la densité, la compressibilité, l'état de dégradation et la conduite d'opération sur l'ISDND.

Les mécanismes qui entrent en jeu pendant les processus des tassements sont en fait multiples et interagissent souvent entre eux. Le Tableau 3.1 résume les principaux mécanismes du tassement et les facteurs contrôlant leur amplitude.

Les actions mécaniques auront pour principale conséquence une augmentation de la densité des déchets à la mise en place, des actions tendant à favoriser les réactions biologiques quant à elles auront un effet différé mais d'autant plus rapide qu'elles sont importantes.

Mécanismes du tassement	Facteurs contrôlant l'amplitude du tassement
Compression mécanique et fluage	Compressibilité, composition initiale du déchet : granulométrie, forme des particules, propriétés intrinsèques à chaque composant...
Percolation et tamisage	Densité et porosité initiales, teneur en eau et fréquence d'injection/recirculation, teneur en matière organique
Effondrement ou rupture de macrostructures	Degré de surcharge et historique de chargement, conduction du compactage, mécanismes biologiques et chimiques (corrosion, oxydation, dissolution)
Perte de masse par biodégradation	Disponibilité du substrat, facteurs environnementaux (teneur en eau, température, pH...)

Tableau 3.1 : mécanismes et facteurs contrôlant le tassement de déchets

### 3.3.4 Approches de modélisation

La formulation des modèles de tassement est dépendante du problème traité et du type de mesure envisageable, on distinguera pour un casier :

- **une phase de construction** (encore appelée phase d'exploitation) de durée  $t_c$ , correspondant à la période de stockage, au cours de laquelle la hauteur de déchets ( $H$ ) augmente en fonction du temps.
- **une phase de couverture** du casier au moyen d'une barrière de confinement, généralement brève et donc intégrée à la phase d'exploitation.
- **une phase de post-exploitation**, sans charge supplémentaire, au cours de laquelle la couverture du casier suit le mouvement vertical en compression du déchet. Ce tassement de surface pris à partir de  $t_c$  est noté  $w$ .

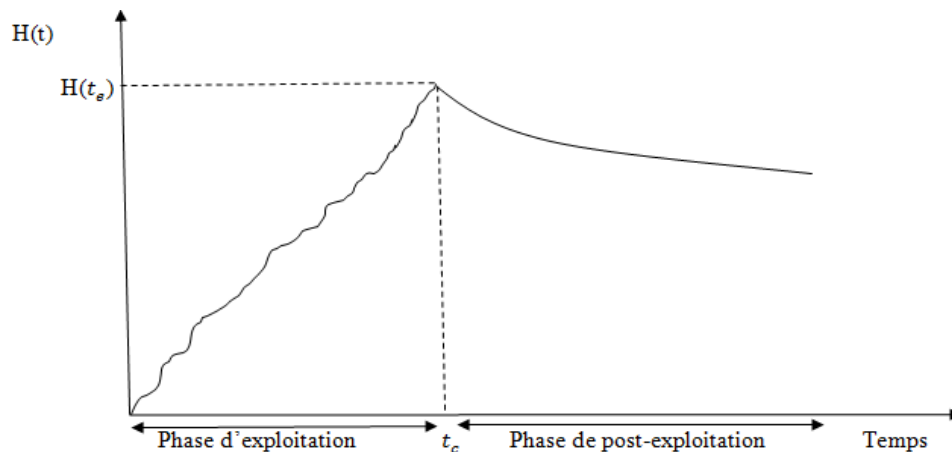


Figure 3.3 : Evolution de la hauteur d'un casier de stockage au cours du temps

Les premières tentatives de modélisation du tassement remontent à Sowers (1973). Il considère une analogie entre les déchets et les sols tourbeux, qui présentent un fort tassement primaire suivi d'un tassement secondaire d'ampleur. Il existe à ce jour un certain nombre de modèles de prédiction des tassements des déchets que l'on peut classer suivant différents critères en fonction de :

- l'origine des lois de comportement utilisées (mécanique des sols, biodégradation etc.).
- leur formulation (logarithmique, puissance, exponentielle, hyperbolique etc.).
- leur mode de résolution (analytique, géométrique, numérique).

Le critère de l'origine des lois utilisées paraît le plus pertinent pour une approche phénoménologique, les modèles de tassements classifient en 4 grands groupes :

- modèles issus de la mécanique des sols ;
- modèles rhéologiques ;
- modèles empiriques ;
- modèles incluant la biodégradation des déchets.

### 3.4 Les modèles mécaniques, rhéologiques et empiriques de tassement

#### 3.4.1 Modèles mécaniques et application aux déchets

##### 3.4.1.1 Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèles de Buisman ,1936 et Terzaghi, 1943

La théorie de la consolidation des sols, que l'on doit notamment à Buisman et Terzaghi, à partir des années 1930, est à l'origine de l'étude du comportement mécanique des déchets, qui est intervenue bien plus tardivement. Comme nous l'avons annoncé plus haut, on se placera dans ce qui suit dans le cadre de conditions oedométriques, la sollicitation étant représentée par une contrainte verticale  $\sigma_v$ . Cette théorie exprime le tassement des sols en deux phases, une phase de tassement primaire pour tous les sols, et une phase plus différée de tassement secondaire pendant laquelle le squelette de sol continue son tassement, avec dissipation des surpressions interstitielles d'eau et d'air. Ces deux phases de tassement sont gouvernées par des lois propres que nous allons détailler. Le principe des superpositions des effets est supposé applicable dans les sols, c'est-à-dire que le tassement total est la somme arithmétique du tassement primaire et du tassement secondaire. Au préalable, il convient d'introduire la notion de contrainte effective  $\sigma'$ , appliquée au squelette solide, qui est la différence entre la contrainte totale  $\sigma$  et la contrainte reprise par les pressions des fluides interstitiels  $P$  (liquide et gaz) Bishop, 1959 :

$$\sigma = \sigma' + P_g + x \cdot (P_1 + P_g) \quad \text{Eq3.1}$$

Avec  $x$  un paramètre lié au degré de saturation. C'est le phénomène différé de tassement par reprise progressive de la contrainte totale par le squelette dans les sols fins à perméabilité limitée qui est dénommé tassement secondaire dans les sols. A noter que dans les sols grenus, que l'on peut caractériser d'un point de vue hydrologique par « drainés », la surpression interstitielle est nulle et  $\sigma' = \sigma$ . Dans la plupart des cas cette condition est applicable aux déchets.

Le tassement primaire  $\varepsilon_1$  d'une couche élémentaire de sol s'exprime par la relation suivante Terzaghi, 1943

$$\varepsilon_1 = \frac{\Delta h_1}{h_0} = C_R \cdot \log \left[ \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} \right] \quad \text{Eq3.2}$$

Où  $h_1$  est la variation de hauteur due au tassement primaire (m),  $h_0$  est la hauteur initiale sous la contrainte  $\sigma'_0$  (m),  $C_R$  est le coefficient de compression primaire (-),  $\sigma'_0$  la contrainte effective de pré consolidation due au compactage (kPa) et  $\sigma'_0$  l'accroissement de contrainte résultant de la mise en place de la surcharge.

-  $\sigma'_{pc}$  est la contrainte de pré consolidation du déchet

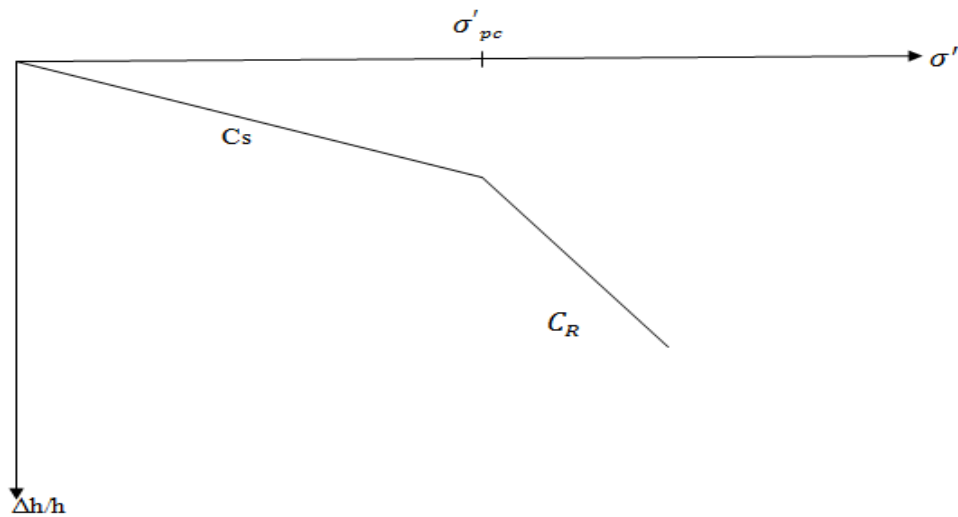


Figure 3.4 : illustration de la consolidation primaire d'après la théorie de Terzaghi, 1943

Buisman, 1936 est l'un des premiers à avoir supposé une évolution logarithmique du tassement secondaire  $\varepsilon_2$  en fonction du temps. Ainsi le tassement secondaire d'une couche élémentaire de sols s'exprime par la relation suivante :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta h_2}{h_1} = C_{\alpha\varepsilon} \cdot \log \left[ \frac{t_1}{t_2} \right] \quad \text{Eq3.3}$$

Où  $h_2$  est la variation de hauteur due au tassement secondaire (m),  $C_{\alpha\varepsilon}$  est le coefficient de compression secondaire,  $t$  est le temps (jours) et  $t_1$  est le temps correspondant à la fin de la

Consolidation primaire, où l'épaisseur de la couche de sol vaut  $h_1$ . Tout comme  $C_R$ , le coefficient  $C_{\alpha\varepsilon}$  est considéré comme une caractéristique intrinsèque du milieu étudié.

### 3.4.1.2 Adaptation aux déchets : modèle de Bjarngard et Edgers, 1990

Le modèle de Bjarngard et Edgers, 1990 se base également sur une loi logarithmique, et s'inspire fortement des modèles mécaniques, pour une application à la colonne de déchets. Partie de l'analyse de courbes de tassements de nombreux sites américains qui ont montré un comportement pas parfaitement logarithmique en fonction du temps, Bjarngard et Edgers ont proposé eux aussi une formulation du tassement en deux étapes : une formulation pour la part mécanique du tassement secondaire, et une formulation pour la part biochimique du tassement secondaire. Le tassement primaire est évalué de manière analogue à la méthode de Sowers, 1973 et des lois classiques de mécanique des sols. Le tassement secondaire est modélisé en suivant une loi logarithmique à deux coefficients de compression secondaire  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  et  $C_{\alpha\varepsilon 2}$  qui traduisent d'une part le fluage mécanique seul, puis le fluage mécanique associé à la perte de masse due à la biodégradation.

L'expression générale du tassement secondaire est alors :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta H_2}{H_0} = C_{\alpha\varepsilon 1} \cdot \log \left[ \frac{t_B}{t_1} \right] + C_{\alpha\varepsilon 2} \cdot \log \left[ \frac{t}{t_B} \right] \quad \text{Eq3.4}$$

Où  $t_B$  est le temps correspondant au début du tassement induit par la biodégradation. Cette relation est valable pour  $t > t_B$ . A noter que dans cette expression, la biodégradation n'est pas prise de manière explicite, mais interprétée comme une modification du coefficient de compression secondaire. Les auteurs constatent des valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  relativement faibles, inférieures aux valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  selon Sowers, mais des coefficients  $C_{\alpha\varepsilon 2}$  nettement supérieurs aux coefficients de compression secondaire du modèle de Sowers. Ce modèle est intéressant car il permet d'affiner l'approche des tassements par rapport au modèle de Sowers, mais il souffre notamment :

- d'une approche purement descriptive de la valeur des coefficients de compression, mais aussi du temps à partir duquel on observe une accélération du tassement. Il y a augmentation du nombre de paramètres à caler, qui n'ont pas forcément un sens physique.
- d'une approche assez empirique des phénomènes de biodégradation, avec notamment le risque qu'une biodégradation incomplète ou irrégulière soit très mal prise en compte par ce modèle.

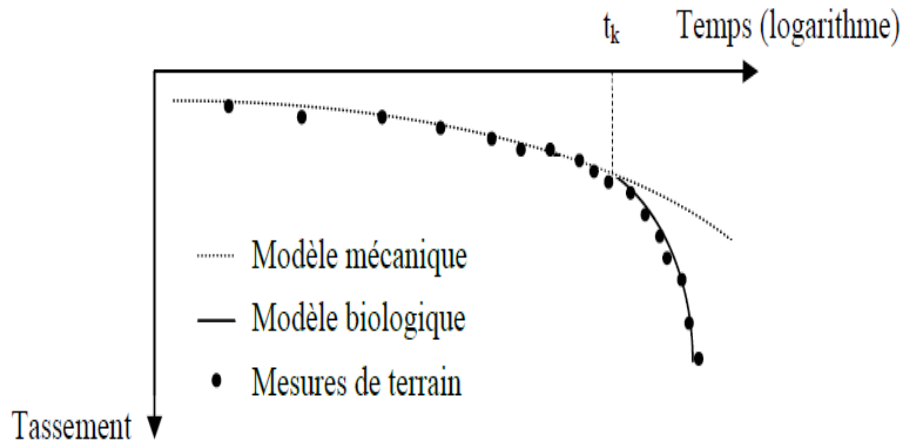


Figure 3.5 : Allure générale du tassement modélisé par Edgers et al ,1992

**3.4.1.3 Adaptation aux déchets : modèle de Sowers ,1973**

En se basant sur l'étude des sols organiques, et notamment les tourbes Sowers ,1973 fut l'un des premiers à proposer une transposition des lois de mécanique des sols aux déchets, et à proposer ce type de loi de comportement, mais seulement à l'échelle de la colonne de déchets, puisque seule la mesure du tassement de surface de l'ISDND est connu. L'analogie avec le tassement de sols fins a été retenue, même si l'équivalence entre une argile et un déchet ne semble pas évidente. Le tassement primaire est calculé d'une façon très analogue au modèle de Terzaghi :

$$\varepsilon_1 = \frac{\Delta H_1}{H_{ref}} = C_R \cdot \log \left[ \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} \right] \quad \text{Eq3.5}$$

Avec un  $H_{ref}$  hauteur de référence, généralement égale à la hauteur de la colonne de déchets à la fermeture de l'alvéole, ou plus pragmatiquement égale à la première hauteur mesurée. Les valeurs pour le coefficient  $C_R$  sont globalement comprises entre 0.05 et 0.47, avec une moyenne autour de 0.25 parmi la plupart des références dans la littérature (Olivier, 2003).

Localisation	Type de déchet	Coefficient CR		Référence
		Gamme	Moyenne	
Echantillon de 21 sites	Variable	0.13- 0.47	0.26	Sowers ,1973
Arnouville (France)	OM	0.2	0.2	Cartier et Baldit ,1983
Echantillon de 10 sites	Variable	0.05- 0.26	0.14	Bjarngard et Edgers ,1990
Décharges USA	Inconnu	0.15- 0.26	0.27	Oweis ,1990
Inconnus	OM	0.24- 0.3	0.27	Del Greco et Oggeri ,1993

Tableau 3.2 : Récapitulatif des coefficients CR calculés à partir d'expérimentations de terrain



Pour le tassement secondaire, le calcul est très proche de la formule de Buisman :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta H_2}{H_{ref}} = C_{\alpha\varepsilon} \cdot \log \left[ \frac{t_1}{t_2} \right] \quad \text{Eq3.6}$$

La valeur de  $t_1$  pour une application du modèle à l'échelle de la colonne ou du site est généralement de 31 jours .Lorsque, par analogie, un tel modèle est utilisé à une échelle plus réduite (couche élémentaire ou échantillon de laboratoire), un temps de 7 jours paraît plus réaliste.

En conclusion, la méthode de Sowers reste couramment utilisée, même si elle souffre de quelques insuffisances (Olivier, 2003) :

- absence de standardisation des paramètres de temps, rendant une comparaison difficile.
- paramètre de compression  $C_{\alpha\varepsilon}$  non intrinsèque, puisque le tassement secondaire n'est généralement considéré qu'à partir de la fin d'exploitation.

$C_{\alpha\varepsilon}$  est supposé constant à tout instant : nous avons montré que dans les faits, il se stabilisait rapidement au cours du temps. Nous allons utiliser la mesure du tassement à un temps  $t_m$  pour en déduire la valeur correspondante de  $C_{\alpha\varepsilon}(t_m)$ .

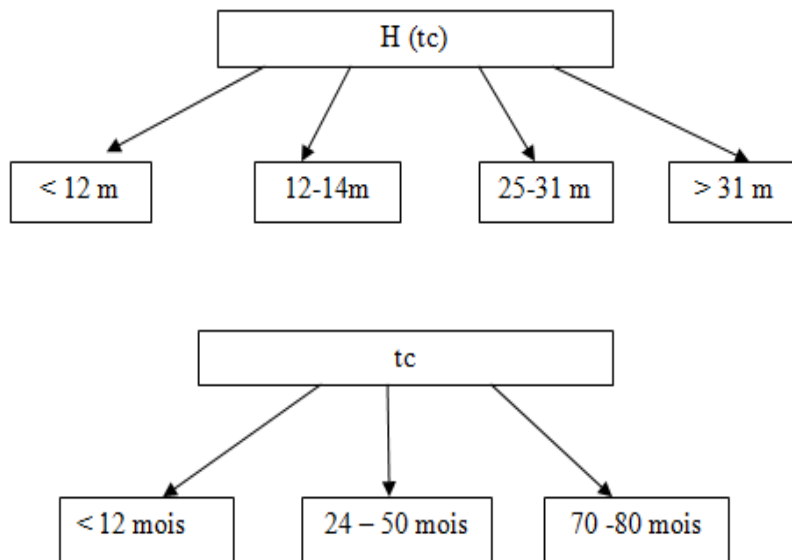
Paramètres de temps	Approche 'courante'	Approche 'académique'
Origine des temps ( $t_0$ )	$t_0 = t_c$	$t_0 < t_c$ tc/2 ou $\frac{3}{4}$ tc (Watts et Charles, 1999)
Origine du tassement secondaire ( $t_1$ )	tc + 125 jours (Sánchez-Alciturri et al. (1993c) $t_c + 1$ mois (El Fadel et Khoury, 2000) $t_c + 1$ , 2, 3 mois (Yuen et Styles, 2000)	Aucun exemple dans la littérature mais en toute logique $t_1 = t_2$

Tableau 3.3 : Valeurs des paramètres de temps du modèle de Sowers ,1973

#### 3.4.1.4 Adaptation aux déchets : Modèle de Yen et Scanlon ,1975

L'approche de Yen et Scanlon ,1975 est avant tout expérimentale, les auteurs ayant basés leurs observations sur trois sites voisins de Los Angeles (Californie). Leur objectif était de présenter un examen systématique des données de tassement post-exploitation de manière à en dégager des caractéristiques communes, déduire les facteurs influant sur le tassement et mettre en place une base de données permettant de tester différents modèles de prédiction. Les sites étudiés ont reçu en majorité des déchets ménagers (ainsi qu'une part minime de résidus

de construction). D'une hauteur comprise entre 6 m et 38 m, ces derniers ont été mis en place par couches successives compactées (sites 1 et 2 : terrasses de 6 m ; site 3 : couches de 1,50 m) et de poids volumique humide initial voisin de 6,4 kN/m<sup>3</sup>. Les bornes topographiques ont été implantées après la fin d'exploitation de sorte que le tassement primaire est supposé achevé. Les tassements ont été en outre suivis pendant un maximum de 9 ans. L'analyse des levés topographiques a conduit Yen et Scanlon, 1975 à classer les colonnes de déchet étudiées suivant deux critères : la hauteur initiale de la colonne de déchet  $H$  ( $t_c$ ) et le temps de construction  $t_c$ . Pour chaque critère, plusieurs classes sont établies, à savoir :



*Figure 3 .6: représentation de la hauteur de la colonne de déchet et le temps de construction*

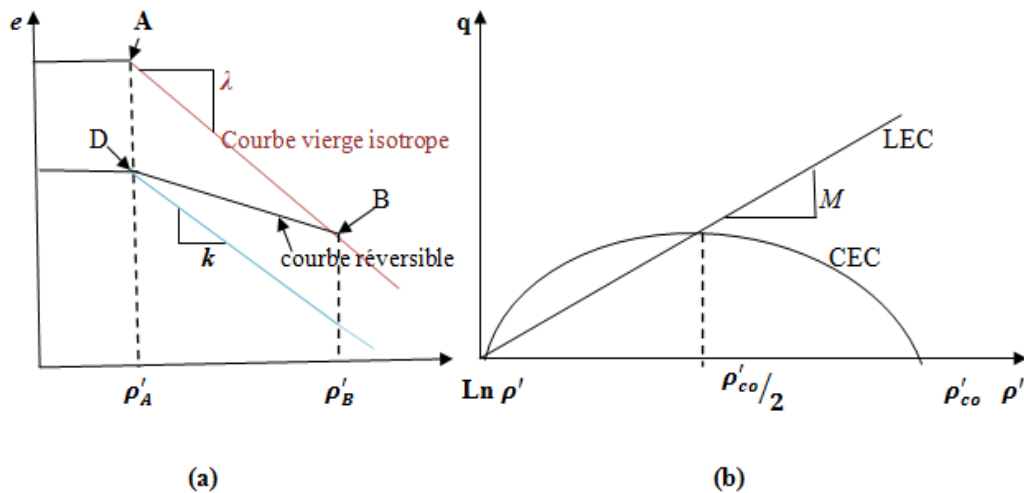
### 3.4.1.5 Adaptation aux déchets : Modèle de comportement pour les DSM incorporant fluage mécanique et la compression induite par biodégradation

#### a- Introduction

Un modèle constitutif est proposé pour décrire le comportement contrainte-déformation des déchets solides municipaux (DSM) sous chargement en utilisant le cadre d'état critique de la mécanique des sols. Le modèle d'argile Cam-Clay modifié est étendu pour incorporer les effets du fluage mécanique et la biodégradation en fonction du temps pour calculer compression totale sous charge. Les paramètres du modèle sont évalués en fonction des séries d'essais non drainée consolidée triaxial menée sur trois types de DSM: (a) frais DSM obtenu à partir de la phase de travail d'une décharge, (b) les déchets mis en décharge récupéré à partir d'un site d'enfouissement après 1,5 ans de dégradation, et (c) DSM synthétique avec une

composition contrôlée. Le modèle capture la contrainte-déformation et des pores réponse de la pression de l'eau de ces trois types de DSM adéquatement.

**b- Définition de modèle Cam-Clay :** est une modèle élasto-plastiques. Il y a plusieurs types de modèles Cam-Clay, le plus courant et est appelé Cam-Clay modifié. Ce modèle est caractérisé par des surfaces de charge écroissables en forme d'ellipses dans le diagramme des deux premiers invariants des contraintes. A l'intérieur de ces surfaces de réversibilité, le matériau est élastique non linéaire. Il existe de plus, en un point de chaque ellipse, un état critique caractérisé par une variation de volume nulle. L'ensemble de ces points constitué une droite séparant les zones de dilatance et de contractante du matériau ainsi que les zones d'écroissage négatif et positif. L'écroissage est régi par une seule variable scalaire et la règle d'écoulement normale est adoptée (Plessis Sarah, 2011).



*Figure 3.7 : Courbe vierge isotrope et courbe réversible (a) et ligne d'état critique (LEC) et courbe d'état critique (CEC) du modèle Cam-Clay modifié (b)*

Le modèle Cam-Clay modifié comporte six paramètres  $M$ ,  $\lambda$ ,  $k$ ,  $\nu$ ,  $\rho'_{co}$  et  $e_i$ .

- Paramètre  $\nu$

Il s'agit du coefficient de Poisson permettant de déduire la valeur du module de cisaillement  $G$  nécessaire au calcul de la composante déviatorique de la déformation élastique.

- Paramètres  $\lambda$ ,  $k$  et  $\rho'_{co}$

Ils ont été déterminés sur les courbes de la figure 3.7 (a) à partir des résultats des essais de consolidation isotrope. Avec :

$\lambda$  : coefficient de compressibilité (pente plastique dans un essai de compression hydrostatique)

$k$  : coefficient de gonflement (pente élastique dans un essai de compression hydrostatique).

$\rho'_{co}$  : Contrainte effective de consolidation en MPa (Mohammed Khemissa, 2004)

### c- Modèle avec écrouissage proposé par biblio Babu (Babu at al, 2009)

Les hypothèses suivantes ont été du modèle constitutif proposé pour les DSM :

- Le comportement mécanique suit le comportement élasto-plastique modèle de sol d'état critique associé à des règles d'écoulement.
- La réponse générale contrainte-déformation des DSM est régie par la nature fibreuse des DSM.
- La compression secondaire est régie par le temps dépendant phénomène en fonction exponentielle similaire à l'hypothèse du modèle de Gibson et Lo, 1961, donnée par :

$$\varepsilon_c = b\Delta\rho'(1 - e^{-ct'}) \quad \text{Eq3.7}$$

Où  $b$  est le coefficient de fluage mécanique; est  $\Delta\rho'$  le changement de la contrainte effective,  $c$ 'est la constante de vitesse pour fluage mécanique, et  $t'$  est le temps écoulé depuis l'application de l'augmentation de contrainte.

- La composition biologique est liée au temps et au total quantité de souche qui peut se produire en raison de la décomposition biologique.

La dégradation biologique dépendante du temps est proposée par Park et Lee ,1997 et est donné par :

$$\varepsilon_p = E_{dg}(1 - e^{-dt''}) \quad \text{Eq3.8}$$

Où  $E_{dg}$  quantité totale de souche qui peut se produire en raison décomposition biologique;  $d$  est la constante de vitesse pour décomposition biologique, et  $t''$  est le temps écoulé depuis le placement du déchet dans la décharge.

Considérons la charge isotrope de DSM comme le montre la Figure 3.3 (e-  $\ln(\rho')$ ) :

Si le DSM est normalement consolidé en A, l'isotrope suivra le chemin 'AB'. Déchargeons maintenant le DSM à la pression efficace moyenne  $\rho'_A$ . En raison de l'élasto-plastique, le chemin de déchargement ne suivra pas le chemin de chargement 'AB'. Au lieu le DSM suivra le chemin 'BD' lors du déchargement. Quand le DSM est rechargé à partir de la pression  $\rho'_A$  à  $\rho'_B$ , il suivra habituellement le même chemin qui indique le comportement élastique. La pente du chemin de chargement est notée  $k$ . La distance verticale «AD» indique la composante plastique dans le changement de volume, et 'DE' montre la composante élastique de la variation de volume. Maintenant nous pouvons écrire le changement total du rapport de vide (e) pendant le chargement-déchargement cycle comme suit:

$$e = e_A - e_B = \lambda \ln \frac{p'_B}{p'_A} = \lambda (\ln p'_B - \ln p'_A) \quad \text{Eq3.9}$$

### 3.4.2 Modèles rhéologiques et application aux déchets

#### 3.4.2.1 Introduction aux modèles de la mécanique des sols : modèle de Gibson et Lo, 1961

Le comportement mécanique des déchets a aussi été étudié sous l'angle de la rhéologie, qui étudie la déformation et l'écoulement de la matière sous application d'une contrainte. Gibson et Lo, 1961 ont proposé un modèle rhéologique représentatif à la fois du tassement primaire et secondaire de sols compressibles.

Le principe du modèle est de considérer :

- une compression primaire représentée par un ressort de Hooke de compressibilité  $a$  (Indépendante de la contrainte effective appliquée  $\sigma'$ ).
- une compression secondaire représentée par l'association (dite de Kelvin) d'un ressort de Hooke de compressibilité  $b$  monté en parallèle avec un amortisseur de viscosité  $\lambda/b$ . La Présence de cet amortisseur se traduit par un retard de la compression de l'ensemble.

Le tassement total (primaire et secondaire) se calcule alors d'après les lois de l'élasticité selon la formule :

$$\varepsilon_t = \frac{\Delta h(t)}{h_0} = \sigma' \cdot [(a + b) \cdot (1 - e^{-\lambda/b(t-t_0)})] \quad \text{Eq3.10}$$

Les coefficients  $a$  et  $b$  peuvent être interprétés respectivement comme l'inverse d'un module oedométrique et un paramètre de compression secondaire (tous deux exprimés 1/kPa), et le terme  $\lambda/b$  est un taux de compression secondaire (en 1/jour).

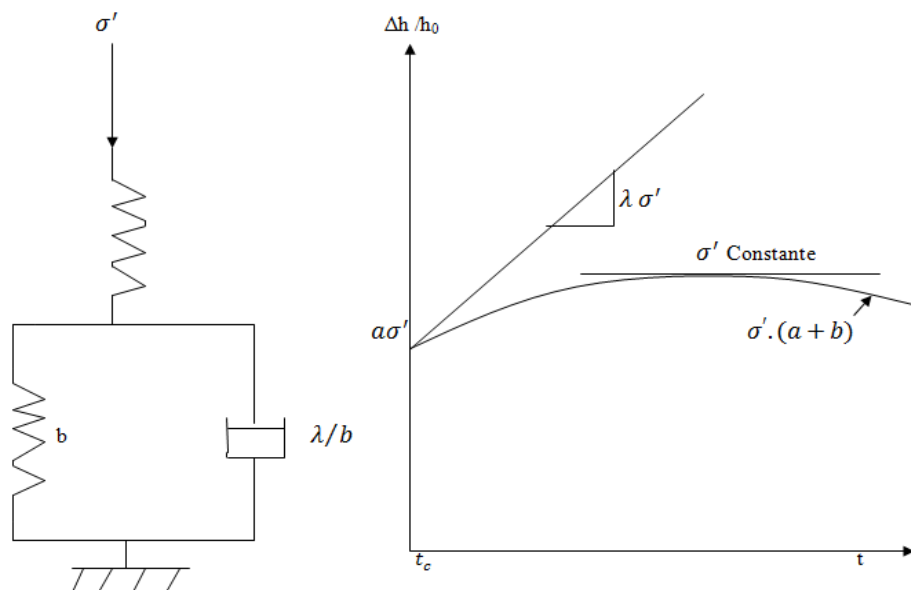


Figure 3.8 : Représentation du modèle rhéologique de Gibson et Lo, 1961

### 3.4.2.2 Adaptation aux déchets : modèles d'Edil et al, 1990 et de Bleiker et al, 1995

Bien que d'autres modèles rhéologiques plus complexes existent pour les sols, seul le modèle de Gibson et Lo paraît réellement envisageable pour une application aux déchets (El-Fadel et Khoury, 2000). Le modèle de Gibson et Lo a été développé pour des sols fins, mais plusieurs auteurs l'ont appliqué au milieu déchet (Edil et al. 1990 ; Bleiker et al, 1995 ; Park et al. 2002). Les résultats seraient moins satisfaisants qu'avec d'autres types de modèles mécaniques ou empiriques (Edil et al, 1990). Le modèle est appliqué tel quel et les paramètres  $a$ ,  $b$  et  $\lambda$  peuvent être déterminés à partir du tassement final et d'essais de laboratoire (Olivier, 2003).

### 3.4.3 Modèles empiriques et application aux déchets

#### 3.4.3.1 Modèle hyperbolique de Ling et al, 1998

Une loi purement empirique de fluage a été proposée par Ling et al, 1998 pour les déchets. Celle-ci s'exprime par :

$$\varepsilon_2(t) = \frac{\Delta h_2(t)}{h_0} = \frac{t}{h_0/\rho_0 + t/\varepsilon_{fin}} \quad \text{Eq3.11}$$

Où  $\varepsilon_{fin}$  est le tassement ultime de la colonne de déchets (m/m) (valeur asymptotique).

$-\rho_0$  : taux de tassement initial

L'avantage de ce modèle est d'être suffisamment flexible pour pouvoir envisager des prédictions à partir de n'importe quel instant initial retardé après la fin d'exploitation (Olivier, 2003). Selon les auteurs du modèle, ce dernier donnerait de meilleurs résultats que les autres lois empiriques sur un certain nombre de sites américains et des données issues de la littérature. En revanche, il n'est pas prédictif puisqu'il requiert la valeur de tassement final. On peut enfin noter que cette expression sous forme hyperbolique est une forme d'intégration des lois logarithmiques classiques de la mécanique des sols (Powrie et al, 2009).

#### 3.4.3.2 Modèle en loi de puissance d'Edil et al, 1990

Une loi en puissance a été proposée par Edil et al, 1990 pour les déchets, se basant sur une utilisation de lois de ce type pour caractériser le comportement de nombreux matériaux en ingénierie :

$$\varepsilon_2 = \frac{\Delta h_2(t)}{h_0} = \sigma' \cdot m \cdot \left(\frac{t}{t_r}\right)^n \quad \text{Eq3.12}$$

$-\sigma'$  représente la contrainte de compression effective moyenne.

-  $t$  le temps écoulé depuis la fin du chargement.

Où  $m$  représente la compressibilité du déchet ( $1/kPa$ ),  $t_r$  un temps de référence introduit par souci d'homogénéité (jours) et  $n$  représente le taux de compression. Les valeurs de  $m$  et  $n$  varient selon le type d'ISDND et peuvent être évaluées à travers des analyses de régression a posteriori, basées sur le développement des tassements à la fermeture de l'ISDND (fin d'exploitation). Ce modèle est simple mais, comme remarqué notamment par Park et al, 2002. La fonction puissance tend toutefois à diverger et donc à donner des valeurs de tassements largement surestimées pour des temps importants, ce qui rend son application problématique. Il n'est donc pas très répandu dans la modélisation des tassements de déchets (Julien Hubert, 2013).

### **3.5 Les modèles bio-mécanique de tassement**

#### **3.5.1 Introduction aux modèles bio-mécanique**

##### **3.5.1.1 Catégories du modèle bio-mécanique**

Les modèles de prédiction ou de description des tassements incluant explicitement la biodégradation sont nettement plus récents que les modèles mécaniques. Tout comme pour les modèles mécaniques et assimilés, il y a une grande diversité dans la formulation des modèles, mais la plupart de ces derniers combinent une approche mécanique à une approche biochimique, ils sont donc dits bio-mécanique.

Park et al, 2002 ont évalué la performance de plusieurs modèles mécaniques à déterminer le tassement induit par la bio-dégradation, lorsqu'une composante supplémentaire était ajoutée. Les performances obtenues notamment avec les modèles de type Sowers sont plutôt bonnes. Cette étude se rapproche des modèles mécaniques incluant un terme lié à la biodégradation (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Watts et Charles, 1999 ; Hossain et Gabr, 2005 ; Powrie et al, 2009). Ces modèles ne modélisent pas la biodégradation en tant que telle, mais ajoutent simplement un terme de tassement supplémentaire empirique. Ils ne seront pas repris ici où nous nous détaillerons des modèles exprimant explicitement la biodégradation.

##### **3.5.1.2 Contributions relatives du tassement mécanique et du tassement biochimique**

La part du tassement imputable à la biodégradation est souvent difficile à estimer, et dépend de la fraction organique du déchet. Les auteurs s'accordent en tout cas tous pour dire qu'elle ne peut être ignorée ou négligée. Coduto et Huitric ,1990 évaluent ce tassement du à la biodégradation entre 18-24 % de l'épaisseur total du massif de déchet. Hossain et al ,2009 estiment que jusqu'à 50% du tassement total peut être expliqué par la biodégradation, ce qui est en accord avec les chiffres précités. Des auteurs ont démontré que le tassement du à la

perte de masse peut être, dans certains cas, plus important que le tassement visco-mécanique (Park et al, 2002 ; Powrie et al, 2009 ; Benbelkacem et al, 2010). Mais ces cas correspondent généralement à des pilotes suivis à relativement court terme dans lesquels les conditions de biodégradation sont optimales, parfois sans application de contrainte verticale, et avec une faible part de fluage mécanique (cette part se poursuivant au cours du temps). A l'inverse Bareither et al, 2008 ont obtenu un tassement supplémentaire induit par la biodégradation n'était que de 10% du tassement total. On voit ainsi que les cas de figure peuvent être multiples. Comme les réactions biochimiques peuvent s'interrompre en raison de la consommation totale du substrat, ou d'humidité insuffisante et que le fluage mécanique du squelette continuera sur une durée plus longue, la proportion des deux types de tassements ne peut avoir qu'une valeur indicative.

### **3.5.1.3 Paramètres à prendre en compte dans la modélisation**

Les processus intervenant dans la biodégradation sont complexes et on doit évidemment se poser la question des paramètres à considérer. Certains modèles, couplés aux autres phénomènes ayant lieu dans les déchets, se veulent très précis mais deviennent assez complexes à utiliser et à caler compte tenu du nombre de paramètres. A l'inverse certains modèles purement empiriques ne requièrent que quelques paramètres.

Le choix des paramètres à considérer dépend de la finalité souhaitée pour le modèle, sachant qu'un modèle très complexe sera plus lourd et plus difficile à utiliser, mais décrira plus précisément les phénomènes. Mc Dougall, 2007 signale à juste titre que la biodégradation est sujette à de nombreux facteurs et qu'elle ne saurait donc être considérée comme dépendant uniquement du temps.

Hettiarachchi et al, 2009 ont réalisé une étude de sensibilité sur un certain nombre de paramètres biochimiques et mécaniques. Ils ont montrés que les constantes cinétiques de la biodégradation et le coefficient de compression secondaire étaient de loin les deux paramètres les plus sensibles. Cette étude confirme par ailleurs l'intérêt de l'approche générale bio-mécanique du problème des tassements.

## **3.5.2 Modèles biochimiques et application aux déchets**

### **3.5.2.1 Modèle bio-mécanique de Machado et al, 2008**

Machado et al, 2008 ont proposé un modèle pour suivre le comportement mécanique long terme de déchets stockés.



Ce modèle inclut une prise en compte assez fine de la biodégradation. Le milieu déchet est décomposé ici en quatre fractions (milieu gazeux, milieu liquide, matrice organique, fibres). Le modèle est assez comparable au module de tassements des modèles de Mc Dougall, 2007 et Lobo et al, 2008. Machado et al. Proposent une relation explicite pour calculer le paramètre, supposé dépendre du temps :

$$\alpha(t) = \frac{-\alpha^* \cdot \Delta M_{SO}}{M_{SO}} \quad \text{Eq3.13}$$

Où  $\alpha^*$  est un coefficient constant représentatif du taux de dégradation, et  $M_{SO}$  est la masse de solide organique contenue dans le déchet (kg). La loi de dégradation de la masse organique considérée répond alors à une cinétique de premier ordre. La relation obtenue par Machado et al, pour l'expression du tassement secondaire induit par la biodégradation est la suivante :

$$\frac{d\varepsilon_b}{dt} = - \left( \frac{\rho_S}{\rho_{sp}} \right) \cdot \left( \frac{1}{1+e_0} \right) \cdot \left( 1 - \alpha^* \frac{\Delta M_S}{M_{SO}} \right) \cdot \frac{\partial M_S}{\partial t} \cdot \frac{1}{M_{SO}} \quad \text{Eq3.14}$$

Où  $\rho_S$  et  $\rho_{sp}$  sont respectivement les masses volumiques du solide et du solide organique (t/m<sup>3</sup>), et  $e_0$  est l'indice des vides initial.

### 3.5.2.2 modèle Elagroudy et al, 2008

Elagroudy et al, 2008 ont proposés un modèle purement empirique pour les tassements secondaires induits par la biodégradation. Se basant sur plusieurs travaux de leur équipe de recherche, ils proposent une expression simple pour calculer les tassements induits par la biodégradation, de la forme :

$$\varepsilon_b = A(1 - e^{-Bt}) \quad \text{Eq3.15}$$

Le facteur  $A$  représente le tassement total (final) observé, et le facteur  $B$  représente le taux de tassement initial. Cette approche est implicitement celle d'une cinétique de premier ordre. Dans les cas étudiés, la part de tassements induits par la biodégradation est très importante, mais il ne s'agit que d'essais de petite échelle en laboratoire. Les résultats obtenus sont assez bons en termes de description des tassements, et les auteurs ont testé le modèle avec différents modes d'opération (conditions de recirculation, nature du substrat).

Mais si le modèle empirique obtient de bons résultats, le défaut majeur de ce modèle est d'être un modèle descriptif, a posteriori, et qui ne permet pas d'entrevoir une prédiction des tassements. Enfin s'agissant d'un modèle empirique, les paramètres peuvent certes être interprétés d'un point de vue physique, mais ne sont reliés à aucune variable d'état ou paramètre de la biodégradation.

### 3.5.2.3 Modèle bio-mécanique de Hettiarachchi et al, 2007 - 2009

Hettiarachchi et al, 2007 - 2009 ont proposé un modèle prenant en compte les effets de l'humidité, de la pression de biogaz et de la biodégradation sur le tassement long terme de déchets stockés. Ce modèle inclut des couplages relativement complexes, mais sa formulation est plus simple que les modèles HBM et Moduelo (Mc Dougall, 2007 ; Lobo et al, 2008). Tout comme dans le modèle de Machado et al, 2007. Le milieu déchet est décomposé en plusieurs fractions, ici au nombre de six, dont quatre solides (milieu gazeux, milieu liquide, solides rapidement dégradables, solides lentement dégradables, solides peu dégradables, solides non dégradables). Le tassement biologique global est exprimé comme la somme du tassement des différentes fractions :

$$\varepsilon_b = \frac{M_s^0}{V_0} \cdot \sum_{i=1}^4 \frac{f_{si}}{\rho_{si}} \cdot (1 - e^{-\lambda_i t}) \quad \text{Eq3.16}$$

où  $M_s^0$  est la masse de solide totale initiale dans le déchet (kg),  $V^0$  le volume total initial du déchet ( $m^3$ ),  $f_{si}$  la fraction massique solide  $i$  ( $M_{si}^0/M_s^0$ ),  $\rho_{si}$  la masse volumique de cette même fraction  $i$  ( $kg/m^3$ ), et  $\rho_i$  la constante cinétique de biodégradation de premier ordre associée à la fraction  $i$  (1/an). La sommation est réalisée sur les quatre fractions solides.

On peut constater une grande similitude de forme avec le modèle empirique d'Elagroudy et al, 2008 qui propose une formulation similaire, mais ici, la signification physique des paramètres est plus claire, et la formulation est plus fine puisqu'elle détaille différentes fractions. La cinétique de biodégradation considérée est de premier ordre ici aussi. On peut regretter que la validation de ce modèle n'ait été faite que sur un cas hypothétique (Mattias Staub, 2010).

## 3.6 Conclusion

Les tentatives de modélisation du tassement se sont basées sur des modèles de la mécanique des sols. Cependant le tassement de déchets est le résultat de processus mécaniques et biologiques, et ainsi des modèles mécaniques spécifiques ont été proposées dans la littérature pour simuler de façon plus réaliste le tassement de déchets. La modélisation de tassement est réalisé par le logiciel FLAC.

## 4.1 Introduction

Le logiciel FLAC (Fast Lagrangian Analyse of Continua), développé par la société américaine ITASCA consulting group, est spécialement conçu pour les problèmes de mécanique des sols en particulier.

Le logiciel FLAC est un code de calcul aux différences finies explicites basé sur une formulation numérique appelée «méthode des éléments lagrangiens». Il permet la résolution de problème en contrainte-déformation dans un milieu continu. En tout point du massif, le tenseur des contraintes et des déformations est connu, ce qui permet de visualiser les phénomènes en jeu. Le programme est basé sur la méthode des différences finies: les variables sont connues en des lieux discrets de l'espace et il n'est pas nécessaire de stocker une matrice de rigidité globale de grande taille. Les équations sont reformulées à chaque pas.

## 4.2 Principe de la résolution numérique dans du logiciel FLAC<sup>2D</sup>

FLAC est un logiciel de modélisation numérique bidimensionnel pour l'analyse géotechnique des sols, des roches, intégrant ou non des éléments de structure. FLAC est utilisé dans l'analyse, la vérification et la conception par les ingénieurs spécialisés en géotechnique.

Il est conçu pour permettre la gestion de tout type de projet d'ingénierie en géotechnique dans lequel l'analyse d'un milieu continu est nécessaire.

FLAC est basé sur la méthode des différences finies explicites, qui permet de modéliser des comportements complexes (peu adaptés aux codes basés sur la méthode éléments finis) tels que les problèmes comportant un phasage, avec des grands déplacements, présentant des comportements fortement non-linéaires et voire instables (rupture sur de larges zones ou effondrement global).

Il intègre dix-neuf modèles de comportement mécanique (élastique, élasto-plastique, fluage et thermique), des modèles d'écoulement couplés ou non, des éléments d'interface et de structures (poutre, soutènement, câble, pieu, boulon d'ancrage,...), des représentations de la distribution statistique des propriétés, un remaillage automatiser (en option) et un macro-langage intégré(Fish) permettant de personnaliser et d'automatiser pratiquement tous les aspects du fonctionnement du programme (Melle Hermime Tassadit,2012).

### 4.2.1 Domain d'application

- Analyse de la stabilité de talus naturels ou artificiels pouvant comporter des éléments de renforcement et soumis à des conditions statiques (calcul de coefficient de sécurité) ou dynamiques, en présence d'eau ou en conditions sèches.
- Etude thermo-hydro-mécanique de barrages en terre ou en béton pouvant comporter des éléments de renforcement.
- Etude mécanique d'excavations souterraines avec phasages complexes (creusement et mise en place du soutènement, par étapes).
- Interaction Sol-Structure en conditions statiques ou dynamiques.
- Modélisation de comportements non linéaires et de grandes déformations.

### 4.3 La méthode des différences finies

La méthode des différences finies est l'un des plus anciennes méthodes de résolution numériques d'un système d'équation différentielles avec conditions initiales et conditions aux limites. Cette méthode est basée sur la technique du développement en séries de Taylor qui permet d'approximer la valeur d'une fonction en un point donné si on connaît la valeur de la dite fonction ainsi que toute ces dérivées en un point voisin en espace ou en temps. Cette technique permet de développer des schémas pour remplacer les dérivées premières et secondes des EDP (équation de dérivé partielle) pour pouvoir envisager une solution numérique par calculateur.

Pour obtenir une solution numérique il faut tout d'abord définir un domaine numérique constitué par un ensemble de points discrets appelé grille de calcul. Les valeurs instantanées et locales des variables dépendantes du problème sont définit sur l'ensemble des points de la grille de calcul. La différence entre cette vue numérique à travers un certain nombre de points et la distribution continue exacte représente l'erreur commise par la méthode numérique. Il est tout à fait logique de penser que plus le nombre de point est important plus la visualisation est claire, un peu comme les pixels d'une photo numérique.

L'étape suivante consiste à approximer ou remplacer toutes les dérivées partielles par des schémas discrets (différence finies). L'EDP sera transformée en équation algébrique. Cette équation algébrique est ensuite appliquée sur l'ensemble des nœuds de la grille de calcul. Le résultat sera un système d'équation comportant autant d'équations que d'inconnues (nœuds).

L'approche des différences finis utilisée dans FLAC est basée sur la méthode et permet de formuler les équations des différences finies pour les éléments de forme quelconque.

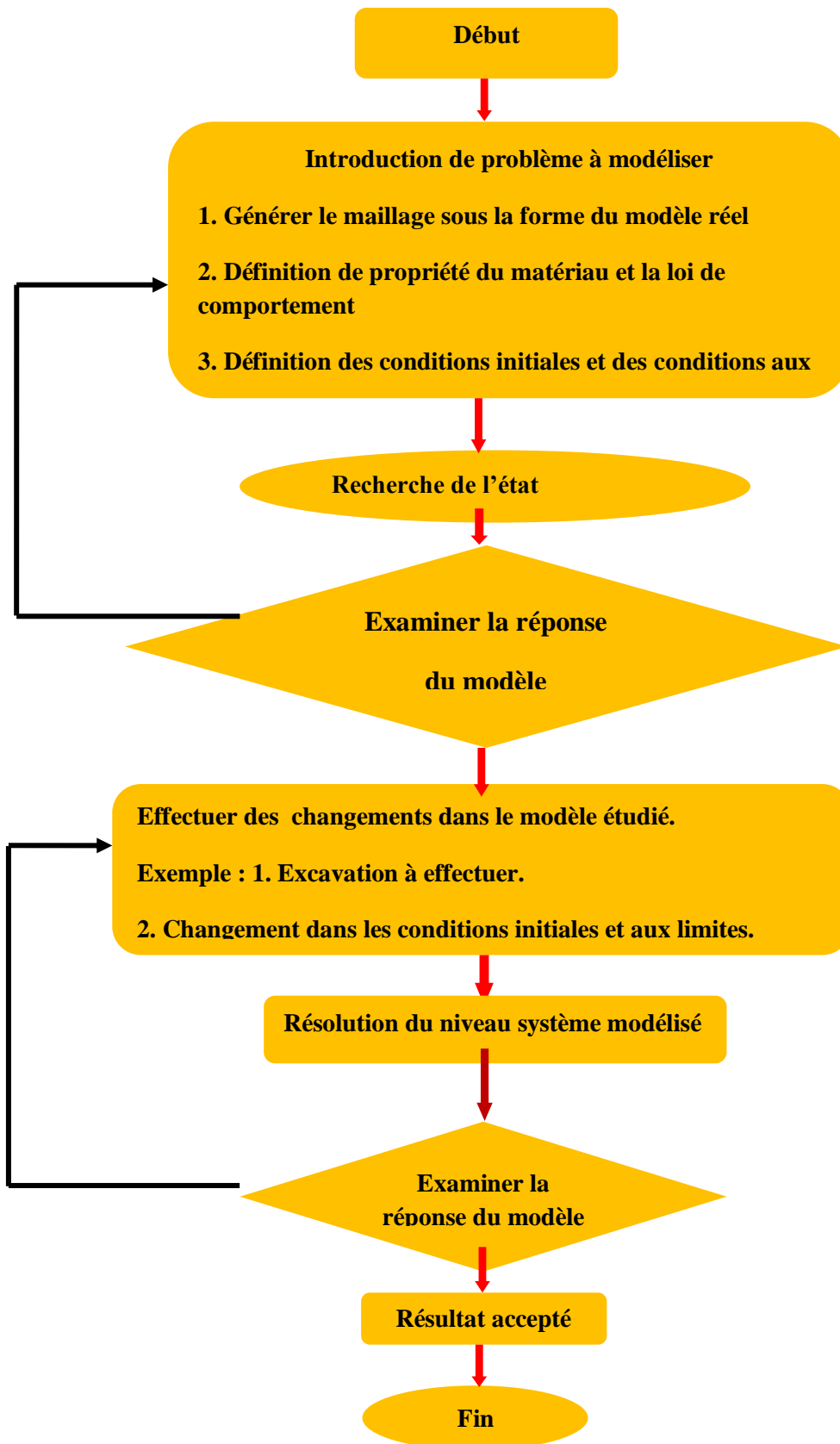


Figure 4.1 : Procédé général de résolution des problèmes en géotechnique selon FLAC<sup>2D</sup>

### 4.3.1 Comparaison avec d'autres méthodes numériques

La méthode des différences finies et la méthode des éléments finis donnent des équations différentielles sous forme d'équations matricielles pour chaque élément, reliant les forces nodales aux déplacements nodaux.

Bien que les équations de FLAC soient dérivées de la méthode des différences finies, les matrices élémentaires résultant pour un matériau élastique sont identiques à ceux de la méthode des éléments finis (M.E.F) (pour un triangle à déformation constante). Pourtant FLAC diffère dans les points suivants:

- Les équations de mouvement dynamique sont utilisées, même pour la modélisation des systèmes statiques.

Ceci permet au FLAC de suivre les processus d'instabilité physique sans difficulté;

- Une formulation explicite est utilisée (au contraire de la formulation implicite couramment utilisée en E.F.). Les formulations explicites peuvent suivre arbitrairement la non-linéarité des lois contraintes-déformations presque avec le même temps de calcul que les lois élastiques, où les solutions implicites peuvent prendre significativement un temps de calcul plus long. En outre, il n'est pas nécessaire de stocker des matrices, ce qui signifie que:

- Un grand nombre d'éléments peut être modélisé avec une modeste mémoire,

- La simulation en grande déformation nécessite à peine plus de temps de calcul que le calcul en petite déformation.

Ces différences sont en faveur du FLAC, mais elles souffrent de deux inconvénients:

- Le calcul des simulations linéaires est plus long avec FLAC qu'avec les codes numériques en E.F. FLAC est efficace pour les problèmes non-linéaires ou en grande déformation, ou à des situations dans lesquelles l'instabilité physique peut se produire;

- Le pas de calcul de FLAC est déterminé par le rapport entre la plus grande période et la plus petite période propre du système.

Avec un pas de temps de calcul imposé très petit, il est nécessaire d'effectuer un grand nombre de pas avant d'arriver à la solution statique.

De ce fait, ce code n'est pas compétitif pour la résolution des problèmes statiques linéaires en petites déformations surtout avec la méthode des éléments finis, par contre, il l'est pour les systèmes complexes présentant une forte non-linéarité, de grandes déformations ou des instabilités physiques (Marwa Feligha, 2016).

#### 4.4 Schéma de résolution explicite

Dans ce paragraphe, nous allons nous intéresser uniquement au mode de fonctionnement. La méthode de résolution est décrite plus finement. Basé sur le fait que dans la réalité, une partie de déformation accumulée par le système est convertie en énergie cinétique qui va se propager et se dissiper dans le matériau environnant.

Le schéma de résolution explicite intègre ce phénomène en prenant en compte les équations dynamique du mouvement.

L'objectif de la méthode aux éléments lagrangiens n'en reste pas moins la résolution d'un problème statique ou quasi-statique par l'intermédiaire de la dynamique. La figure 4.2 précise bien la séquence de calcul utilisée.

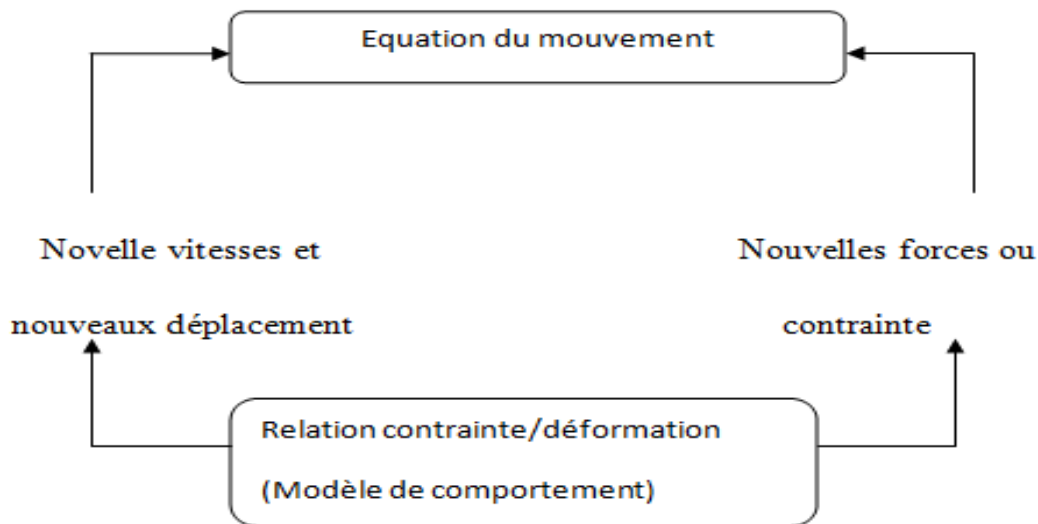


Figure 4.2 : Séquence de calcul générale (Billiaux, 1993)

Les équations du mouvement sont utilisées pour calculer de nouvelles vitesses et donc de nouveaux déplacements à partir des forces en jeu.

Rappelons que pour un solide déformable dans un référentiel lagrangien, l'équation du mouvement de Newton est exprimée par l'équation ci-dessous.

##### 4.4.1 Equation du mouvement

Les équations du mouvement sont utilisées pour calculer de nouvelles vitesses et donc de nouveaux déplacements à partir des contraintes et des forces en jeu. Rappelons que pour un solide déformable dans un référentiel lagrangien, l'équation du mouvement de Newton est

$$\text{par : } m \frac{du}{dt} = F$$

Qui est généralisée pour un corps solide continu, donné par l'équation suivante :

$$\varphi \frac{du_i}{dt} = \frac{\delta \sigma_{ij}}{\delta x_i} + \rho g_i \quad \text{Eq 4.1}$$

Avec :

$\rho$  : Masse volumique

t : Temps

$x_i$  : Composante du vecteur position

$g_i$  : Composante de l'accélération gravitationnelle générée par les forces de volume.

$\sigma_{ij}$  : Composante du tenseur des contraintes

U : Composante du vecteur nodale

Alors, le taux de déformation est dérivé à partir du gradient des vitesses et la loi de comportement est utilisée pour calculer les nouvelles contraintes. Le taux de déformation

s'écrit comme suit :  $e_{ij} = \frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i}$

$$\sigma_n = F(\sigma_p, e, \lambda) \quad \text{Eq 4.2}$$

Avec :

$\sigma_n$  : Nouvelle contraintes.

$\sigma_p$  : Contraintes au cycle de calcul précédent.

$\lambda$  : Paramètre d'écrouissage.

Dans chaque boîte de calcul de la figure 4.2 on remet à jour toutes les variables à traiter à partir de valeurs connues qui doivent, elle est fixées durant les calculs dans cette boîte. Ainsi le calcul de nouvelles contraintes n'affecte pas les vitesses calculées dans la boîte précédente.

Cette hypothèse est justifiée si un pas de temps, assez petit est choisi de manière à ce que l'information ne passer d'un élément à l'autre au cours de cet intervalle de temps. Des éléments voisins ne pourront donc s'influencer pendant une période de calcul. Tout ceci se base sur l'idée que la vitesse de l'onde de calcul est toujours supérieure à celle des ondes physiques ce qui permet de figer les valeurs connues et utilisées pour la durée des calculs.

Toutefois le critère sur le pas de temps conduit nécessairement à un nombre de cycles de calcul importants, ce qui rend cette méthode peu performante pour les problèmes linéaires en petites déformations.

Il semble que le domaine d'une méthode explicite soit l'étude de systèmes comprenant par exemple des non linéarités, de grandes déformations ou des instabilités physiques.

Le tableau 4.1 nous un comparatif entre la méthode implicite et la méthode explicite sur laquelle se base le logiciel « FLAC ».



Méthode explicite	Méthode implicite
Le pas de temps doit être inférieur à une valeur critique pour assurer la stabilité	Pas de restriction sur le pas de temps, au moins pour certains schémas de résolution
Peu de calculs par pas de temps	Nombreux calculs par pas de temps
Pas d'amortissement numérique significatif introduit pour les problèmes dynamiques	Amortissement numérique dépendant du temps pour les schémas inconditionnellement stables
Prise en compte de lois de comportement non linéaires sans itérations supplémentaires	Nécessite d'une procédure itérative pour la prise en compte de comportement non linéaire
Si le pas de temps est inférieur à sa valeur critique, une loi non linéaire est toujours suivie d'une manière correcte	Il est toujours nécessaire de démontrer que la procédure est : (a) stable ; et(b) physiquement correcte, c'est-à-dire qu'elle permet de suivre un chemin de contrainte physiquement correct.
Aucune matrice n'est construite. La mémoire nécessaire est minimum.	Une matrice de rigidité doit être stockée. La mémoire nécessaire est importante.
Aucune matrice n'étant construite, de grandes déformations et de grands déplacements peuvent être pris en compte avec quasiment aucun calcul supplémentaire	Des calculs supplémentaires sont nécessaires pour suivre de grande déformation et de grand déplacement

Tableau 4.1: comparaison entre les méthodes explicites et implicites (candall, 1981)

#### 4.4.2 Types de sollicitation

Le logiciel FLAC<sup>2D</sup> est doté de la possibilité de simuler le comportement des sols sous différents sollicitations, à savoir :

**Mécaniques** : C'est la simulation d'une excavation, d'un champ de contraintes, d'un chargement en surface.

**Hydrauliques** : elles comportent :

- La mise en place de pression interstitielle pour le calcul de contraintes effectives (pas d'écoulement).

- L'analyse hydro-mécanique non couplée (les pas de temps mécaniques se font une fois la perturbation hydraulique définie et l'équilibre hydraulique atteint).

- L'analyse hydro-mécanique couplée (les processus inter-agissent au cours des pas de temps). On peut injecter des particules dans un champ d'écoulement et suivre leur déplacement au cours du temps.

L'analyse thermique : simulation des flux transitoires de chaleur dans les matériaux et des contraintes induites. Ces processus peuvent être couplés à des processus mécaniques et/ou hydrauliques. Ils peuvent être réalisés en conditions statiques ou dynamiques.

Fluage : c'est la simulation du comportement visco-plastique de certains matériaux

Dynamique : c'est la simulation d'un séisme ou d'une explosion (Melle Hermime Tassadit, 2012).

## 4.5 Les modèles de fluage inclus dans le logiciel flac

### 4.5.1 Introduction

Les modèles de comportement utilisés par le logiciel FLAC sont nombreux (modèle nul, élasticité linéaire et non linéaire, Mohr-Coulomb, Hoek Brown, Dracker- Prager, écrouissage positif/négatif, modèle à deux surfaces d'écoulement « Double Yield » et Cam-Clay modifié).

En outre, il est possible pour les utilisateurs d'écrire leurs propres motifs de fluage constitutifs à l'aide de FISH. Un exemple de fonction FISH qui représente un modèle Burgers-creep est inclus. La version FISH du modèle viscoplastique Burgers-creep est également incluse. Les fichiers de données de cette section sont tous créés dans un éditeur de texte. Les fichiers sont stockés dans le répertoire "ITASCA \ FLAC700 \ Datafiles \ Creep" avec l'extension ".DAT".

### 4.5.2 Un modèle viscoélastique classique (a classical viscoelastic model)

La notion classique de viscosité newtonienne est que le taux de contrainte est proportionnel au stress. Les relations de stratification peuvent être développées pour un écoulement visqueux d'une manière similaire à la façon dont les relations sont développées pour la déformation élastique. Les matériaux viscoélastiques présentent des comportements visqueux et élastiques. Un tel matériau est le matériau Maxwell, qui peut être représenté dans une dimension par un ressort (avec constante élastique  $k$ ) en série avec un amortisseur (de constante visqueuse  $\eta$ ). La loi incrémentielle force / déplacement pour ce matériel peut être écrite comme suit :

$$\dot{u} = \frac{\dot{F}}{k\Delta u} + \frac{F}{\eta} \quad \text{Eq4.3}$$

Où  $\dot{u}$  est la vitesse, et  $F$  est la force. Donner la nouvelle valeur de force par  $F'$ , Et l'ancienne valeur par  $F^0$ , sur un pas de temps de  $\Delta t$ , nous pouvons réécrire Eq 4.1 comme :

$$\frac{\Delta u}{\Delta t} = \frac{F' + F^0}{2\eta} + \frac{F' - F^0}{k + \Delta t} \quad \text{Eq4.4}$$

Il s'agit d'une équation de différence centrale, puisque la vitesse est calculée au point milieu entre l'instance lorsque  $F$  et  $F^0$  sont définis. Résoudre pour  $F'$

$$F' = (F^0 C_1 + k\Delta u) C_2 \quad \text{Eq4.5}$$

Où

$$C_1 = 1 - \frac{K\Delta t}{2\eta} \quad \text{Et} \quad C_2 = \frac{1}{1 + \frac{K\Delta t}{2\eta}}$$

Une équation identique à l'équation (4.3) peut être écrite pour la relation entre les contraintes déviatoriques et les incréments de contrainte:

$$\sigma_{ij}^d = \sigma_{ij}^{d0} C_1 + 2G \Delta \epsilon_{ij}^d C_2 \quad \text{Eq4.6}$$

Où

$$\Delta \epsilon_{ij}^d = \Delta \epsilon_{ij} - \frac{1}{3} \Delta \epsilon_{ij} \delta_{ij} \quad \text{Eq4.7}$$

Ici,  $\Delta \epsilon_{ij}$  sont les composants du tenseur d'incrément de contrainte "entrée",  $G$  est le module de cisaillement.

#### 4.5.3 Une loi de puissance à deux composants (a two-component power law)

La loi de puissance de Norton (Norton 1929) est couramment utilisée pour modéliser le comportement au fluage du sel. La forme standard de cette loi est :

$$\dot{\epsilon}_{cr} = A \bar{\sigma}^n \quad \text{Eq4.8}$$

Où  $\dot{\epsilon}_{cr}$  est le taux de fluage, et  $A$  et  $n$  sont des propriétés matérielles

$$\bar{\sigma}^n = \left( \frac{3}{2} \right)^{\frac{1}{2}} \sigma_{ij}^d \sigma_{ij}^d \quad \text{Eq4.9}$$

Avec  $\sigma_{ij}^d$  étant la partie déviatorique de  $\sigma_{ij}$

Les incréments de contraintes déviatoriques sont donnés par

$$\Delta \sigma_{ij}^d = 2G (\dot{\epsilon}_{ij}^d - \dot{\epsilon}_{ij}^c) \Delta t \quad \text{Eq4.10}$$

Le comportement volumétrique est supposé élastique. L'augmentation isotrope du contrainte est donnée par :

$$\Delta\sigma_{kk} = 3K\Delta\epsilon_v \quad \text{Eq4.11}$$

Où K est le module en vrac, et  $\Delta\epsilon_v = \Delta\epsilon_{11} + \Delta\epsilon_{22} + \Delta\epsilon_{33}$

La loi de puissance à deux composants est mise en œuvre dans FLAC par la procédure suivante :

Soit  $\sigma_{ij}^t$  le tenseur de contrainte à l'instant t, et soit  $\dot{\epsilon}_{ij} = \dot{\epsilon}_{ij}^e + \dot{\epsilon}_{ij}^c$  soit le teneur de déformation, qui consiste en un composant élastique ( $\dot{\epsilon}_{ij}^e$ ) et un composant de fluage ( $\dot{\epsilon}_{ij}^c$ ).

Le stress  $\sigma_{ij}^{d(t+\Delta t)}$  au temps t + Δt, est calculé de la manière suivante :

Composante déviatorique

$$\sigma_{ij}^{d(t+\Delta t)} = \sigma_{ij}^{d(t)} + 2G(\dot{\epsilon}_{ij} - \dot{\epsilon}_{ij}^c)\Delta t \quad \text{Eq4.12}$$

#### 4.7.4 Une loi de fluage de référence pour les études d'isolement des déchets nucléaires a reference creep formulation (the WIPP model for nuclear-waste isolation studies)

Une loi empirique sur le fluage connue sous le nom de loi sur le renvoi de référence WIPP a été développée pour décrire la Liant dépendant du temps et de la température du sel de roche naturel, en particulier pour l'isolement des déchets nucléaires études. Le modèle est décrit par Herrmann et al. (1980a et b); Une expression différente de La même loi de scénario est également donnée par Senseny (1985). La loi de scénario de référence WIPP, telle qu'elle est mise en œuvre dans FLAC, partitionne le tenseur de déformation déviatorique  $\dot{\epsilon}_{ij}^d$ , En pièces élastiques et visqueuses ( $\dot{\epsilon}_{ij}^{de}$  et  $\dot{\epsilon}_{ij}^{dv}$  respectivement).

$$\dot{\epsilon}_{ij}^d = \dot{\epsilon}_{ij}^{de} + \dot{\epsilon}_{ij}^{dv} \quad \text{Eq4.13}$$

La partie élastique est liée au taux de contrainte déviatorique :

$$\dot{\epsilon}_{ij}^{de} = \frac{\dot{\sigma}_{ij}^d}{2G} \quad \text{Eq4.14}$$

Où G est le module de cisaillement élastique, et

La partie visqueuse du taux de déformation déviatorique est coaxiale avec le tenseur de contrainte déviatorique est donné par :

$$\dot{\epsilon}_{ij}^{dv} = \frac{3}{2} \left\{ \frac{\sigma_{ij}^d}{\bar{\sigma}} \right\} \dot{\epsilon} \quad \text{Eq4.15}$$

Où le taux de déformation scalaire  $\dot{\epsilon}$ , est composé de deux parties,  $\dot{\epsilon}_p$  et  $\dot{\epsilon}_s$ , correspondant au primaire et secondaire, respectivement :

$$\dot{\epsilon} = \dot{\epsilon}_p + \dot{\epsilon}_s \quad \text{Eq4.16}$$

La formulation pour le taux de fluage primaire dépend de l'ampleur du taux de fluage secondaire:

$$\dot{\epsilon}_p = \begin{cases} (A - B\dot{\epsilon}_p)\dot{\epsilon}_s & \text{si } \dot{\epsilon}_s \geq \dot{\epsilon}_{ss}^* \\ \left\{ A - B\left(\frac{\dot{\epsilon}_{ss}^*}{\dot{\epsilon}_s}\right)\dot{\epsilon}_p \right\} \dot{\epsilon}_s & \text{si } \dot{\epsilon}_s < \dot{\epsilon}_{ss}^* \end{cases} \quad \text{Eq4.17}$$

Le taux de fluage secondaire est :

$$\dot{\epsilon}_s = D\bar{\sigma}^n e^{(-Q/RT)} \quad \text{Eq4.18}$$

Où D, n, A, B et  $\dot{\epsilon}_{ss}^*$  sont des constantes matérielles, R est la constante de gaz universelle, Q est l'activation d'énergie, T est la température en degrés Kelvin et  $\bar{\sigma}$  est la grandeur de contrainte. Une approche itérative est utilisée pour appliquer les équations ci-dessus, car les modèles constitutifs dans FLAC Prenez les composantes du taux de déformation en tant que variables indépendantes. Sur les itérations prochaine et subséquente, les moyennes des nouveaux et anciens composants de contraintes sont utilisées Dans les équations de fluage.

$$\sigma_{ij}^d = (\sigma_{ij}^{d0} + \sigma_{ij}^{d'})/2 \quad \text{Eq4.19}$$

La notation du modèle WIPP est résumée et les valeurs typiques sont répertoriées dans le tableau 4.2:

WIPP notation	Unités	Typique
A	-	4.56
B	-	127
D	Pa <sup>-n</sup> S <sup>-1</sup>	5.79*10 <sup>-36</sup>
n	-	4.9
Q	Cal/mol	12
R	Cal/mol	1.987
$\dot{\epsilon}_{ss}^*$	S <sup>-1</sup>	5.39*10 <sup>-8</sup>

Tableau 4.2 : Notation pour la formulation WIPP

#### 4.5.5 Le model visco-plastique Burgers-Creep (a Burgers-creep viscoplastic model combining the Burgers-creep model and the Mohr-Coulomb model)

La viscoplasticité est la théorie en mécanique des milieux continus qui décrit le comportement inélastique dépendant de la vitesse de déformation des solides. La dépendance à la vitesse de déformation, dans ce contexte signifie que les déformations sont proportionnelles à la vitesse de chargement. Le comportement inélastique dans le cas de la viscoplasticité est un comportement plastique ce qui signifie que le matériau subit des Pour

une analyse qualitative, plusieurs essais caractéristiques sont réalisés pour décrire la phénoménologie des matériaux à comportement viscoplastique. Quelques exemples sont :

- essais d'écroutissage,
- essais de fluage,
- essais de relaxation,
- essais multi-axiaux déformations irréversibles quand un certain niveau de chargement est atteint

Un modèle viscoplastique Burgers-Creep en FLAC se caractérise par un comportement déviatorique visco-élasto-plastique et un comportement volumétrique élasto-plastique. Les composants viscoélastiques et de déformation en matière plastique sont supposés agir en série.

En tant que convention de notation dans cette section, nous utilisons les symboles  $S_{ij}$  et  $e_{ij}$  pour désigner les contraintes déviatoriques et les composants de contrainte:

$$S_{ij} = \sigma_{ij} - \sigma_0 \delta_{ij} \tag{Eq4.20}$$

$$e_{ij} = \epsilon_{ij} - \frac{e_{vol}}{3} \delta_{ij} \tag{Eq4.21}$$

Où

$$\sigma_0 = \frac{\sigma_{kk}}{3} \quad \text{Et} \quad e_{vol} = \sigma_{kk}$$

Le comportement déviatorique du modèle peut être décrit par les relations suivantes :

- Partitionnement de taux de contrainte

$$\dot{e}_{ij} = \dot{e}_{ij}^K + \dot{e}_{ij}^M + \dot{e}_{ij}^P \tag{Eq4.22}$$

- Kelvin

$$S_{ij} = 2\eta^K \dot{e}_{ij}^K + 2G^K e_{ij}^K \tag{Eq4.23}$$

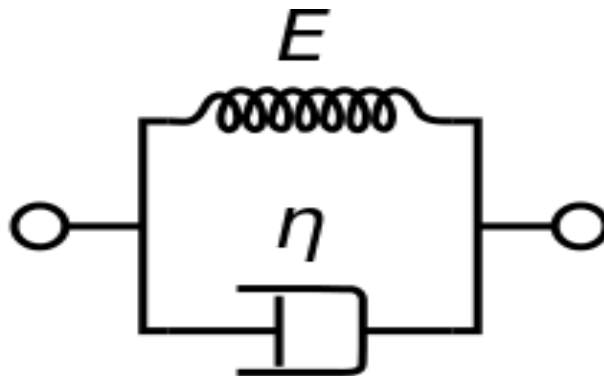


Figure 4.3 : Modèle de Kelvin-Voigt.

- Maxwell

$$\dot{e}_{ij}^M = \frac{\dot{S}_{ij}}{2G^M} + \frac{S_{ij}}{2\eta^M} \quad \text{Eq4.24}$$

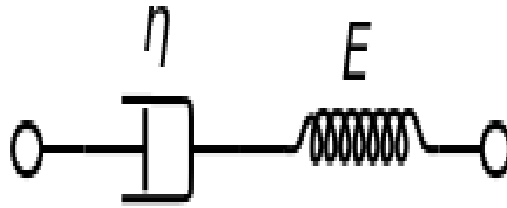


Figure 4.4 : Modèle de Maxwell.

- Mohr –coulomb

$$\dot{e}_{ij}^p = \lambda^* \frac{\partial g}{\partial \sigma_{ij}} - \frac{1}{3} \dot{e}_{vol}^p \delta_{ij} \quad \text{Eq4.25}$$

Dans ces formules, les propriétés K et G sont les modules de masse et de cisaillement, et η est la viscosité dynamique (densité de masse de la viscosité cinématique). L'enveloppe de rendement de Mohr-Coulomb est un composé de critères de cisaillement et de traction. Le critère de rendement est  $f = 0$ , et dans la formulation des axes principaux, nous avons

Cisaillement

$$f = \sigma_1 - \sigma_3 N_\phi - 2C\sqrt{N_\phi} \quad \text{Eq4.26}$$

Où C'est la cohésion matérielle,  $N_\phi$  est la friction,  $N_\phi = (1 + \sin \phi) / (1 - \sin \phi)$ ,  $\sigma^t$  est la résistance à la traction, et  $\sigma_1$  et  $\sigma_3$  sont les contraintes principales minimales et maximales (compression négative). La fonction potentielle g a la forme :

Ecart de cisaillement

$$g = \sigma_1 - \sigma_3 N_\psi \quad \text{Eq4.27}$$

Où ψ est la dilatation matérielle, et  $N_\psi = (1 + \sin \psi) / (1 - \sin \psi)$ . Enfin, la mise en œuvre du modèle suit de près les procédures décrites dans le manuel FLAC pour les modèles Burgers-creep et Mohr-Coulomb. Le principe est d'écrire Eq4.31 à Eq4.34 sous la forme d'incrément finis:

$$\Delta e_{ij} = \Delta e_{ij}^K + \Delta e_{ij}^M + \Delta e_{ij}^P \quad \text{Eq4.28}$$

$$\overline{S}_{ij} \Delta t = 2\eta^K \Delta e_{ij}^K + 2G\overline{e}_{ij} \quad \text{Eq4.29}$$

$$\Delta e_{ij}^M = \frac{\Delta S_{ij}}{2G^M} + \frac{\overline{S}_{ij}}{2\eta^M} \Delta t \quad \text{Eq4.30}$$

$$\Delta\sigma_0 = k(\Delta e_{vol} - e_{vol}^P) \quad \text{Eq4.31}$$

La contribution de la souche Kelvin peut être exprimée sous la forme

$$e_{ij}^{K,N} = \frac{1}{A} - [B e_{ij}^{K,O} + \frac{\Delta t}{4\eta^K} (S_{ij}^K S_{ij}^O)] \quad \text{Eq4.32}$$

Où

$$A = 1 + \frac{G^K \Delta t}{2\eta^K} \quad \text{Et} \quad B = 1 - \frac{G^K \Delta t}{2\eta^K}$$

$$S_{ij}^N = \frac{1}{a} [\Delta e_{ij} + \Delta e_{ij}^P + b S_{ij}^O - \left(\frac{B}{A} - 1\right) e_{ij}^{K,O}] \quad \text{Eq4.41}$$

Avec

$$a = \frac{1}{2 G^M} + \frac{\Delta t}{4} \left( \frac{1}{\eta^M} + \frac{1}{A\eta^K} \right) \quad \text{Et} \quad b = \frac{1}{2 G^M} - \frac{\Delta t}{4} \left( \frac{1}{\eta^M} + \frac{1}{A\eta^K} \right)$$

$$\sigma_0^N = \sigma_0^O + k(\Delta e_{vol} - e_{vol}^P) \quad \text{Eq4.33}$$

Dans la mise en œuvre du modèle dans FLAC, les nouveaux composants de contraintes d'essai  $\hat{s}_{ij}^N$  et  $\hat{\sigma}_0^N$  sont calculés à partir des Eq4.41 et Eq4.42 en supposant des incréments viscoélastiques. Les composants de contraintes principales d'essai sont calculés et triés, et la fonction de rendement est calculée. Tant que  $f \geq 0$ , les contraintes d'essai sont prises pour de nouveaux contraintes. Si  $f < 0$ , le flux plastique se déroule et les contraintes d'essai doivent être corrigées par un composant en raison d'une contrainte plastique supplémentaire avant que leurs valeurs ne soient affectées aux nouvelles contraintes et que la loi d'évolution, en utilisant la définition des composants déviatoriques:

$$\sigma_3^N = \hat{\sigma}_3^N - [\alpha_1 \Delta \epsilon_2^P + \alpha_2 (\Delta \epsilon_1^P + \Delta \epsilon_2^P)] \quad \text{Eq4.34}$$

Avec

$$\alpha_1 = k + \frac{2}{3a}$$

$$\alpha_2 = K - \frac{1}{3a} \quad \text{Eq4.35}$$

Sauf pour les définitions de  $\alpha_1$  et  $\alpha_2$ , ces formules sont semblables à celles obtenues dans la dérivation du modèle Mohr-Coulomb. La formulation de plasticité peut se dérouler selon des lignes similaires. Ce faisant, nous obtenons, pour le cisailage:

$$\sigma_3^N = \hat{\sigma}_3^N - \lambda(\alpha_2 - \alpha_1 N_\psi) \quad \text{Eq4.36}$$

Avec

$$\lambda = \frac{\sigma_1^N - \hat{\sigma}_1^N N_\phi + 2C\sqrt{N_\phi}}{(\alpha_1 - \alpha_2 N_\psi) - (\alpha_2 - \alpha_1 N_\psi) N_\phi} \quad \text{Eq4.37}$$



Et, pour le rendement de la traction:

$$\sigma_3^N = \widehat{\sigma}_3^N + \lambda \alpha_2 \quad \text{Eq4.38}$$

Avec

$$\lambda = \frac{\sigma^t - \widehat{\sigma}_3^N}{\alpha_1} \quad \text{Eq4.39}$$

Enfin, de nouvelles composantes de contraintes globales sont calculées, en supposant que les directions principales n'ont pas été affectées par l'apparition d'écoulement plastique.

La racine carrée du deuxième invariant et le module du premier invariant du tenseur de déformation plastique incrémental sont utilisés comme contributions incrémentales pour mesurer la quantité de souche plastique associée à la rupture de cisaillement et de traction respectivement.

Par défaut, les propriétés de viscosité Maxwell et Kelvin,  $\eta^K$  et  $\eta^M$ , sont infinies (bien qu'elles soient stockées comme zéro dans les tableaux de propriété de FLAC). Notez que si la valeur par défaut pour  $\eta^K$  est adoptée, le modèle suppose que  $G^k = 0$ , même si une valeur différente a été attribuée à cette propriété. La valeur par défaut pour  $G^k$  est nulle, et la valeur par défaut pour  $G^M$  est  $10^{-2}$ , quel que soit le système d'unités adopté.

La valeur par défaut pour le pas de temps est nulle, auquel cas le programme traite le matériau comme élastoplastique, avec seulement la partie élastique de la cellule Maxwell active.

Si les contraintes sont modifiées dans un modèle FLAC avec la commande INITIAL, les contraintes internes de Kelvin  $e_{ij}^K$ , ne seront pas compatibles avec elles, et les mouvements se produiront jusqu'à ce que les contraintes s'ajustent.

Pour éviter cette incompatibilité, les contraintes internes peuvent être définies pour refléter les valeurs actuelles des contraintes.

Les contraintes internes de Kelvin  $e_{ij}$ , sont disponibles pour l'inspection et la modification des utilisateurs, en tant que variables propriétés  $k - exx$ ,  $k - eyy$ ,  $k - ezz$  et  $k - exy$ .

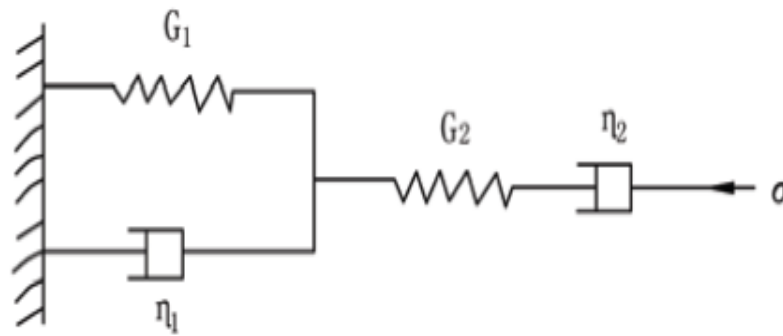


Figure4.5 : représentation de modèle Burgers-Creep

**4.5.6 Le model Visco-plastique WIPP-Creep (à WIPP-creep viscoplastic model combining the WIPP model and the Drucker- Prager model.)**

La viscosité est également modélisée en FLAC en combinant le modèle WIPP viscoélastique avec le Modèle de plasticité Drucker-Prager. Parmi les modèles de plasticité actuellement incorporés dans FLAC, le modèle Drucker-Prager est le plus compatible avec la loi WIPP-référence de fluage, car les deux modèles sont formulé en fonction du deuxième invariant du tenseur de contrainte déviatorique.

Les deux modèles présentent des réponses qui ne dépendent que de la distance radiale de la contrainte isotopique. La réponse du modèle Mohr-Coulomb, d'autre part, n'est pas isotrope car la contrainte principale intermédiaire n'entre pas dans sa formulation.

La fonction de rendement de cisaillement pour le modèle Drucker-Prager est (voir l'équation (4.32)) Dans les modèles constitutifs :

$$f^s = \tau + q_\phi \sigma_\circ - k_\phi \tag{Eq4.40}$$

Où  $f^s$  au rendement,  $\sigma_\circ = \frac{\sigma_{kk}}{3}$  et  $\tau = \sqrt{J_2}$  ou  $J_2$  est le deuxième invariant de tenseur déviatorique de contrainte. Les paramètres  $q_\phi$  et  $k_\phi$  sont des propriétés matérielles.

$$J_2 = \sigma_{ij}^d \sigma_{ij}^d / 2 \tag{Eq4.41}$$

La fonction de potentiel plastique en cisaillement,  $g^s$  est similaire à la fonction de rendement, avec la substitution de  $q_\psi$  pour  $q_\phi$  comme propriété matérielle qui contrôle la dilatation (voir l'équation (4.38)),

Si la condition de rendement ( $f^s = 0$ ) est respectée, les règles de flux suivantes s'appliquent.

$$\dot{\epsilon}_{ij}^{dp} = \lambda \frac{\partial g^s}{\partial \sigma_{ij}^d} \tag{Eq4.42}$$

Où  $\lambda$  est un multiplicateur (pas une propriété matérielle) à déterminer à partir de l'exigence selon laquelle le tenseur de contrainte finale doit satisfaire la condition de rendement.

$$\dot{\epsilon}_0^p = \lambda q_\psi \quad \text{Eq4.43}$$

Dans la formulation élastique / plastique de FLAC, ces équations sont résolues simultanément avec la condition  $f^s = 0$ , et la condition que la somme des contraintes élastiques et plastiques doit être égale à celle appliquée vitesse de déformation.

Le modèle Drucker-Prager de FLAC contient également une surface de rendement à la traction, avec une décision composite fonction utilisée à proximité de l'intersection des fonctions de cisaillement et de traction. La surface de rendement à la traction est :

$$f^t = \sigma_0 - \sigma^t \quad \text{Eq4.44}$$

Où  $\sigma^t$  est la limite de résistance à la traction. La fonction de potentiel plastique associée est

En utilisant une approche similaire à celle utilisée pour le rendement en cisaillement, les taux de déformation pour le rendement en traction sont :

$$\dot{\epsilon}_0^p = \lambda \quad \text{Eq4.45}$$

Où  $\lambda$  est déterminé à partir de la condition que  $f^t = 0$ . Notez que la résistance à la traction ne peut pas être supérieur à la valeur de la contrainte moyenne à laquelle  $f^s$  devient nul (c'est-à-dire  $\sigma^t < k_\phi / q_\phi$ ).

Lorsque l'écoulement fluide et le flux plastique se produisent, nous supposons que les taux de déformation associés agissent «en série»:

$$\dot{\epsilon}_{ij}^d = \frac{\dot{\sigma}_{ij}^d}{2G} + \frac{\sigma_{ij}^d}{2\bar{\sigma}} \{3\dot{\epsilon} + \sqrt{3}\lambda\} \quad \text{Eq4.46}$$

La procédure d'itération incorporée dans le schéma de solution de fluage peut être étendue pour inclure les plastiques incréments de contrainte.

$$\sigma_{ij}^{d'} = \sigma_{ij}^{d\circ} + 2G\Delta t \left\{ \dot{\epsilon}_{ij}^d - \frac{\sigma_{ij}^d}{2\bar{\sigma}} (3\dot{\epsilon} + \sqrt{3}\lambda) \right\} \quad \text{Eq4.47}$$

En supposant que les composants de contrainte moyenne ( $\sigma_{ij}^{d'}$  et  $\bar{\sigma}$ ) sont constants.

Pour le rendement en traction,  $\sigma^t > \sigma^t$ . En outre, si la contrainte de cisaillement est non nulle, la fonction suivante est utilisée pour décide si le taux de cisaillement ou de traction est en cours.

$$\tau_p = k_\phi - q_\phi \sigma^t \quad \text{Eq4.48}$$

Afin d'inclure un comportement d'adoucissement, une déformation plastique accumulée  $\epsilon^{dp}$  est calculée, en fonction du deuxième invariant du tenseur d'incrément de déformation déviatorique:

$$\epsilon^{dp} = \epsilon^{dp} + \Delta t \sqrt{\dot{\epsilon}_{ij}^{dp} \dot{\epsilon}_{ij}^{dp} / 2} \quad \text{Eq4.49}$$

Il n'y a pas de support intégré pour les tables adoucissantes, mais une fonction FISH qui scanne la grille tous les quelques Les étapes et les propriétés de recomptes basées sur la valeur actuelle de  $\epsilon^{dp}$  peuvent être écrites.

#### 4.5.6 Un modèle constitutif sel écrasé (a crushed-salt constitutive model)

Un modèle constitutif de sel écrasé est implémenté dans FLAC pour simuler la volumétrie et la déviatrice Comportements de compactage par effraction. Le modèle est une variante de la loi sur le renvoi de référence WIPP et est sur la base du modèle décrit par sjaardema et Krieg (1987), avec un composant déviatorique ajouté tel que proposé par Callahan et DeVries (1991).

Dans le modèle constitutif du sel écrasé, la densité du matériau,  $\rho$ , est une variable qui évolue en tant que fonction de la souche volumétrique compressive  $\epsilon_v$ . de la valeur initiale du positionnement du sel broyé,  $\rho_i$ , à la dernière densité de sel intacte  $\rho_f$ . La relation entre le taux de variation de la souche volumétrique et la densité pour une utilisation dans la formulation Lagrangienne incrémentale FLAC peut être décrite comme suit. (Rappelles en tant que convention, les contraintes et les tensions sont négatives en compression).

Considérons un domaine matériel de masse  $m$ , qui a l'instant  $t$  a le volume  $V_0$  et la densité  $\rho_0$ , et laisser l'augmentation de la tension volumétrique  $\Delta\epsilon_v$ , correspond à une variation de volume  $\Delta V$ , et densité de  $\rho_0$  à  $\rho$  pendant l'intervalle de temps  $\Delta t$ . En vertu de la conservation de masse, nous avons :

$$\rho_0 V_0 = \rho (V_0 + \Delta V) \quad \text{Eq4.50}$$

Et par définition la souche volumétrique, on obtient :

$$\rho = \frac{\rho_0}{1 + \Delta\epsilon_v} \quad \text{Eq4.51}$$

En outre, d'une approche continue nous pouvons écrire :

$$\rho = \frac{m}{V} \quad \text{Eq4.52}$$

En utilisant  $\dot{\epsilon}_v = -\frac{\dot{V}}{V}$  avec la définition Eq. (4.50), nous obtenons, après une certaine manipulation.

$$\dot{\epsilon}_v = -\frac{\dot{\rho}}{\rho} \quad \text{Eq4.53}$$

Une mesure du compactage du sel broyé est donnée par la densité fractionnée  $F_d$ , définie comme le rapport entre les densités de sel réelles et finales:

$$F_d = \frac{\rho}{\rho_f} \quad \text{Eq4.54}$$

Dans cette expression, le module de masse,  $K$  et le module de cisaillement  $G$  sont liés à la densité par une loi empirique non linéaire de la forme

$$K = K_f e^{K_1(\rho - \rho_f)} \quad \text{Eq4.55}$$

$$G = G_f e^{G_1(\rho - \rho_f)} \quad \text{Eq4.56}$$

Où  $\rho_f$ ,  $K_f$  et  $G_f$  sont des propriétés du sel intact, et  $K_1$ ,  $G_1$  sont deux constantes déterminées de la condition que la masse et le cisaillement doivent prendre leurs valeurs initiales à la valeur initiale de la densité.

Le terme de compactage visqueux affecte à la fois le comportement volumétrique et le cisaillement. Il est basé sur une expérience loi de taux de compactage de la forme.

$$\dot{\rho}^c = -B_0 [1 - e^{-B_1 \sigma}] e^{-B_2 \rho} \quad \text{Eq4.57}$$

Où  $\sigma = \frac{\sigma_{kk}}{3}$  est la contrainte moyenne, et  $B_0$ ,  $B_1$ ,  $B_2$  sont des constantes déterminées expérimentalement à partir de Résultats des tests de compactage isotropes.

Dans la mise en œuvre de FLAC, on suppose que le compactage volumétrique ne peut avoir lieu que si le stress moyen est compressif. En outre, un plafond est supposé pour l'expression ci-dessus, de sorte qu'aucun un compactage supplémentaire survient une fois que la densité de sel intacte a été atteinte.

$$\dot{\epsilon}_{ij}^c = \frac{1}{\rho} B_0 [1 - e^{-B_1 \sigma}] e^{-B_2 \rho} \quad \text{Eq4.58}$$

Le taux de contrainte de compactage total a l'expression

$$\dot{\epsilon}_{ij}^c = \dot{\epsilon}_v^c \left[ \frac{\delta_{ij}}{3} - \beta \frac{\sigma_{ij}^d \delta_{ij}}{\bar{\sigma}} \right] \quad \text{Eq4.59}$$

Où  $\sigma_{ik}^d$  est le tenseur de contrainte déviatorique,  $\bar{\sigma} = \sqrt{3J_2}$  et  $J_2 = \frac{\sigma_{ij}^d \sigma_{ij}^d}{2}$

Au fur et à mesure que le matériau s'approche du compactage complet, la densité fractionnée approche un. Parce qu'un chapeau est introduit pour éliminer le compactage par fluage lorsque la densité de sel intacte est atteinte, le comportement de cisaillement visqueux évolue vers le sel intact. Notez que, dans le cadre du modèle WIPP, le comportement intact du

fluide salin est déclenché par des contraintes déviatorique, tandis que le volumétrique le comportement est élastique.

Dans la mise en œuvre FLAC du modèle de sel écrasé, les contraintes totales et les taux de déformation sont décomposé en composants volumétriques et déviatorique.

Les équations incrémentales régissant le comportement volumétrique est linéarité et résolu explicitement pour l'augmentation de contrainte moyenne.

Le montre de taux de déformation du compactage est ensuite dérivé et utilisé dans l'expression du comportement déviatorique dont la mise en œuvre suit de la même façon que celle adoptée pour le modèle WIPP. Enfin, les contraintes totales pour l'étape sont évaluées à partir des composants volumétriques et déviatorique mis à jour (Online Manual Table of contents. FLAC Version 7.0).

## 4.6 Modélisation et les résultats obtenus

### 4.6.1 L'essai triaxial

Durant les premiers développements de la mécanique des sols, l'essai de cisaillement direct était le plus commun. Jusqu'à ce que Casagrande entreprennent un projet de recherche sur un essai de compression qui fut plus efficace que l'essai de cisaillement direct. De nos jours, cet essai qui est appelé essai triaxial, est de loin le plus utilisé des deux malgré sa complexité.

L'essai comporte deux parties ayant pour but la détermination de la résistance au cisaillement du sol en question et les paramètres de résistances totale et effective des sols cohérent à savoir argiles et limons :  $c$  et  $c'$  étant respectivement les cohésions apparentes et effectives,  $\varphi$  et  $\varphi'$  les angles de frottements internes apparents et effectifs (Melle Hanane Hazmoune, 2002).

### 4.6.2 Test de cisaillement triaxial non détérioré consolidé

Afin d'effectuer des essais de cisaillement triaxial non drainés consolidés (CU), les déchets ont été compactés dans une cellule cylindrique. Des essais ont été effectués selon la norme ASTM D4767 (ASTM, 2007) avec des échantillons cylindriques avec un diamètre moyen de 70 mm et une hauteur de 140 mm Pour chaque type de déchets, trois échantillons identiques ont été préparés puis insérés dans des membranes latex.

Tous les échantillons ont d'abord été soumis à une pression de confinement de 35 kPa et une contrainte de 21 kPa et ont été saturés. Les échantillons étaient alors isotropes constamment consolidé sous différentes pressions de confinement de 69, 138 et 276 kPa et le changement de volume a été mesuré.

Les échantillons DSM ont finalement été soumis à un cisaillement dans des conditions non drainées. Les pressions de l'eau de pores ont été mesurées pendant le cisaillement.

Pour assurer une pression uniforme des pores dans l'échantillon, les échantillons ont été cisailés à un taux de contrainte constant (environ 1% par minute)

La vitesse 1 % par minute = 0.01 m/min =  $\frac{0.01}{60} = 0.0001666667$  m/s (Babu et al, 2009).

- Fixé l'axe y
- Application d'une pression de confinement (différentes valeurs de confinement) dans  $i=2$
- génération des contraintes initiales selon l'axe x et y, z
- évitement de l'écoulement (pour l'essai triaxiale non drainé)
- initialisation de vitesse de déplacement
- lancement de fluage

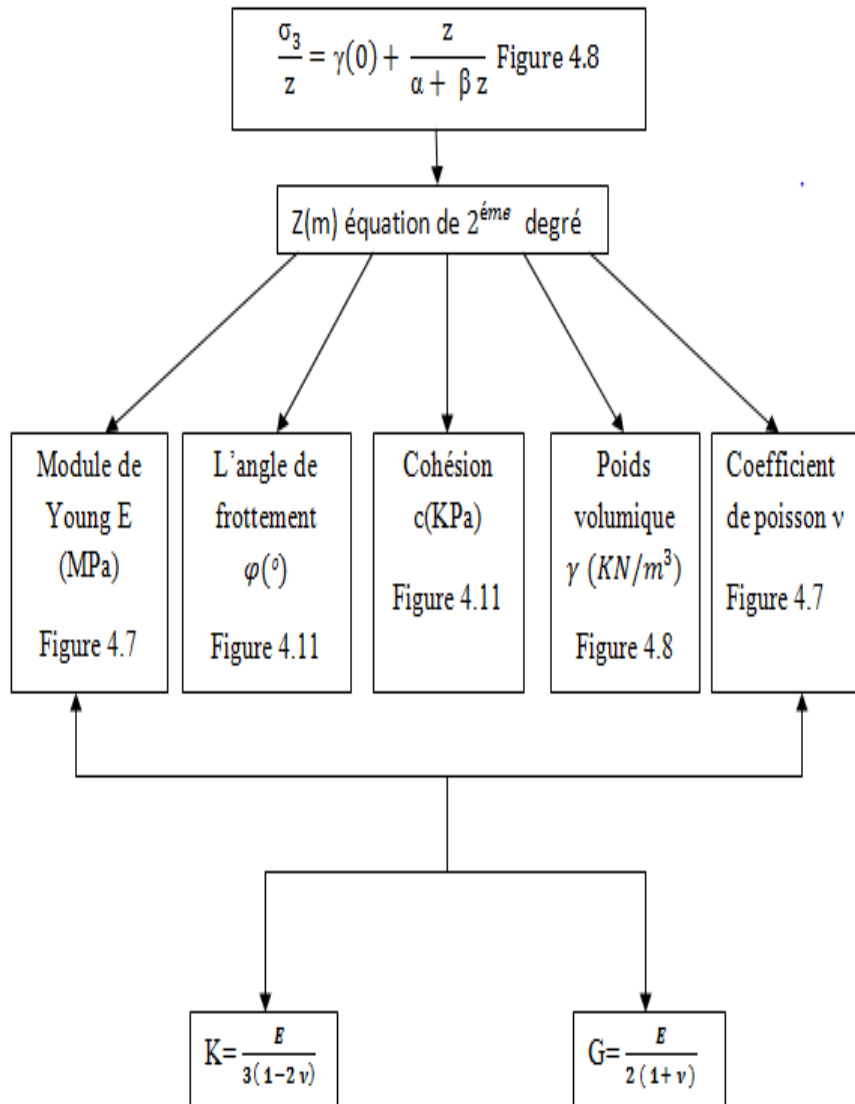


Figure 4.6 : les étapes de calcul

### 4.6.3 Poids volumique

Les données publiées sur le poids unitaires de DSM montrent un' importance « dispersion » d'un site à l'autre (tableau 1.1) et parfois le mêmes site (généralement 3-15 kN/m<sup>3</sup>). Le poids unitaires de DSM dépend non seulement de sa composition (pourcentage de plastique, papier, nourriture, etc...), mais aussi sur plusieurs facteurs qui interagissent les uns avec les autres. Celles-ci sont par exemple : la profondeur (c.-à-d. La contrainte de confinement effectif).

L'âge et l'effort de dégradation et de compactage. Cependant, certains typique de comportement peut être identifié ; par exemple : le poids unitaire tend à augmenter lorsque les déchets sont dégradés. Cette augmentation de poids unitaires pourrait avoir un effet considérable sur le comportement contrainte-déformation de DSM car elle influence la répartition de contrainte dans le déchet.

$\gamma$ KN/m <sup>3</sup>	commentaires	Référence
6	DSM avec une couche de 2 m d'épaisseur compacte par un rouleau de 21 t	Watts et Charles ,1990
8	DSM avec une couche de 0,6 m d'épaisseur compacte par un rouleau de 21 t	
10	À 3 m de profondeur	Oweiss et khera ,1990
15	À 55 m de profondeur	
3-9	Faible compaction	Fasset et al, 1994
5- 7.8	Compactage moyen	
8.8- 10.5	Bon compactage	
10.2	Site de Cincinnati	Eid et al, 2000
6-7	Déchets frais juste après le compactage	Kavazanjian, 2001
14-20	Déchets dégradés à forte teneur en sol	
12.33	Indisponible.	Jones et Dixon, 2005
8.8	Sur le site Cruz das Muribeca Recife au Brésil	Charabaghi et al, 2008
14.7	Sur un site en France à 4e6 m de profondeur	
9.4	Sur un site en France à 27e32 m de profondeur	Soltz et al, 2009
7.8	Sur un site en France, âgé de 8 ans sous 200 kPa	Ecogeos, 2011

Tableau 4.3: Diverses valeurs publiées du poids unitaire des déchets



#### 4.6.4 Paramètres élastiques: le module de Young et le coefficient de Poisson

Comme le poids unitaire, les paramètres élastiques peuvent varier dans un site donné. Par exemple, le coefficient  $\nu$  de Poisson tend à augmenter à mesure que la dégradation des déchets augmente tandis que le module élastique pourrait être faible pour les déchets frais. Notez également que le module de Young  $E$  augmente avec la profondeur et le contrainte de confinement (Beaven et Powrie, 1995; Castelli et Maugeri, 2008; Singh et Fleming, 2008). Quelques paramètres élastiques De la littérature sont présentés dans le tableau 3 qui montre que  $0,5 \text{ MPa} < E < 7 \text{ MPa}$  et  $0,05 < \nu < 0,45$ .

Pour cette étude, nous supposons que les paramètres élastiques des nouveaux déchets sont inférieurs à ceux des vieux déchets parce que les nouveaux déchets devraient être moins consolidés et donc plus compressibles que les vieux déchets.

E (MPa)	$\nu$	commentaires	Référence
Indisponible	0.49	Des vitesses d'onde de compression et de cisaillement dans les déchets liquides et solides à San Pablo Bay, Richmond, Californie, USA	Sharma et al, 1990
Indisponible	0.33	À partir des vitesses d'onde de compression et de cisaillement e Valeur moyenne retenue en raison d'une dispersion importante	Matasovic et kavazanjin
Indisponible	0.36	Spécifique pour les déchets drainés à haute perméabilité	Jones et discon ,2005
Indisponible	0.29 – 0.46	Des vitesses d'onde de compression et de cisaillement dans un bioréacteur	Singh et fleming, 2008
Indisponible	0.25	1ère phase de dégradation: phase de retard	Varga, 2011
0.5	0.3	Débarquement de Milegate, Royaume-Uni	Zamara et al, 2014

*Tableau 4.4: Diverses valeurs publiées des paramètres élastiques des déchets (Tano et al, 2016)*

Pour cette étude, nous supposons que les paramètres élastiques des nouveaux déchets sont inférieurs à ceux des vieux déchets parce que les nouveaux déchets devraient être moins consolidés et donc plus compressibles que les vieux déchets.

Figure 4.4 montres les profils des paramètres élastiques de la DSM utilisés dans cette étude, qui ont été obtenus en utilisant les hypothèses qui ont été décrites (Tano at al, 2016).

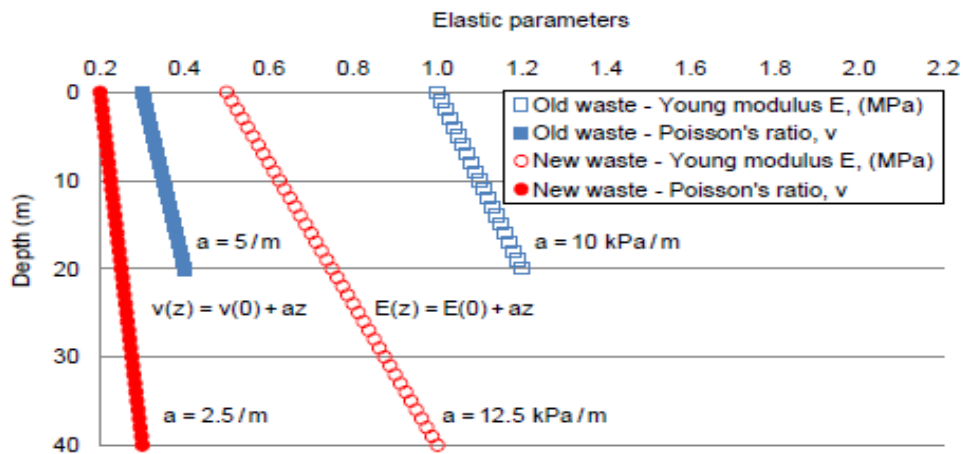


Figure 4. 7 : la variation des paramètres élastiques en fonction de profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets utilisés dans cette étude (Tano et al, 2016)

A partir de la figure au-dessus on trouve l'équation de chaque ligne :

**Pour le déchet frais :**

**Coefficient de poisson  $\nu$**

$$\nu(z) = az + \nu(0)$$

$$1\text{cm} \longrightarrow 2$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \nu(0) = 0.215 = b \\ \nu(40) = 0.31 = 40a + b \end{array} \right.$$

$$a = \frac{0.31 - 0.21}{40} = 0.0025$$

$$\nu(z) = 0.0025z + 0.215 \tag{Eq4.60}$$

**Module de Young E (MPa)**

$$1\text{cm} \longrightarrow 2 \text{ KPa}$$

$$E(z) = az + E(0) \left\{ \begin{array}{l} E(0) = 0.505 \\ a = 0.0125 \end{array} \right.$$

$$E(z) = 0.0125z + 0.505 \tag{Eq4.61}$$

**Pour le déchet ancien :**

**Coefficient de poisson  $\nu$**

$$\nu(z) = az + \nu(0) \left\{ \begin{array}{l} \nu(0) = 0.32 \\ a = 0.005 \end{array} \right.$$

$$v(z) = 0.005z + 0.32 \tag{Eq 4.62}$$

Module de Young E (MPa)

$$E(z) = az + E(0) \quad \left\{ \begin{array}{l} E(0) = 1.02 \\ a = 0.01 \end{array} \right.$$

$$E(z) = 0.01z + 1.02 \tag{Eq 4.63}$$

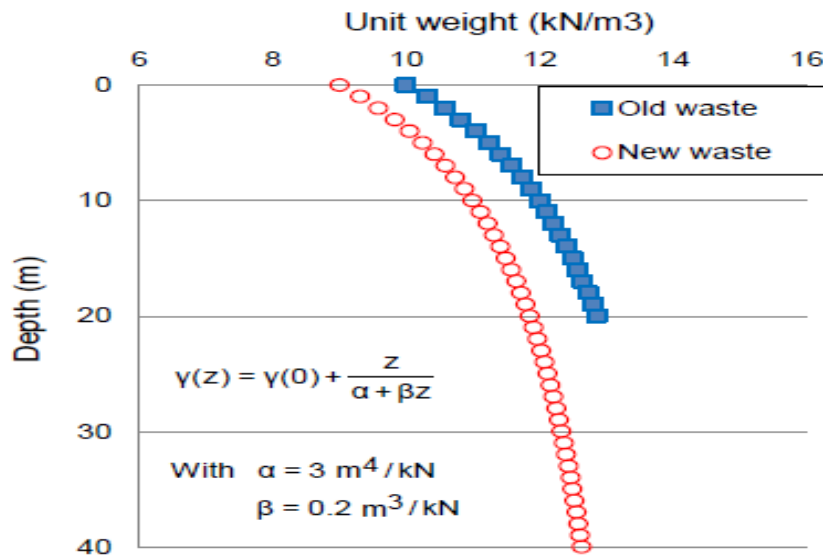


Figure 4.8 : La variation du poids unitaire en fonction de la profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets (Tano B.F.G et al, 2016)

A partir de la figure au-dessus on trouve les valeurs des profondeurs (z) correspondant à chaque contrainte de confinement

En a  $\sigma_3 = \gamma(z) \implies \gamma(z) = \frac{\sigma_3}{z}$  Avec  $\sigma_3$  (contrainte de confinement en KPa)

$$\frac{\sigma_3}{z} = \gamma(0) + \frac{z}{\alpha + \beta z} \implies \sigma_3 - z \left( \gamma(0) + \frac{z}{\alpha + \beta z} \right) = 0$$

$$\sigma_3 - z \gamma(0) - \frac{z^2}{\alpha + \beta z} = 0$$

$$\alpha \sigma_3 + \beta z \sigma_3 - z \alpha \gamma(0) - \beta \gamma(0) z^2 = 0 \tag{Eq 4.64}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \alpha = 3 \text{ m}^4/\text{kN} \\ \beta = 0.2 \text{ m}^3/\text{kN} \\ \gamma(0) = 9 \text{ kN}/\text{m}^3 \text{ pour le déchet frais} \\ \gamma(0) = 10 \text{ kN}/\text{m}^3 \text{ pour le déchet enceins} \end{array} \right.$$

**Pour le déchet frais ( $\gamma(0) = 9 \text{ kN/ m}^3$ ) :**

**Si la contrainte de confinement égale a 69 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8 z^2 - 13.2 z + 207 = 0 \text{ donc } \Delta = b^2 - 4ac = 2492.64 \implies \sqrt{\Delta} = 49.93$$

$$z_1 = \frac{-b - \sqrt{\Delta}}{2a} = \frac{13.2 - 49.93}{-5.6} = 6.56 \text{ m}$$

$$z_2 = \frac{-b + \sqrt{\Delta}}{2a} = \frac{13.2 + 49.93}{-5.6} = -11.27$$

**Si la contrainte de confinement égale a 138 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8 z^2 + 0.6 z + 414 = 0 \implies z = 12.26 \text{ m}$$

**Si la contrainte de confinement égale a 276 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8 z^2 - 28.2z + 828 = 0 \implies z = 22.95 \text{ m}$$

**Pour le déchet ancien ( $\gamma(0) = 10 \text{ kN/ m}^3$ ) :**

**Si la contrainte de confinement égale à 69 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-3z^2 - 16.2z + 207 = 0 \quad z = 6.04 \text{ m}$$

**Si la contrainte de confinement égale à 138 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-3z^2 - 2.4z + 414 = 0 \quad z = 11.35 \text{ m}$$

**Si la contrainte de confinement égale à 276 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-3z^2 + 25.2z - 828 = 0 \implies z = 21.33$$

	<b>Déchet frais</b>	<b>Déchet ancien</b>
69 KPa	$\left\{ \begin{array}{l} E = 0.587 \text{ MPa} \\ v = 0.23 \end{array} \right.$	$\left\{ \begin{array}{l} E = 1.08 \text{ MPa} \\ v = 0.35 \end{array} \right.$
138 KPa	$\left\{ \begin{array}{l} E = 0.66 \text{ MPa} \\ v = 0.24 \end{array} \right.$	$\left\{ \begin{array}{l} E = 1.13 \text{ MPa} \\ v = 0.38 \end{array} \right.$
276 KPa	$\left\{ \begin{array}{l} E = 0.79 \text{ MPa} \\ v = 0.27 \end{array} \right.$	$\left\{ \begin{array}{l} E = 1.23 \text{ MPa} \\ v = 0.43 \end{array} \right.$

Type de déchets	Contrainte de confinement (KPa)	Z (m)	E (MPa)	$\nu$	$K = \frac{E}{3(1-2\nu)}$ (MPa)	$G = \frac{E}{2(1+\nu)}$ (MPa)
Déchets frais	69	6.56	0.587	0.23	0.36	0.24
	138	12.26	0.66	0.24	0.42	0.27
	276	22.95	0.79	0.27	0.57	0.31
Déchets anciens	69	6.04	1.08	0.35	1.05	0.4
	138	11.35	1.13	0.38	1.67	0.41
	276	21.33	1.23	0.43	2.93	0.43

Tableau 4.5: les valeurs calculées de  $z$  et  $E$  et  $\nu$  et  $K, G$

4.6.5 Comportement à la rupture : cohésion et angle de frottement

Tandis que la plupart de matériaux minéraux atteignent leur pic de cisaillement pour des déformations voisines de 5 %, les plupart des déchets (notamment ménagers) ont la particularité de voir leur résistance croître jusqu’à des déformations de l’ordre de 40 à 50 % dans le cas d’essais triaxiaux (Jessberger et al, 1995).

La Figure 5.6 illustre très bien cette différence de comportement en déformation entre d’une part des ordures ménagères, de l’autre un sable pulvérulent ou renforcé par des fibres.

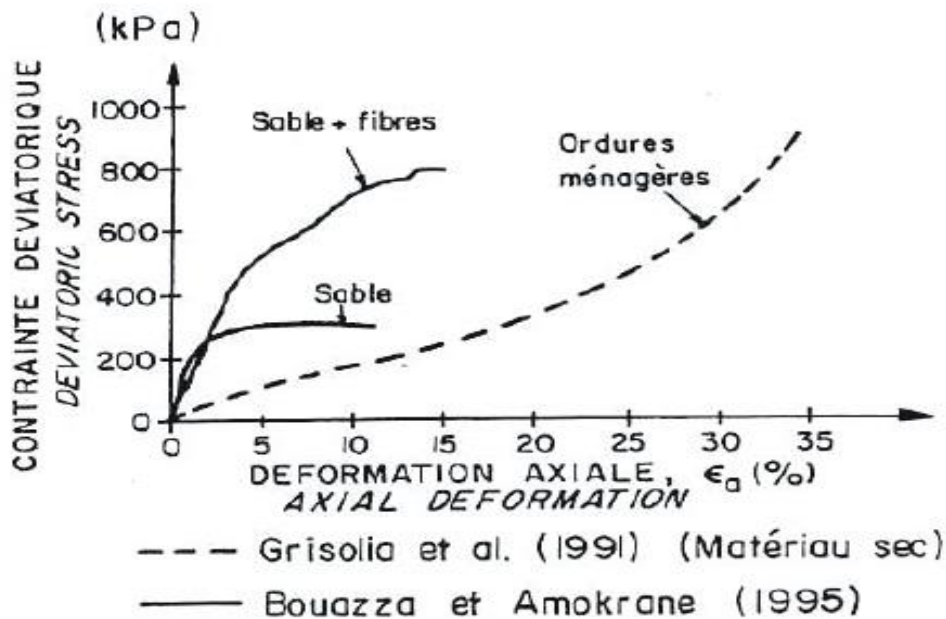


Figure 4.9 : Courbes type contrainte tangentielle – déformation tirées d’essais triaxiaux (Manassero et al, 1996)

Cette différence de comportement s'explique notamment par la présence de fibres (plastique, papier, carton, textile, etc.) dans le matériau. C'est un comportement type 'sol renforcé. Kölsch, 1993 a montré que ces matériaux fibreux, bien que strictement non cohérents, étaient capables de mobiliser des forces de traction sans déplacement (parfois dénommée cohésion de fibre), ce qui explique leur capacité à être talutés sur des pentes quasi verticales. Kölsch, 1995 a travaillé en détail pour le développement d'un modèle de palier pour les déchets en général.

L'auteur a expliqué le comportement au cisaillement des déchets avec le concept de résistance à la traction causé par les particules fibreuses qui interconnectent divers matériaux lorsque les contraintes de cisaillement sont mobilisées.

Cette résistance à la traction s'ajoute à l'équation de Coulomb en pourcentage de l'angle de résistance à la traction et de la cohésion des fibres comme suit:

$$\tau = c + \Delta z^* \sigma^* \tan \zeta + \sigma^* \tan \varphi \quad \text{Eq4.65}$$

Où  $\Delta z$  = cohésion fibreuse

$\tan \zeta$  = angle de forces de traction

Par ailleurs, s'agissant de l'influence du temps sur les paramètres du déchet à la rupture, Jessberger et Köckel, 1993 ainsi que Kölsch, 1993 évoquent un certain nombre de résultats militant en faveur d'une diminution de l'angle de frottement interne au cours du temps. Ils attribuent cette diminution à la disparition progressive des fibres organiques du déchet. Landva et Clark, 1986 ont observé la diminution des paramètres de résistance au cisaillement pour les spécimens laissés dans les conteneurs pendant un an avec une valeur d'angle de friction de  $9^\circ$  par rapport à la résistance au cisaillement des déchets frais (angle de friction de  $24^\circ$  à  $42^\circ$ ) avec une cohésion entre 10 et 23 kPa.

Au contraire, Carucci et al, 1991 considèrent une augmentation des caractéristiques à la rupture avec le temps compte tenu de la densification du matériau.

Dans la pratique, suivant le mode de détermination des paramètres précédents, la définition d'une loi de rupture peut s'avérer difficile compte tenu que le déchet peut subir de larges déformations sans montrer de signe d'instabilité.

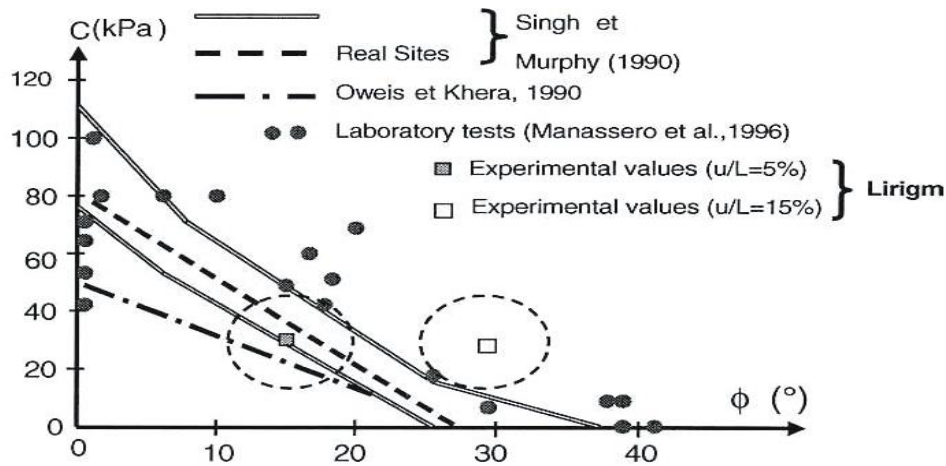


Figure 4.10 : Valeurs des paramètres à l'état limite  $c$  et  $\phi$  tirées de la littérature (Gotteland et al, 2002)

**Gabr et Valero ,1995** ont testé des spécimens de déchets de 15 à 30 ans dans des essais de cisaillement direct. Ces spécimens ont affiché un gain de résistance continu à des déplacements horizontaux bien supérieurs à 10% du diamètre de l'échantillon. En conséquence, aucune force de pointe n'a été détectée. Par conséquent, les auteurs ont évalué les valeurs de  $c$  et  $\phi$  à une contrainte de 5 et 10%, respectivement, et ont suggéré que l'angle de friction augmente en fonction de l'augmentation du déplacement horizontal tandis que la cohésion reste essentiellement constante. Ils ont toutefois déclaré qu'une grande variation des angles de frottement mesurés pourrait résulter du choix incohérent d'une grandeur de déplacement horizontal pour la réduction de données.

**Singh et Murphy ,1990 et Jessberger et Kockel ,1993** : l'identification de l'échec de la courbe de contrainte- déformation des déchets est très difficile. Plusieurs auteurs (Landva et Clark, 1986; Del Greco et Oggeri, 1993; Jessberger et Kockel, 1993; Zekkos et al, 2006) ont étudié la résistance au cisaillement des déchets et ont montré que la cohésion  $c$  et l'angle de friction  $\phi$  peuvent varier considérablement pour l'évacuation. Le tableau 4.6 montre cette dispersion importante, avec  $c$  allant de 0 à 85,9 kPa et  $\phi$  de  $0^\circ$  à  $53^\circ$ . Trois gammes de  $c$  et  $\phi$  peuvent être identifiées: le premier ensemble de gammes couvre une cohésion élevée (25 -100 kPa) et un faible angle de frottement ( $0^\circ$  -  $10^\circ$ ). Le deuxième ensemble de gammes est l'opposé avec la basse adhérence (0 - 10 kPa) et angle de frottement élevé ( $25^\circ$  -  $40^\circ$ ). Le dernier ensemble de gammes couvre les valeurs intermédiaires. Cette étude utilise le deuxième ensemble de gammes car il semble être le plus commun, en fonction de notre expérience. En outre, la variation de la résistance au cisaillement des déchets dans le temps peut varier considérablement d'un site à l'autre.

c (KPa)	$\phi$ (°)	commentaires	Référence
0	24 - 42	Petit test triaxial (TT)	Stoll ,1971
10 - 23	24 - 42	Essai de cisaillement direct (ESD) sur plusieurs échantillons provenant de sites d'enfouissement au Canada	Landva et clark, 1986
0	39 - 53	ESD à 10% du déplacement tangentiel	Siegle et al, 1990
10	25	Analyse rétrospective (AR), tranchée dans la masse de déchets	Cowland et al, 1993
2 - 3	15 - 20	Large TT à 10% e15% de la souche axiale	Grisolia et al, 1995
67	23	Large ESD	Caicedo et al, 2002
9 - 14	20 - 29	ESD et grande TT	Harris et al, 2006
0	36 - 41	TT à la pression de confinement de 200 kPa	Zekkos et al, 2006
0 – 8.4	35 - 47	Large TT	Singh et al, 2009
0 – 85	2.4 – 34.1	ESD à 10% de souche sur un gaspillage âgé de 5 ans et onze ans d'un site en France	Ecogeos, 2011

Tableau 4.6 : Diverses valeurs publiées de l'angle de cohésion et de frottement des déchets (Tano et al, 2016)

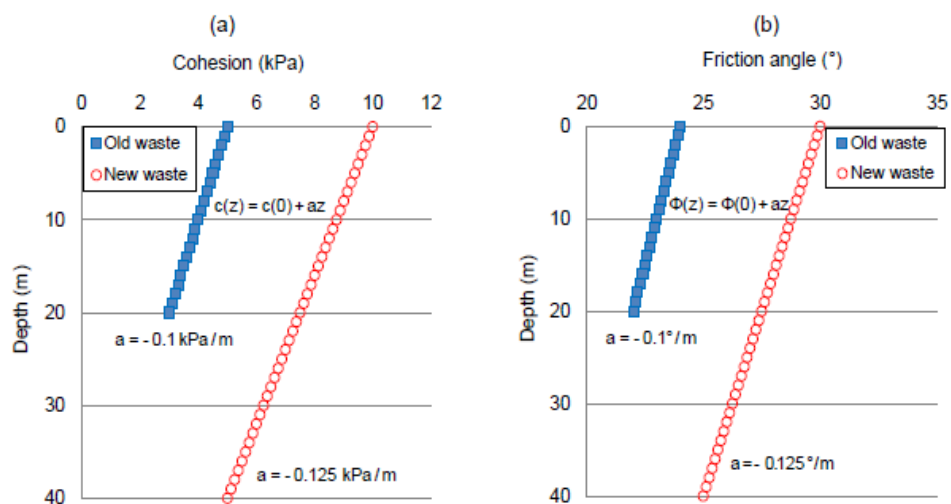


Figure 4.11 : la variation de la cohésion (a) et l'angle de frottement (b) en fonction de la profondeur pour les nouveaux déchets et les vieux déchets (Tano et al, 2016)

A partir de la figure au-dessus en trouve l'équation de chaque ligne :



**Pour le déchet frais :**

**L'angle de frottement (°)**

$$\varphi(z) = az + \varphi(0) \quad \left\{ \begin{array}{l} \varphi(0) = 30^\circ \\ a = -0.125 \end{array} \right.$$

$$\varphi(z) = -0.125z + 30 \quad \text{Eq 4.66}$$

**Cohésion (KPa)**

$$c(z) = az + E(0) \quad \left\{ \begin{array}{l} c(0) = 10 \text{ KPa} \\ a = -0.1257 \end{array} \right.$$

$$c(z) = -0.1257z + 10 \quad \text{Eq 4.67}$$

**Pour le déchet enciens**

**L'angle de frottement (°)**

$$\varphi(z) = az + \varphi(0) \quad \left\{ \begin{array}{l} \varphi(0) = 24.04 \\ a = -0.1 \end{array} \right.$$

$$\varphi(z) = -0.1z + 24.04 \quad \text{Eq 4.68}$$

**Cohésion (KPa)**

$$c(z) = az + E(0) \quad \left\{ \begin{array}{l} c(0) = 5.04 \\ a = -0.1 \end{array} \right.$$

$$c(z) = -0.1z + 5.04 \quad \text{Eq 4.69}$$

Type de déchet	$\sigma_3$ (KPa)	z(m)	c (KPa)	$\varphi$ (°)	$\gamma$ (KN/ m <sup>3</sup> )
Déchets frais	69	6.56	9.18	29.18	10.52
	138	12.26	8.46	28.47	11.25
	276	22.95	7.12	27.13	12.02
Déchets anciens	69	6.04	4.44	23.44	11.44
	138	11.35	3.91	22.91	12.15
	276	21.33	2.91	21.91	12.94

*Tableau 4.7 : les valeurs calculées de c et  $\varphi$ , z,  $\gamma$*

4.6.6 Essai triaxiale non drainé

$$\text{En a : } K = \frac{2G(1+\nu)}{3(1-2\nu)}$$

4.6.6.1 Déchets frais

Pour le contrainte de confinement = 276 KPa :

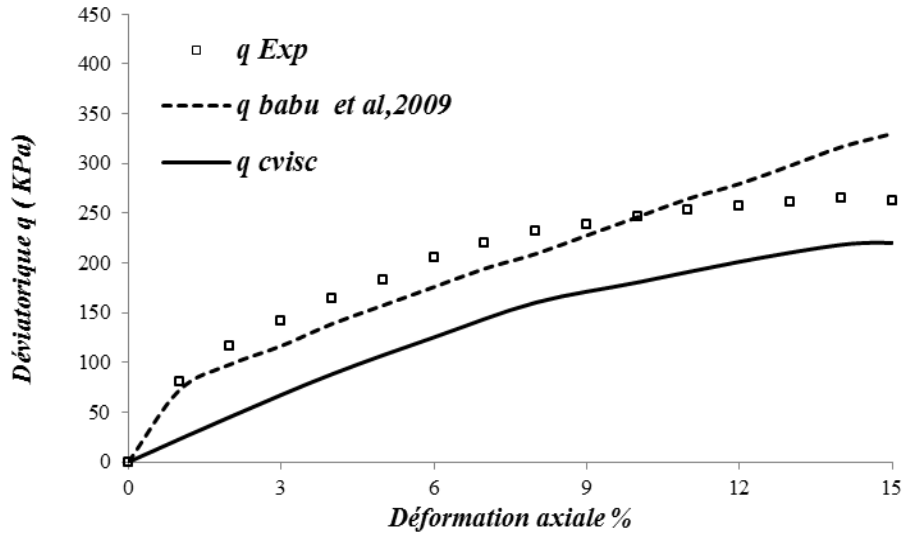


Figure 4.12 : La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais

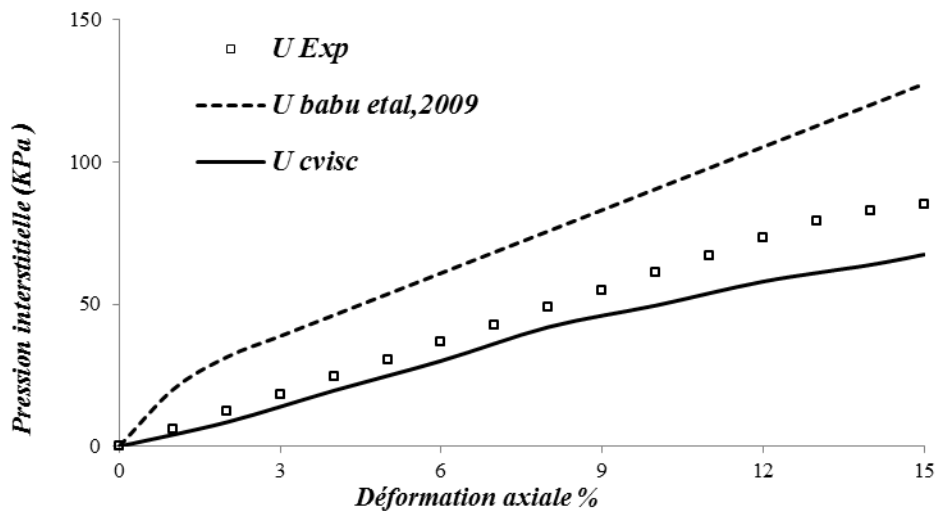


Figure 4.13 : la variation de la pression interstitielle  $U$  (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais

Pour le contrainte de confinement = 138 KPa :

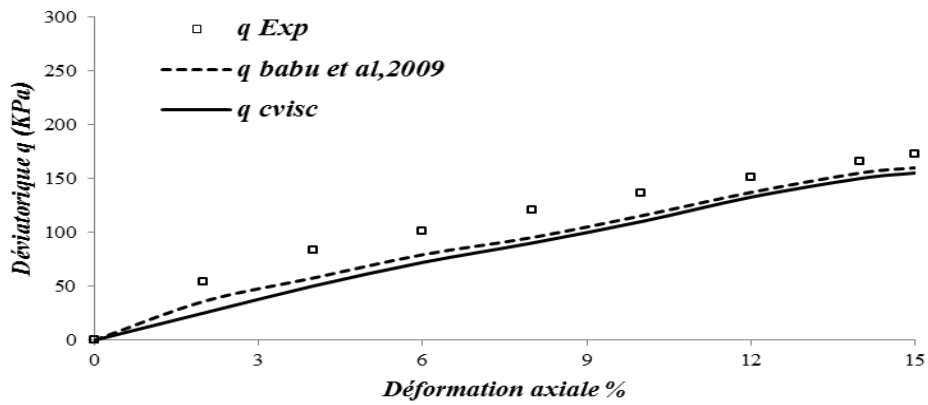


Figure 4.14: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais

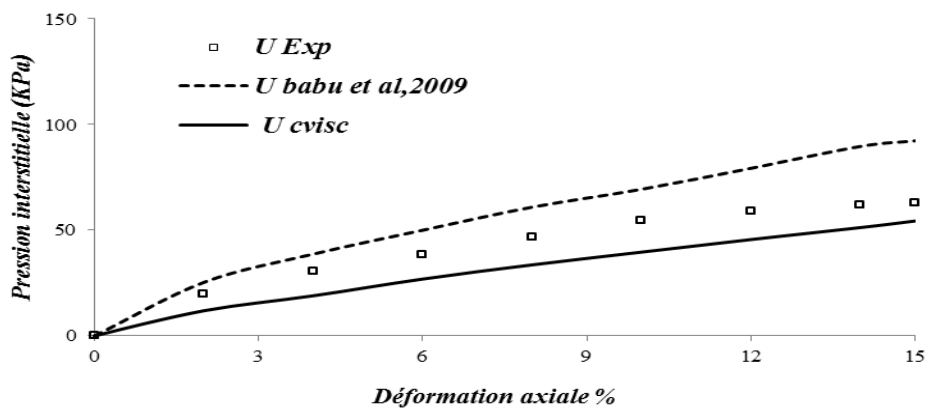


Figure 4.15: la variation de la pression interstitielle  $U$  (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais

Pour le contrainte de confinement = 69 KPa :

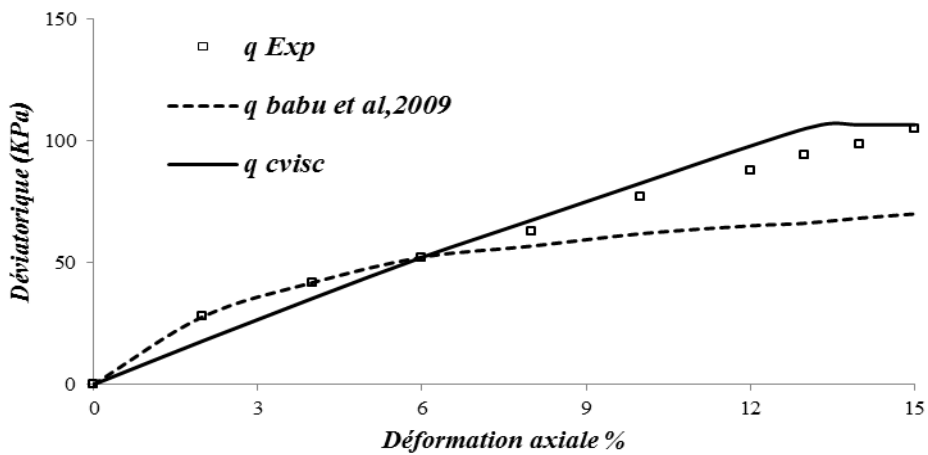


Figure 4.16: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet frais

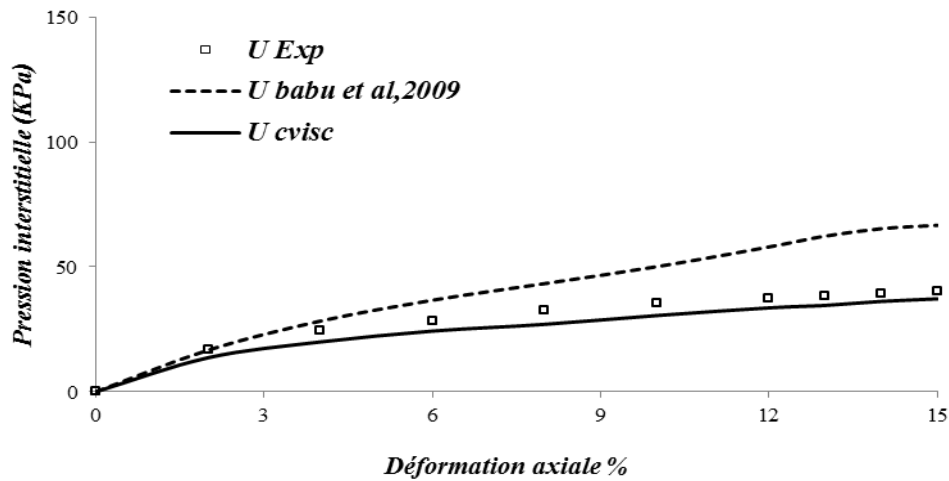


Figure 4.17 : la variation de la pression interstitielle  $U$  (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet frais

A partir de les courbes tracé dans l’essai triaxial non drainé pour le déchet frais (la variation de contrainte déviatorique et le pression interstitielle en fonction de la déformation axiale) en trouve la variation des paramètres suivante (module de cisaillement  $G$ , coefficient de gonflement  $K$ , la cohésion  $c$  et l’angle de frottement  $\phi$ ) en fonction de profondeur  $z(m)$ , qui permet d’obtenue des valeurs de contrainte déviatorique approximé à des valeurs expérimentale, et en compare avec les valeurs qui présentera par Tano et al, 2016.

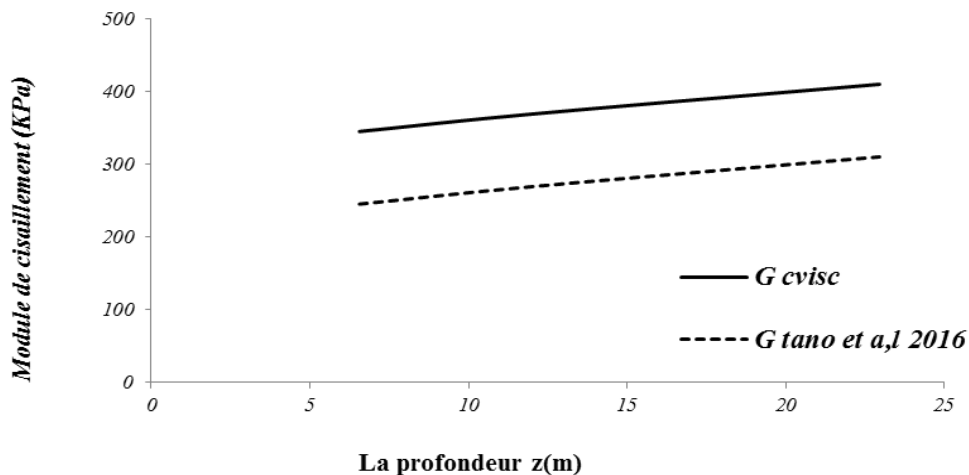


Figure 4.18 : La variation de module de cisaillement en fonction de la profondeur  $z(m)$  pour le déchet frais

$$\begin{cases} G(6.56) = 245 = 6.56a + b \\ G(12.26) = 270 = 12.26a + b \end{cases}$$

Donc :

$$G(z) = 4.39z + 216.2$$

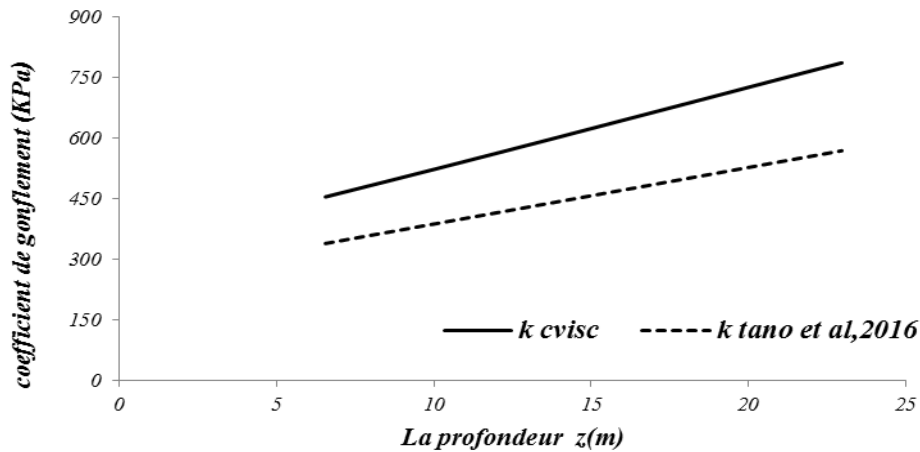


Figure 4.19 : La variation du coefficient de gonflement en fonction de la profondeur z (m) pour le déchet frais

$$\begin{cases} K(6.56) = 520.6 = 6.56a + b \\ K(12.26) = 780 = 12.26a + b \end{cases}$$

Donc :

$$K(z) = 45.51z + 220.054$$

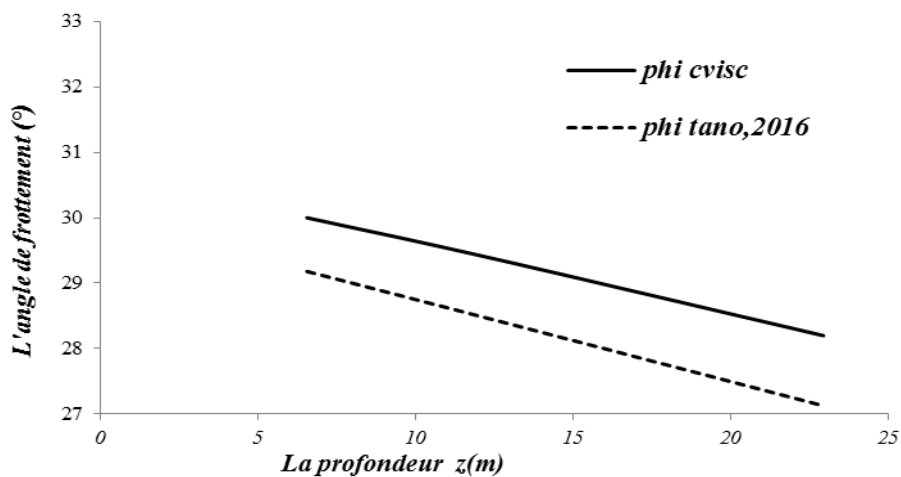


Figure 4.20 : La variation de l'angle de frottement en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet frais

$$\begin{cases} \varphi(6.56) = 31 = 6.56a + b \\ \varphi(12.26) = 30 = 12.26 + b \end{cases}$$

Donc

$$\varphi(z) = 0.175z + 29.85$$

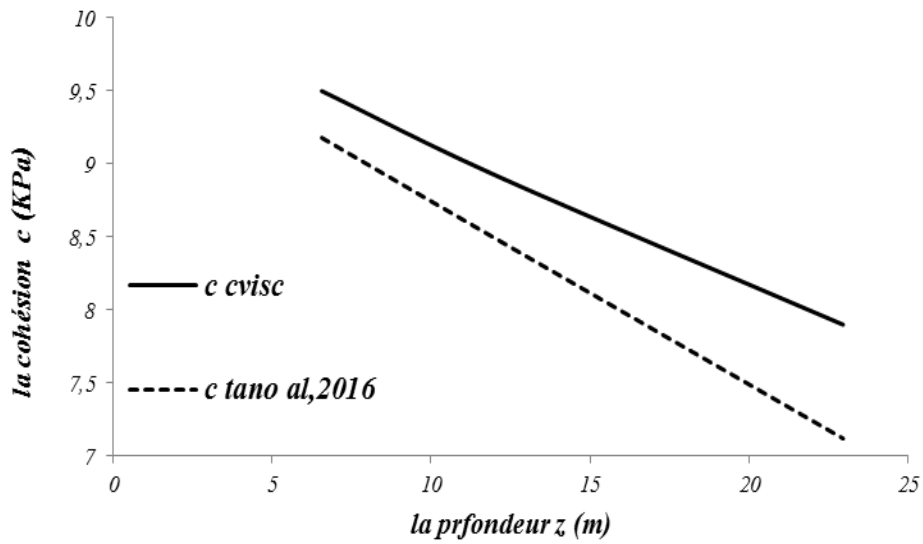


Figure 4.21 : La variation de la cohésion en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet frais

$$\begin{cases} c(6.56) = 9.8 = 6.56 + b \\ c(12.26) = 9.5 = 12.26a + b \end{cases}$$

Donc :

$$c(z) = 0.025z + 9.64$$

#### 4.6.6.2 Déchet ancien

Pour le contrainte de confinement = 276 KPa

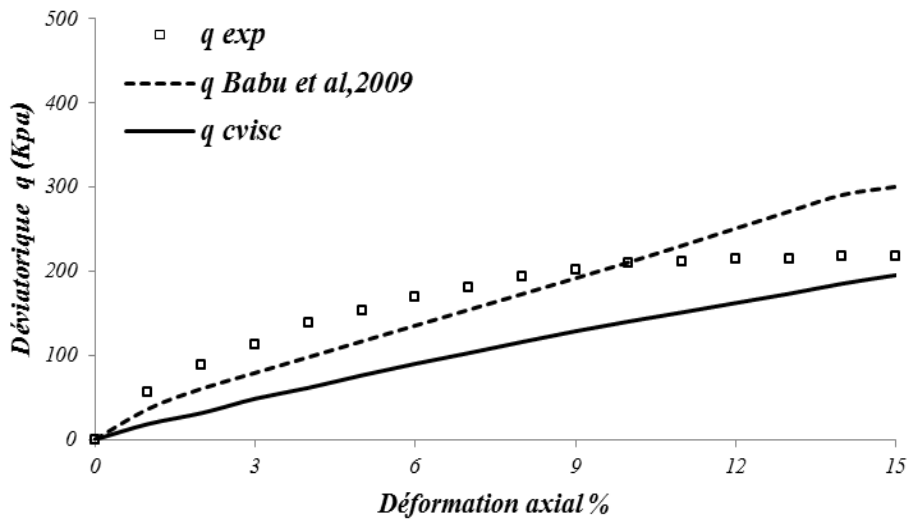


Figure 4.22 : La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien

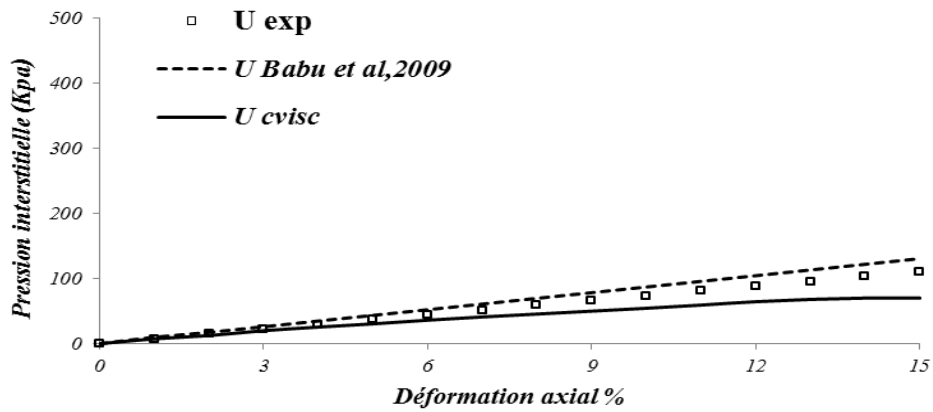


Figure 4.23 : la variation de la pression interstitielle  $U$  (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien

Pour le contrainte de confinement = 138 KPa :

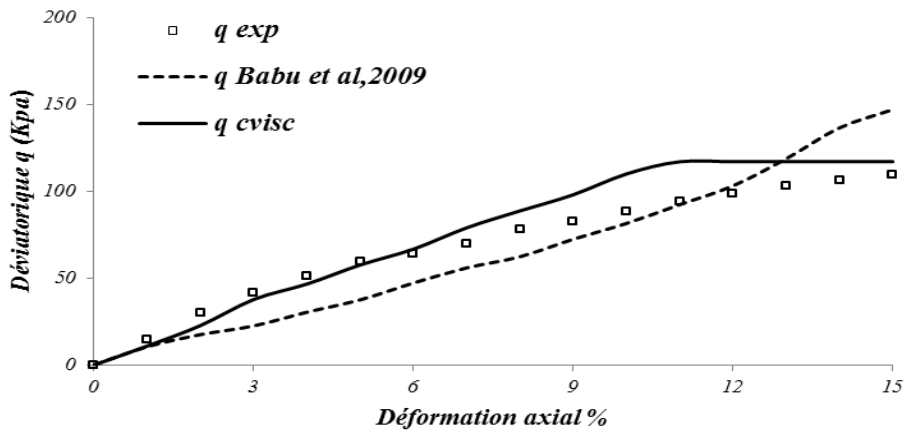


Figure 4.24: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien

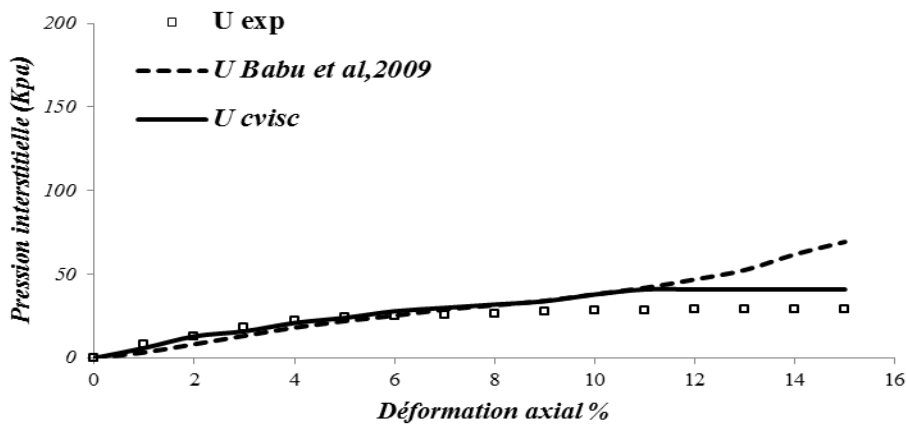


Figure 4.25: la variation de la pression interstitielle  $U$  (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien

Pour le contrainte de confinement = 69 KPa :

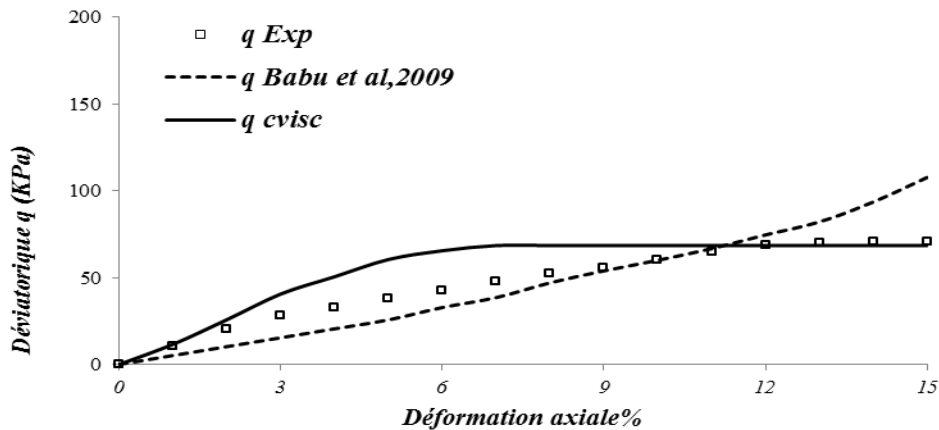


Figure 4.26: La variation de la déviatorique q (KPa) en fonction de déformation axiale(%) pour le déchet ancien

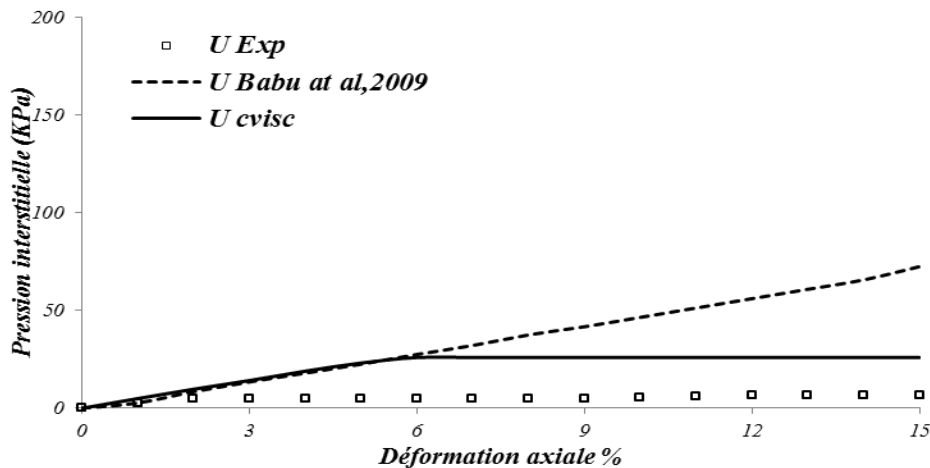


Figure 4.27 : la variation de la pression interstitielle U (KPa) en fonction de déformation axiale (%) pour le déchet ancien

Le calage des résultats obtenus par les simulation numériques des essais triaxiaux non drainés avec les résultats expérimentaux sur d'un déchet ancien (âgé) (les courbes de la variation de la contrainte déviatorique et la pression interstitielle en fonction de la déformation axiale nous a permis de déterminer la variation des paramètres suivants (module de cisaillement G, coefficient de gonflement K, la cohésion c et l'angle de frottement  $\phi$ ) en fonction de la profondeur z(m). les paramètres du modèle CVISC obtenus sont supérieurs on comptant par ceux présenté par Tano et al,2016. mais avec ces plages de valeurs de paramètres le modèle CVISC simule les essais triaxiaux (les courbe  $q-\epsilon_1$  et  $u-\epsilon_1$ ) d'une manière très satisfaisante.



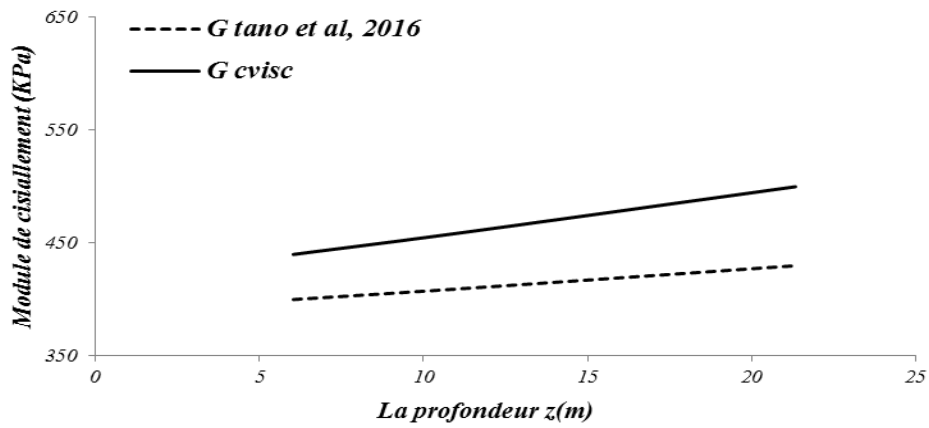


Figure 4.28 : La variation de module de cisaillement en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet ancien

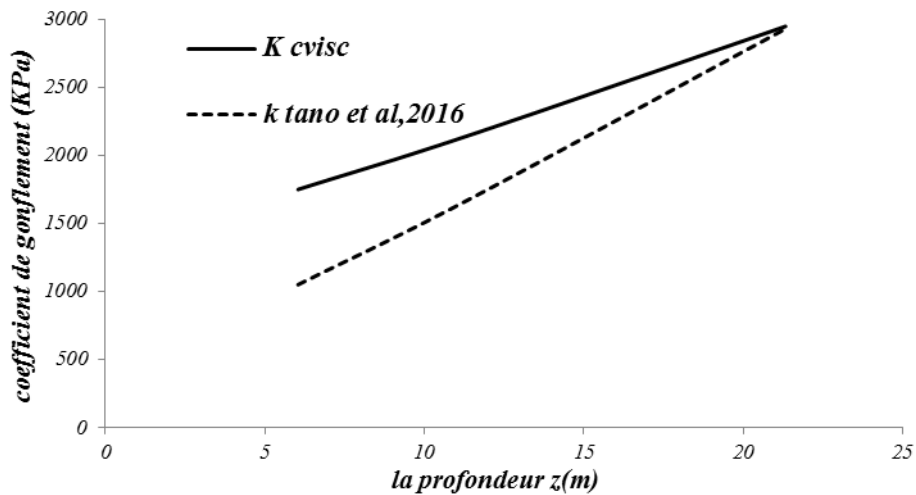


Figure 4.29 : La variation du coefficient de gonflement en fonction de la profondeur z (m) pour le déchet ancien

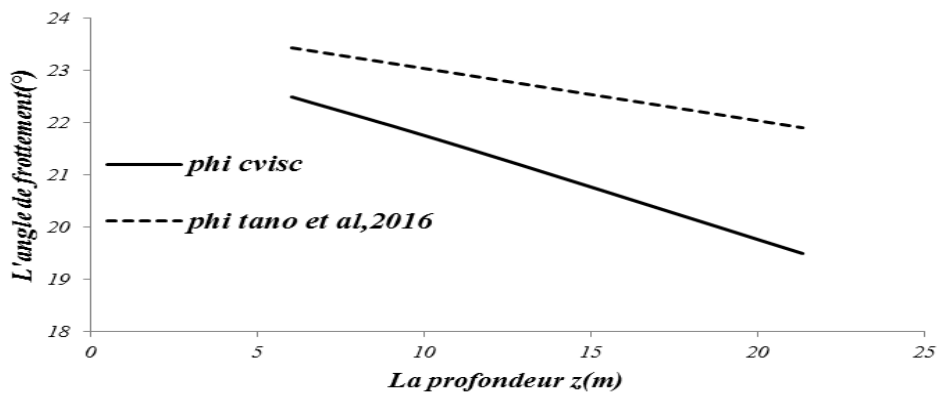


Figure 4.30 : La variation de l'angle de frottement en fonction de la profondeur z(m) pour le déchet ancien

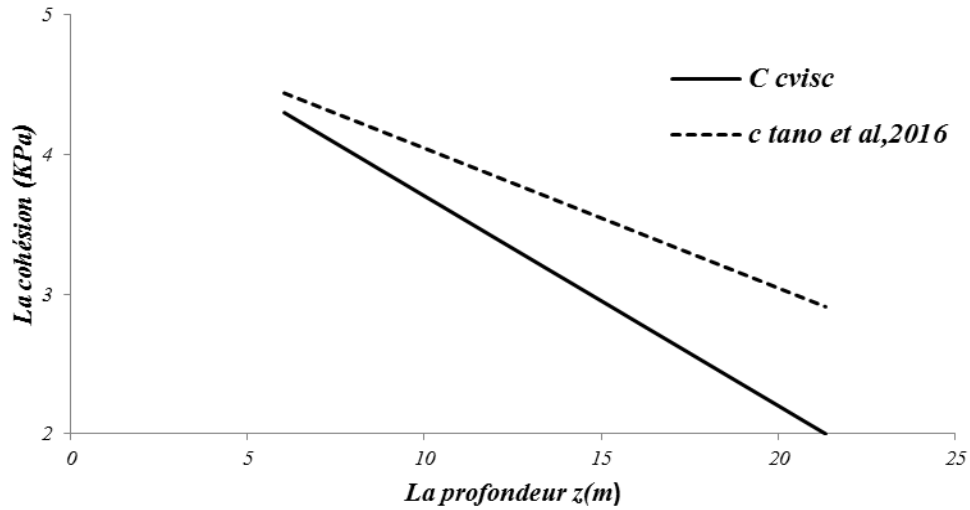


Figure 4.31 : La variation de la cohésion en fonction de la profondeur  $z(m)$  pour le déchet ancien

	Type de déchet	Contrainte de confinement (KPa)	Les paramètres de modèle CVISC					
			c (KPa)	phi (°)	G (KPa)	k (KPa)	Densité	Viscosité Kg/s m
Essai triaxial non drainé	Frais	276	9.5	30	345	455.5	1.202	$10^5$
		138	8.9	29.4	370	569	1.125	$10^5$
		69	7.9	28.2	410	787.5	1.052	$10^5$
	Ancien	276	4.3	22.5	440	1750	1.294	$10^5$
		138	3.5	21.5	460	2143	1.215	$10^5$
		69	2	19.5	500	2948	1.144	$10^5$
Plage des valeurs			2 -9.5	19.5-30	345-500	455.5-2948	1.052-1.294	$10^5$

Tableau 4.8 : plage des valeurs des paramètres de modèle CVISC calé par les essais triaxiaux non drainés

**Interprétation :**

Les paramètres du modèle CVISC sont évalués en fonction d’une séries de test triaxiales réalisés sur deux types de DSM ; Déchets frais obtenus à partir de la phase de travail de décharge et déchets récupérés dans une décharge après 1.5 ans.

Les figures (figure4.12.....figure4.18 et figure4.23.....figure4.28) montrent la variation du contrainte déviatorique « q » et la pression interstitielle avec la déformation axial (%) à différent pression de confinement 69 ,138 et 276 KPa pour le DSM frais ou ancien.

Les caractéristiques observées dans la réponse contrainte-déformation de DSM sont que la contrainte déviatorique de DSM augmente continuellement avec l'augmentation de déformation sans indication de crête définie.

A partir de ces résultats on peut observer que les valeurs de contrainte déviatorique ou de pression interstitielle du modèle proposé par Babu sont inférieures ou supérieures au même niveau de déformation axial par rapport au résultat expérimentaux.

Au premier lieu on utilise les valeurs des paramètres (de modèle CVISC) proposées par Tano et al (2016) correspondant à chaque contrainte de confinement (69KPa, 138KPa, 276KPa). Ces paramètres ne permettent pas de donner des résultats approximatifs aux résultats expérimentaux. Donc à chaque fois en augmentant un paramètre on laisse les autres paramètres constants pour prendre une idée sur l'influence de ce paramètre sur la contrainte déviatorique et la pression interstitielle et on trouve que :

La variation de la contrainte-déformation axiale et de la pression interstitielle-déformation axiale est liée aux paramètres de modèle CVISC suivants : la cohésion «  $c$  », l'angle de frottement «  $\varphi$  », le module de cisaillement «  $G$  », le coefficient de gonflement «  $K$  », la viscosité «  $\eta$  ». Ainsi que ces paramètres varient linéairement avec la contrainte déviatorique et la pression interstitielle (si  $c$ ,  $\varphi$ ,  $G$   $\uparrow$   $q$  et  $u$   $\uparrow$  ).

Le module de cisaillement  $G$  est le facteur (paramètre) le plus influé sur l'augmentation et la diminution de la contrainte déviatorique et de la pression interstitielle.

On remarque une diminution linéaire de  $c$  et  $\varphi$  dans le temps (avec la profondeur).

$c$  et  $\varphi$  : ces deux paramètres traduisent l'aptitude du déchet à 'résister' au cisaillement. La cohésion représente les forces de contact et d'enchevêtrement entre les constituants du matériau. L'angle  $\varphi$  représente le frottement moyen entre les éléments du déchet lorsque celui-ci est soumis à des déformations internes.

L'influence de la cohésion «  $c$  » et l'angle de frottement «  $\varphi$  » sur l'augmentation et la diminution de la contrainte déviatorique et de la pression interstitielle est faible.

La valeur  $\eta=10^5$  de la viscosité a permis de donner une allure de courbe contrainte déviatorique – déformation axiale approximative à celle de la courbe expérimentale.

On compare les courbes expérimentales et les courbes obtenues par le modèle CVISC on constate que les valeurs de contrainte déviatorique de modèle CVISC sont proches aux résultats expérimentaux, les résultats montrent également que les valeurs de contrainte déviatorique du modèle CVISC sont en accord avec le comportement observé expérimentalement de déchet frais ou ancien.

4.6 .7 Essai triaxiale drainé

A partir de la figure 4.11 en trouve les valeurs des profondeurs (z) correspondant à chaque contrainte de confinement

En a  $\sigma_3 = \gamma(z) \implies \gamma(z) = \frac{\sigma_3}{z}$  Avec  $\sigma_3$  (contrainte de confinement en KPa)

$$\frac{\sigma_3}{3} = \gamma(0) + \frac{z}{\alpha + \beta z} \implies \sigma_3 - z\gamma(0) + \frac{z^2}{\alpha + \beta z}$$

$$\alpha\sigma_3 + \beta z \sigma_3 - z \alpha \gamma(0) - \beta \gamma(0)z^2 - z^2 = 0 \quad \text{Eq 4.64}$$

- $\alpha = 3 \text{ m}^4 / \text{KN}$
- $\beta = 0.2 \text{ m}^3 / \text{KN}$
- $\gamma(0) = 9 \text{ KN} / \text{m}^3$  pour le déchet frais
- $\gamma(0) = 10 \text{ KN} / \text{m}^3$  pour le déchet enceins

**Pour le déchet frais ( $\gamma(0) = 9 \text{ kN} / \text{m}^3$ ) :**

**Si la contrainte de confinement égale à 50 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8z^2 - 17z + 150 = 0 \quad \text{Donc } \Delta = b^2 - 4ac = 2492.64 \implies \sqrt{\Delta} = 44.37$$

$$z_1 = \frac{-b - \sqrt{\Delta}}{2a} = \frac{17 - 44.37}{5.6} = 4.89 \text{ m}$$

$$\gamma(4.89) = 9.33 \text{ (KN} / \text{m}^3)$$

**Si la contrainte de confinement égale à 100 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8z^2 - 7z + 300 = 0 \implies z = 9.18 \text{ m}$$

$$\gamma(9.18) = 10.89 \text{ (KN} / \text{m}^3)$$

**Si la contrainte de confinement égale 150 KPa :** Eq 4.64 devient

$$-2.8z^2 + 3z + 450 = 0 \implies z = 13.2 \text{ m}$$

$$\gamma(13.2) = 11.34 \text{ (KN} / \text{m}^3)$$

A partir des figures au-dessus en trouve les valeurs des paramètres (G, K, c et  $\phi$ ) correspondant à chaque contrainte de confinement (50KPa, 100KPa, 150kPa).

Contrainte de confinement (KPa)	La cohésion (KPa)	Angle de frottement (°)	Module de cisaillement (KPa)	Coefficient de gonflement (KPa)	$\gamma(\text{KN} / \text{m}^3)$	La profondeur z (m)
50 KPa	9.76	30.7	237.53	427.12	9.33	4.86
100 KPa	9.87	31.46	256.5	637.84	10.86	9.18
150 KPa	9.97	32.16	274.14	820.79	11.34	13.2

Tableau 4.9: les paramètres de modèle CVISC d'essai triaxiale drainé

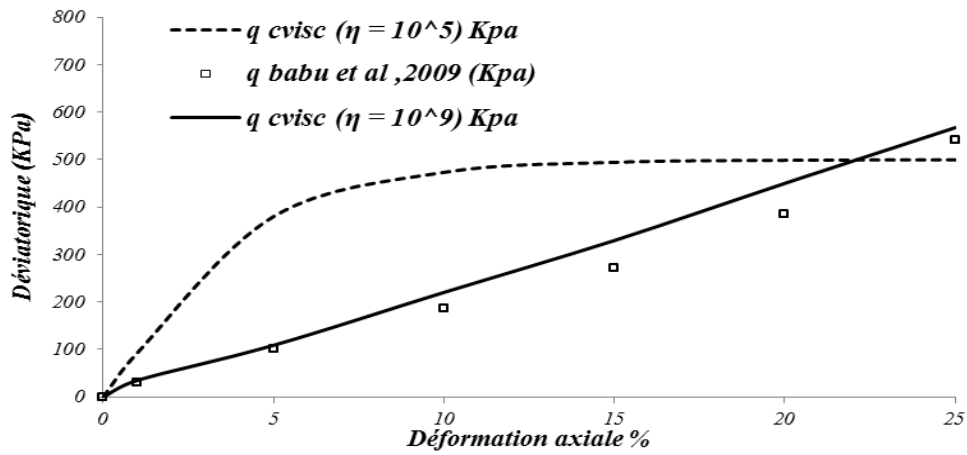


Figure 4.32: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) (Pour  $\sigma_3=150$  KPa)

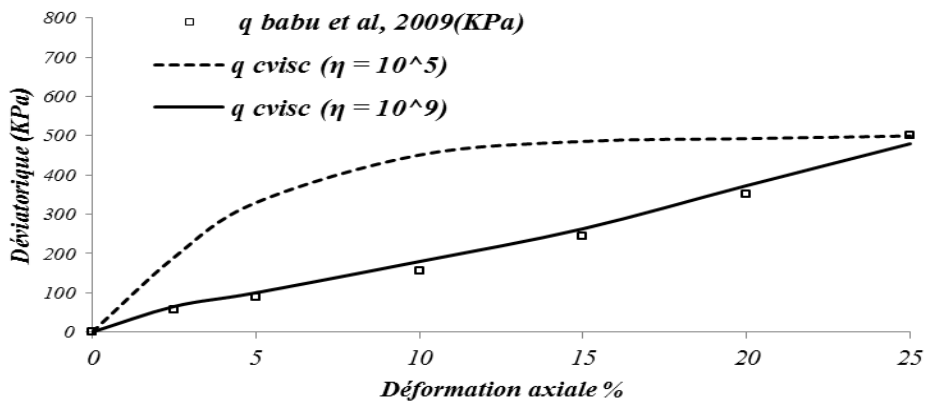


Figure 4.33: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) (Pour  $\sigma_3=100$  KPa)

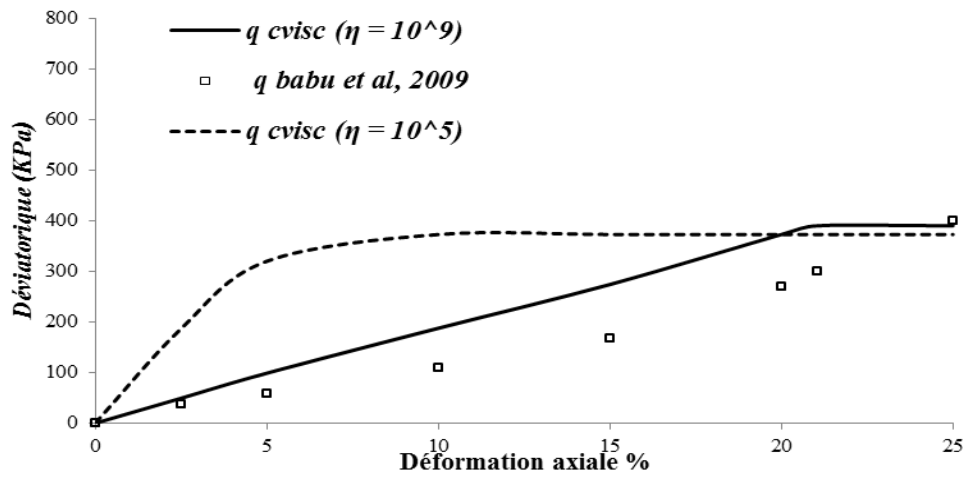


Figure 4.34: La variation de la déviatorique  $q$  (KPa) en fonction de déformation axiale(%) (Pour  $\sigma_3=50$ KPa)

**Interprétation :**

La viscosité  $\eta$  est un paramètre de calage est pas de sens physique

On voit que la viscosité  $10^9$  représente mieux les essais triaxiaux drainés que  $10^5$ , ce qui explique que les matériaux déchet dans le cas drainé (écoulement libre) il devient plus visqueux.

Essai	Contrainte de confinement (KPa)	Les paramètres de modèle CVISC					
		c (KPa)	Phi (°)	G (KPa)	K (KPa)	Densité	Viscosité Kg/s m
triaxiale drainé	150	27	51	900	1500	1.134	$10^9$
	100	26	50	850	1351.3	1.086	$10^9$
	50	23	47	750	1138.9	0.933	$10^9$
Plage des valeurs		23-27	47-51	750-900	1138.9-1500	0.933-1.134	$10^9$

**Tableau 4.9: plage des valeurs des paramètres de modèle CVISC calé par les essais triaxiaux drainés**

Les paramètres de modèle CVISC	c (KPa)	Phi (°)	G (KPa)	k (KPa)	Densité	Viscosité Kg/s m
plage des valeurs calées par les essais triaxiaux non drainés	2-9.5	19.5-30	345-500	455.5-2948	1.052-1.294	$10^5$
plage des valeurs calées par les essais triaxiaux drainés	23-27	47-51	750-900	1138.9-1500	0.933-1.134	$10^9$
Plage des valeurs totale	2-27	19.5-51	345-900	455.5-2948	0.933-1.294	$10^5 - 10^9$

**Tableau 4.10 : plage des valeurs totale des paramètres de modèle CVISC l'essai triaxiaux**

**4.6.8 L'essai oedométrique**

Cet essai sera d'étudier le comportement d'un échantillon de sol (ou déchet). Lorsque des couches de sol (ou déchet) sont soumises à de grandes sollicitations, la déformation verticale qui en résulte est appelée « tassement ». Nous comprimerons donc des échantillons intacts de sol (ou déchet) dans un appareil appelé œdomètre. L'œdomètre est un appareil de laboratoire utilisé en géotechnique. Cet appareil permet de mesurer le tassement d'un échantillon de sol

(intact de préférence) sous un effort donné, et son gonflement au cours du déchargement des efforts soumis auparavant. L'opération de chargement et déchargement s'effectue par paliers et elle est chronométrée (Melle Hanane Hazmoune, 2002).

#### 4.6.8.1 Description d'essais (2000 – 2003)

Cet essai est réalisé dans le cadre de thèse olivier, 2003. Les particularités de l'essai sont reportées dans le Tableau 4.11

Caractéristiques	Essai : avec recirculation (juillet 2002-en cours)
Mode de mise en place	Mélange complet du déchet + griffe de jardin
Eau de mouillage	155 litres
Hauteur initiale ( $h_0$ )	845 mm
Durée de chargement	7 heures
Hauteur $h_1$ (130 KPa)	630 mm
La température	33-35 °C

Tableau 4.11: Spécificité de l'essai

#### 4.6.8.2 Analyse des tassements primaires et secondaire selon olivier, 2003

$\sigma_i$ KPa	$\sigma_{i+1}$ KPa	$\delta t$ heurs	$t-t_0$ heurs	$h_i$ mm	$h_{i+1}$ mm	$\delta h$ mm	$C_{R1}$ $\sigma_0 = 5$ KPa	$C_{R2}$ 10 KPa	$C_{R3}$ 20 KPa
0	20	1.28	1.28	845	786	59	0.10	0.13	0.19
20	40	1.59	2.87	786	471	45	0.13	0.15	0.19
40	60	1.35	4.22	741	714	27	0.14	0.16	0.19
60	80	1.06	5.28	714	691	23	0.15	0.17	0.20
80	100	0.84	6.12	691	668	23	0.16	0.18	0.21
100	120	0.85	6.97	668	646	22	0.17	0.19	0.23
120	130	1.03	8.00	646	630	16	0.17	0.2	0.24

Tableau 4.12 : évaluations de coefficient de compression primaire le long de chemin de contrainte

Le tassement d'une couche de déchet est représenté suivant une composante primaire (à court terme) résultant du chargement du déchet et une composante secondaire (à long terme) résultant essentiellement de la dégradation de la matière organique, de la réorganisation et du tamisage des constituants du déchet et des interactions associées. La conduite de tests de compression en maxi-cellule de laboratoire ( $1m^3$ ) sur divers échantillons représentatifs de

déchets ménagers (Olivier, 2003) a mis en évidence que ces 2 composantes de tassement pouvaient être représentées à partir de lois logarithmiques fonction respectivement de la charge et du temps.

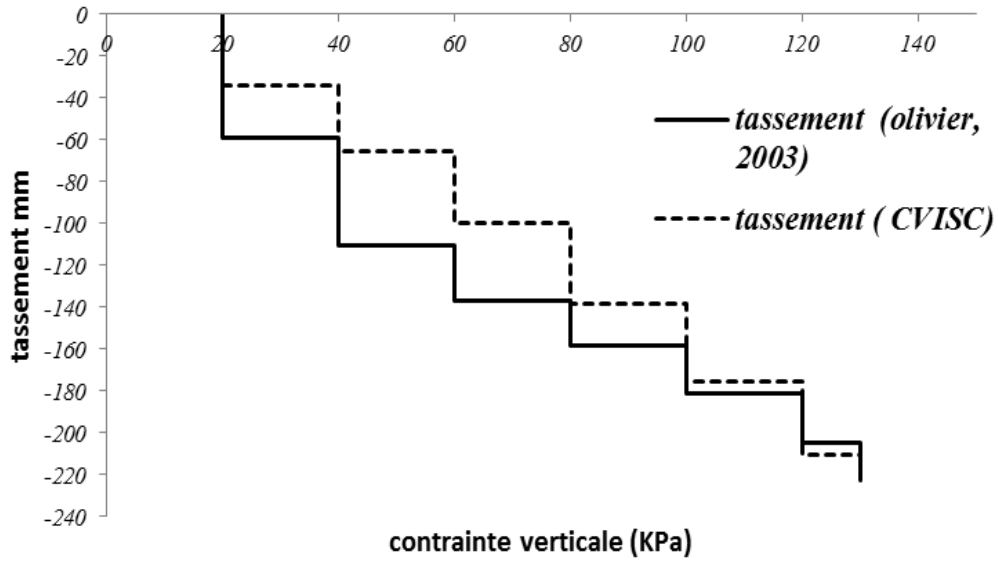


Figure 4.35 : Evolution du tassement en fonction de la contrainte verticale

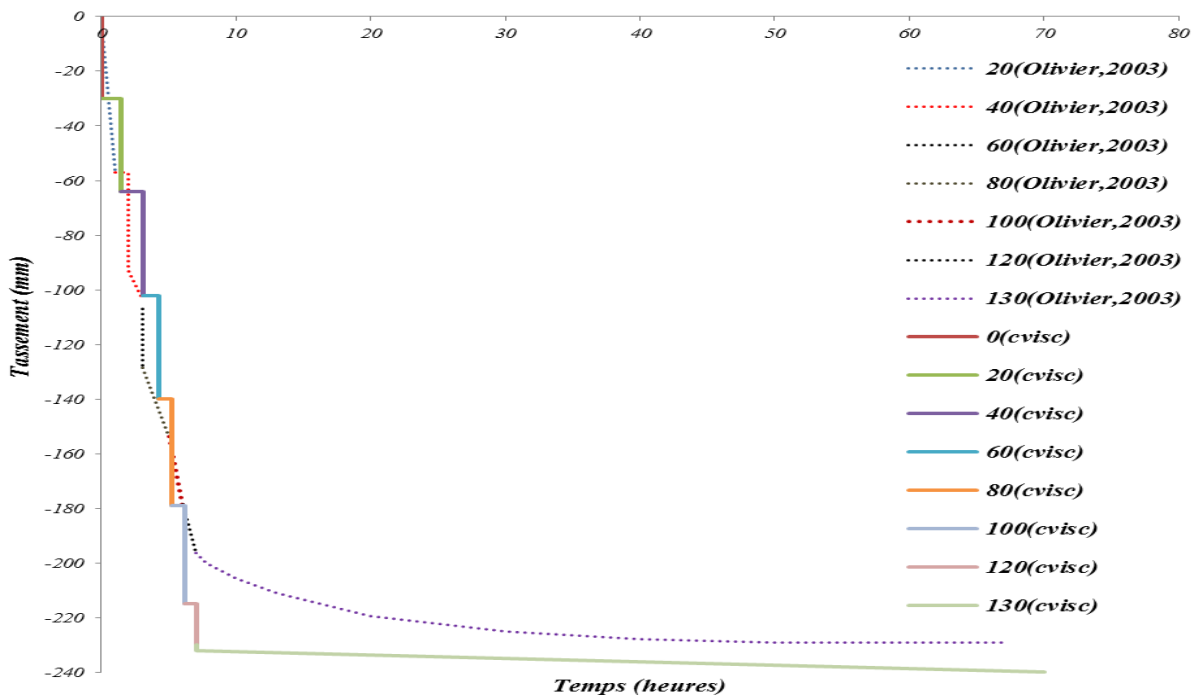


Figure 4.36 : Compression primaire du déchet (phase de chargement)



**Interprétation :**

Un tassement primaire (court terme) résultant du chargement par les déchets sus-jacents et la couverture. Cette composante de durée très faible (quelques heures) est généralement supposée indépendante du temps.

Un tassement secondaire (long terme) supposé indépendant de la charge et pouvant se poursuivre au cours de plusieurs décennies. Il résulte essentiellement de la décomposition de la matière organique.

Les paramètres de modèle *cvisc* ont une influence sur le tassement du déchet, permet ces paramètres le coefficient de gonflement « k » est le plus influé sur le tassement ; si on diminue le coefficient de gonflement « k » le tassement est augmenté. Les paramètres *c* (cohésion),  $\phi(^{\circ})$  et *G* (module de cisaillement) ont une petite influence sur le tassement.

Aucune influence de la viscosité sur la variation de tassement.

Evolution de la densité des déchets sous l'effet des tassements : Sous l'effet des tassements primaires et secondaires les vides présents entre les constituants du déchet (initialement de taille importante) tendent à se rétrécir, ce qui entraîne une augmentation de la quantité de matière solide par unité de volume.

Cette augmentation peut être exprimée indifféremment au travers de la masse volumique  $\rho = mv[\text{Kg}/\text{m}^3]$ .

Cette caractéristique physique est nécessaire à la détermination des contraintes qui s'exercent au cœur, en fond et sur les flancs du massif de déchet.

Les paramètres de modèle <i>cvisc</i>	Cohésion (KPa)	Le module de cisaillement (KPa)	Le coefficient de gonflement (KPa)	L'angle de frottement ( $^{\circ}$ )	La viscosité (Pa s)
Essai oedométrique (court terme)	5	150	450	15	$10^9$
Essai oedométrique (long terme)	3	200	400	13	$10^9$
Plage des valeurs	3-5	150-200	400- 450	13 -15	$10^9$

*Tableau 4.13: les paramètres de modèle CVISC d'essai oedomètre*

Les paramètres de modèle cvisc	Cohésion(KPa)	Module de cisaillement (KPa)	Coefficient de gonflement (KPa)	L'angle de frottement (°)	La viscosité Kg/s m
plage des valeurs calées par les essais triaxiaux	2-27	345-900	455.5-2948	19.5-31	$10^5-10^9$
plage des valeurs calées par les essais oedomètres	3-5	150-200	400-450	13-15	$10^9$
plage des valeurs finale	2-27	150-900	400-2948	13-31	$10^5-10^9$

*Tableau 4.14 : plage des valeurs finale des paramètres de modèle CVISC*

## 4.9 Conclusion

Un nouveau modèle constitutif pour DSM compte tenu la déformation en fonction du temps (le fluage) a été proposé. Sur la base des concepts d'état critique, la relation contrainte-déformation de DSM a été créée.

Notre étude des paramètres du modèle « CVISC » est débuté par l'utilisation des paramètres proposés par Tano et al ,2016 et puis on a recalé le modèle avec des nouvelles valeurs pour les paramètres pour avoir des résultats approximatifs aux résultats expérimentaux.

D'après le calage des valeurs, on conclut l'influence de chaque paramètre sur le comportement mécanique de déchet : le module de cisaillement « G » est le paramètre le plus influé à la résistance au cisaillement de déchet. Par ailleurs le coefficient de gonflement « k » agir sur le tassement de déchet.

## CONCLUSION GENERALE

Le matériau déchet est un matériau très déformable et évolutif à cause des propriétés mécaniques, chimique (matière organique) et physique de ces constituent. Le déchet est un milieu triphasique constitue de solide, liquide et gaz en proportions variables.

Les principaux résultats et perspectives de ces études sont les suivants :

Les paramètres de déchet sont étroitement dépendants à la profondeur de matériau dans le site de stockage.

Concernant la modélisation de l'essai triaxiale, il apparait que la variation du module de cisaillement « G » a été nécessaire pour valider notre modèle et pour bien représenter la courbe contrainte déviatorique - déformation axiale. En outre, les paramètres  $c$ ,  $\varphi$  et  $k$  sont des paramètres important du modèle cvisc mais leurs effets sont moins important que l'effet de « G ». On observe que la relation entre les paramètres de modèle CVIS et la contrainte déviatorique est proportionnelle.

D'autre part la modélisation de l'essai oedomètre a montré le grand impact du coefficient de gonflement « k » sur la variation de tassement en fonction de contrainte verticale à court terme, et en fonction de temps à long terme. Ainsi que la variation des paramètres de modèle et la variation de tassement sont contreproductifs.

Les données expérimentales disponibles conduisent à des plages de valeurs des paramètres de déchets. De plus, la déformabilité du déchet est très élevée entraîne une forte dépendance des propriétés avec l'état de contrainte du matériau.

La remarque que nous puissions faire concernant la modélisation avec le modèle CVISC, c'est que la déformation de matériau déchet a une relation étroite avec la variation de module de cisaillement « G » et le coefficient de gonflement « k » avec la profondeur (confinement).

**Références Bibliographiques**

## Références Bibliographiques

---

- Ademe, 2009a. Les déchets en chiffres. Chiffres clés. Ademe Editions, Angers, France (I).
- Ademe, (2005 b). Gestion des déchets ménagers. Etude de préfiguration de la campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, Rapport intermédiaire : Les objectifs.
- Aguilar-Juarez, O. 2000 Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique, Thèse de doctorat, Institut des Sciences Appliquées de Toulouse.
- Anne-JulieTinet, 2011. Contribution à l'étude des transferts de fluides dans les Installations de Stockage des Déchets Non Dangereux. Thèse doctorat .Université de Grenoble.
- Aran, C, 2001. Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application a la réinjection de lixiviats dans un centre de stockage, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster, I. A., Yortsos, Y. C., Kattapuram, J, 1995. Gas generation, transport and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering*,
- Beaven, R.P., Powrie, W, 1995. Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. In: Proc. Of the Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Bekoin Francis Guillaume Tano et al, 2016. Numerical modeling of the nonlinear mechanical behavior of multilayer geosynthetic system for piggyback landfill expansions. Article info.
- Bellenfant, G, 2001. Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy.
- Ben Ammar, 2006. Les enjeux de la caractérisation de déchets ménagers pour le choix de traitements adoptés dans les pays en développement : Résultats de la caractérisation dans le grand Tunis. Mise au point d'une méthode adoptée. Thèse de doctorat. Institut Polytechnique de Lorraine.
- Bendz, D., Singh, V.P., Åkesson, M, 1997. The accumulation of water and the generation of leachate in a Young landfill. *Journal of Hydrology*.
- Benson, C. H., Wang, X, 1998. Soil water characteristics curves for solid waste. Environmental Geotechnics. Report 98-12, University of Wisconsin, Madison (WI), USA.

## Références Bibliographiques

---

Berthe, C., 2006. Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de Doctorat, Université de Limoges.

Bishop, A. W, 1959. The principle of effective stress. *Teknisk Ukeblad* 106 (39).

Bjarngard., A. et Edgers, L, 1990. Settlements of municipal solid waste landfills. Proc. 13th Annual Madison Waste Conference, Madison,

Bleiker, D., Farquhar, G., McBean, E, 1995. Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research* 13.

Buisman, A. S. K., 1936. Results of long duration settlement tests. Proc. 1st International

Caicedo, B., Yamin, L., Giraldo, E., Coronado, O, 2002. Geomechanical properties of municipal solid waste in Dona Juana sanitary landfill. In: Proc. Of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Brazil.

Carucci, A., Gabrielli, B., Grisolia, M, 1991. Stability of slopes in a sanitary landfill. In:

Castelli, F., Maugeri, M, 2008. Experimental analysis of waste compressibility. *Geotech. Spec. Publ. ASCE* 177.

Chen, T.-H., Chynoweth, D. P, 1995. Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology* 51.

Cintec Environnement, 2004. Site d'enfouissement Technique : Traitement / valorisation des déchets et résidus. *Civ. Eng.* 55 (1), 39e44. Co. (Publishers) Ltd., Kent, England.

Coduto, D.P., Huitric, R, 1990. Monitoring landfill movements using precise instruments. Settlement of municipal refuse. *Geotechnics of waste fill – Theory and practice. ASTM STP 1070*, Philadelphia (PA).

Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Harvard University, Cambridge (MA), USA.

Cour Guide Des Déchets De Polynésie Français 2017.

## Références Bibliographiques

---

Cowland, J.W., Tang, K.Y., Gabay, J, 1993. Density and strength properties of Hong Kong refuse. In: Proc. Of the 4th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Dixon, N., Jones, D. R. V, 2005. Engineering properties of municipal solid waste. Geotextiles and Geomembranes

Durmusoglu, E., Sanchez, I. M., Corapcioglu, M. Y, 2006. Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. Environmental Geology 50.

Ecogeos, 2011. Etude géotechnique dans le cadre d'un projet d'extension d'ISDND en Ile de France, R\_ésultats des investigations de terrain et des essais de laboratoire.

Edgers, L., Noble, J.J. et Williams, E, 1992. A biologic model for longx term settlement in landfills. Proc. Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology, Cesme, Turquie.

Edil, T. B., Ranguette, V. J., Wüllner, W. W, 1990. Settlement of municipal refuse. Geotechnics of waste fill – Theory and practice. ASTM STP 1070, Philadelphia (PA), USA.

Eid, H.T., Stark, T.D., Evans, W.D., Sherry, P.E, 2000. Municipal solid waste slope failure e I: waste and foundation soil properties. J. Geotech. Geoenviron. Eng. ASCE 156 (5).

El-Fadel, M., Findikakis, A. N., Leckie, J. O, 1997. Environmental impacts of solid waste landfilling. Journal of Environmental Management 50.

Elise Grisey, 2013. Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement. Thèse de doctorat. Université de Franche-Comté.

Engineering Division 101, n°5.

Environmental Science and Technology 32 (4).

Fasset, J.B., G.A., L., P.C., R, 1994. Geotechnical properties of municipal solid waste and their use in landfill design. Proc. Of the Waste Technical Conference, Charleston,

François, V., Feuillade, G., Matejka, G., Lagier, T., Skhiri, N, 2007. Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns. Waste Management 27.

François, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G, 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. Journal of Hazardous Materials B137.

## Références Bibliographiques

---

G.L. Sivakumar Babu et al, 2009. Constitutive model for municipal solid waste incorporating mechanical creep and biodegradation-induced compression. *articalc info*.

Gabr, M.A., Valero, S.N, 1995. Geotechnical properties of solid waste. *Geotech. Test. J. ASTM 18 (2)*.

Gibson, R. E., Lo, K. Y, 1961. A theory of consolidation for soils exhibiting secondary compression. *Acta Polytechnica Scandinavica, C:10 – 296*.

Gotteland, P., Gourc, J.-P., Aboura, A., Thomas, S, 2000. On site determination of geomechanical characteristics of waste. *Proc. Conference GeoEng 2000, Melbourne, Australia*.

Gourc, J.P., Olivier, F., Thomas, S., Châtelet, L., Denécheau, P. et Munoz, M.L, 2001. Monitoring of waste settlements on five landfills: comparison of the efficiency of different devices. *Proc. Sardinia 2001, 8th International Landfill Symposium, Cagliari, Vol. III*

Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tancredi, G, 1995. The use of triaxial test for the mechanical characterization of MSW. In: *Proc. Of the Sardinia 95, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*.

Guillaume Stoltz, 2009. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND\* : thèse doctorat, Université Joseph Fourier .Grenoble.

Harris, J.M., Shafer, A.L., Degroff, W., Hater, G.R., Gabr, M., Barlaz, M.A, 2006. Shear strength of degraded reconstituted municipal solid waste. *Geotech. Test. J. 29 (2)*.

Hettiarachchi, C. H., Meegoda, J. N., Hettiarachchi, P, 2009. Effect of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management 29*.

Hossain, M. S., Gabr, M. A., Asce, F, 2009. The effect of shredding and test apparatus size on compressibility and strength parameters of degraded municipal solid waste. *Waste*.

Huang, Q., Wang, Q., Dong, L., Xi, B., Zhou, B, 2006. The current situation of solid waste management in China. *Journal of Material Cycles and Waste Management 8*.

Hudson, A. P., White, J. K., Beaven, R. P., Powrie, W, 2004. Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management 24*.



## Références Bibliographiques

---

In: Proc. Of the Institution of Civil Engineers, Part 1, London, England. Institution of Civil Engineers 137.

Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., Reinhart, D. R., 2005. Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Engineering* 131.

Jessberger, H.L., Kockel, R., 1993. Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. In: Proc. Of the Sardinia 1993, Fourth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Jones, D.R.V., Dixon, N., 2005. Landfill lining stability and integrity: the role of waste settlements. *Geotext. Geomembr.*

Julien Hubert, 2013. Etude numérique du comportement à long terme des déchets dans un centre d'enfouissement technique : PFE, Université De Liège.

Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R. K., Mei, H., 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials* 147.

Kavazanjian, E., 2001. Mechanical properties of municipal solid waste. In: Proc. Of the Sardinia 01, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Kiran Nousheen Arif, 2010. Determination of Hydro-Mechanical Characteristics of Biodegradable Waste- Laboratory and Landfill Site. Thèse de doctorat .Université de Grenoble.

Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in*

Kockel, R., König, D. et Syllwasschy, O ,1997. Three basic topics on waste mechanics. Proc. 14th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Hambourg, Vol. 3.

Kölsch, F., 1993. The bearing behaviour of domestic waste and related consequence for stability. In: Proc. Of the Sardinia 93, 4th International Landfill Symposium, Cagliari, vol. II.

## Références Bibliographiques

---

- Landva, A., Clark, J.I, 1986. Geotechnical testing of waste fill. Proc. Of the Canadian geotechnical Conference, Ottawa, Ontario.
- Landva, A.O. et Clark, J.I, 1990. Geotechnics of waste fill. Geotechnics of waste fill - theory and practice, ASTM, Special Technical Publication.
- Ling, H. I., Leschinsky, D., Yoshiyuki, M., Toshinori, K, 1998. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering 124.
- Machado, S. L., Vilar, O. M., Carvalho, M. F, 2008. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. Computers and Geotechnics 35. Management 28. Management 29,
- Manassero, M., Van Impe, W.F. et Bouazza, A, 1997. Waste disposal and containment. Part I : Geotechnical properties of MSW related to landfilling. Environmental Geotechnics, Balkema, Rotterdam.
- Marwa Feligha, 2016. Contribution à l'étude du cisaillement à l'interface sol cohérent matériau solide. Thèse de doctorat. Université 20 Août 1955-Skikda.
- Massmann, J. W., Madden, M, 1994. Estimating air conductivity and porosity from vadose-zone pumping tests. Journal of Environmental Engineering 120.
- Matasovic, N., Kavazanjian, E.J, 1998. Cyclic characterization of OII landfill solid waste. J. Geotech. Geoenviron. Eng. 124 (3).
- Mattias Staub, 2010. Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d'un déchet non dangereux: thèse doctorat, Université Joseph Fourier .Grenoble.
- McDougall, J, 2007. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. Computers and Geotechnics 34.
- Melle Hanane Hazmoune, 2002. Approche des études géotechnique liées à labathologie des ouvrages. Mémoire de magister. Université Mentouri Constantine.
- Melle Hermime Tassadit, 2012. Etude de l'interaction du sol de fondation avec les ouvrages portuaires utilisant des pieux. Mémoire de magister. Université de Mouloud Mammeri de Tizi -Ouzou.

## Références Bibliographiques

---

Mme Fadila Mezouari Sandjakdine, 2011. Conception et exploitation des centres de stockage des déchets en Algérie et limitation des impacts environnementaux. Thèse de doctorat. Université de Limoges.

Mohamed Khemissa, 2004. Comparaison de deux modèles pour l'analyse de la convergence des tunnels. Note technique. Université Mohamed Boudiaf de M'sila (Algérie).

Olivier I, 2003. Tassement des déchets au CSD de classe 2 du site ou modèle : Thèse de doctorat. Université Joseph Fourier. Grenoble.

Online Manual Table of Contents. FLAC Version 7.0

Oweiss, I.S., Khera, R.P, 1990. Geotechnology of Waste Management. Butterworth & Park, H.I., Lee, S.R. et Do, N.Y. (2002) Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 128, n° 2.

Plessis Sarah, 2011. Loi de comportement CAM\_CLAY

Pohland, F. G., Kim, J. C. (1999) Microbially-mediated attenuation potential of landfill bioreactor systems in: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecci, F. Proceedings of Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. Barcelona : Grafiques 92, S. A., vol. I.

Proc. Of the Sardinia 91, 2-3rd International Landfill Symposium. CISA, Cagliari

Sharma, H.D., Dukes, M.T., Olsen, D.M, 1990. Field measurements of dynamic moduli and poisson's ratio of refuse and underlying soils at a landfill site. In: Geotechnics of Waste Fills Theory and Practice, STP 1070, ASTM, Philadelphia.

Siegel, R.A., Robertson, R.J., Anderson, D.G, 1990. Slope stability investigations at a landfill in Southern California. In: Geotechnics of Waste Fill Theory and Practice, American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1070.

Singh, M.K., Fleming, I.R, 2008. Estimation of the mechanical properties of MSW during degradation in a laboratory compression cell. Geotech. Spec. Publ. ASCE 177.

Singh, M.K., Sharma, J.S., Fleming, I.R, 2009. A design chart for estimation of horizontal displacement in municipal landfill. Waste Manag. 29.

## Références Bibliographiques

---

- Singh, S., Murphy, B.J, 1990. Evaluation of the stability of sanitary landfills. In: Geotechnics of Waste Fills e Theory and Practice, ASTM STP 1070.
- Sowers, G. F, 1973. Settlement of waste disposal fills. Proc. 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscow, Russia.
- Stoll, O.W, 1971. Mechanical properties of milled refuse. In: Proc. Of the ASCE National.
- Stoltz, G., Nousheen Arif, K., Gourc, J.-P., Olivier, F., Redon, E, 2009. Hydro-mechanical properties of MSW from laboratory tests following a deep drilling campaign. In: Proc. Of the Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Tano, F., Olivier, F., Touze-Foltz, N., Dias, D, 2016. State-of-the-art of piggy-back landfills worldwide: comparison of containment barrier technical design and performance analysis in terms of geosynthetics stability. In: Proc. Of the Geosynthetics 2015, February 15e18, Portland, Oregon, USA.
- Townsend, T. G., Miller, W. T., Lee, H.-J., Earle, J. F. K, 1996. Acceleration of landfill stabilisation using leachate recycle. Journal of Environmental Engineering, 122 (4).
- Varga, G., 2011. Some geotechnical aspects of bioreactor landfills. Period. Polytech.
- Vignerot, V, 2005. Voies de réduction des oxydes d'azote lors de leur injection dans un massif de déchets ménagers et assimilés, Thèse de doctorat, Université de Paris-XII – Val-de-Marne.
- Water Resources Engineering Meeting. American Society of Civil Engineers, New York.
- Yen, B. C., Scanlon, B, 1975. Sanitary landfill settlement rates. Journal of the Geotechnical.
- Zamara, K.A., Dixon, N., Fowmes, G., Jones, D.R.V., Zhang, B, 2014. Landfill side slope lining system performance :a comparison of field measurements and numerical modelling analyses. Geotext. Geomembr. 42 (3).
- Zekkos, D., Bray, J.D., Kavazanjian, E.J., Matasovic, N., Rathje, E., Riemer, M. Stokoe, K.H., 2006. Unit weight of municipal solid waste. Geotech. Geoenviron.
- Zhang, H., He, P., Shao, L, 2008. N<sub>2</sub>O emissions from municipal solid waste landfills with selected infertile cover soils and leachate subsurface irrigation. Environmental Pollution 156.

## Références Bibliographiques

---

Zhao, X., Musleh, R., Maher, S., Khire, M. V., Voice, T. C., Hashsham, S. A, 2008. Start-up performance of a full-scale bioreactor landfill cell under cold-climate conditions. *Waste*

Zornberg, J. G., Jernigan, B. L., Sanglerat, T. R., Cooley, B. H, 1999. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*.