



**HAL**  
open science

# Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle

Franck Olivier

► **To cite this version:**

Franck Olivier. Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle. Ingénierie de l'environnement. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2003. Français. NNT : . tel-00716451

**HAL Id: tel-00716451**

**<https://theses.hal.science/tel-00716451>**

Submitted on 10 Jul 2012

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Laboratoire Interdisciplinaire de Recherche  
Impliquant la Géologie et la Mécanique (LIRIGM)

## **THESE**

présentée par

**Franck OLIVIER**

Ingénieur de l'Ecole des Hautes Etudes Industrielles

Pour obtenir le titre de **DOCTEUR**  
**DE L'UNIVERSITE JOSEPH FOURIER – GRENOBLE I**  
(arrêtés ministériels du 5 juillet 1984 et du 30 mars 1992)

Spécialité : Géomécanique – Géophysique – Géochimie

---

### **Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle**

---

Date de soutenance : 16 décembre 2003

Composition du jury :

Jean-Georges Sieffert	Président	Professeur, Insa Strasbourg
Jean-Pierre Gourc	Directeur de thèse	Professeur, Université Joseph Fourier, Grenoble
Abdelmalek Bouazza	Rapporteur	Professeur, Monash University, Melbourne
Rémy Gourdon	Examineur	Professeur, Laepsi, Insa Lyon
Isabelle Hébé	Examinatrice	Responsable du Pôle Stockage à l'Ademe
William Powrie	Examineur	Professeur, Université de Southampton
Christophe Aran	Membre invité	Responsable de recherche Creed - Véolia
Arnaud Budka	Membre invité	Responsable de recherche Suez Environnement
Philippe Denécheau	Membre invité	Responsable du pôle stockage Arcadis

Travail de recherche préparé dans le cadre d'une convention ADEME

## *Remerciements*

Ce mémoire est le résultat de trois années de recherche (2000 – 2003) au sein du Laboratoire Lirigm dans le cadre d'une thèse de doctorat soutenue par l'Ademe, Arcadis, le Creed et Sita.

J'ai bénéficié pour ce travail du soutien attentif de Jean-Pierre Gourc en tant que directeur de thèse. Je tiens à le remercier pour les discussions franches (et toujours cordiales !) que nous avons eues tout au long de ces trois années, sans oublier les souvenirs de voyage qui resteront vifs dans ma mémoire.

Je tiens également à remercier les membres du jury de thèse, à commencer par Abdelmalek Bouazza et Jean-Georges Sieffert, tout deux rapporteurs, qui m'ont fait la gentillesse de relire ce rapport en un temps record ! Je remercie également Rémy Gourdon qui a accepté de faire le grand écart entre sa discipline de prédilection et la mienne, William Powrie, qui bien que dans l'incapacité d'être physiquement présent le jour de la soutenance, a pris soin de transmettre remarques et questions.

Par ailleurs, je remercie Isabelle Hébé et l'Ademe pour la confiance témoignée au cours de ces trois années de travail ainsi que mes multiples interlocuteurs exploitants privés (Christophe Aran, Giulia Barina, Arnaud Budka, Lise Châtelet-Snidaro, Thierry Gisbert, Yann Moreau-le-Golvan et Marie-Laure Munoz) ou bureau d'étude (Philippe Denécheau).

Il serait difficile de citer ici toutes les personnes qui ont contribué à faire de ces trois années un moment agréable et enrichissant.

Je songe aux échanges scientifiques entretenus avec John Bowders, Ken Watts et Samuel Yuen et aux contacts fructueux avec les exploitants de centres de stockage de déchets, notamment Jérôme Berthet, Gérard Bertrand, Eric Bouchet, Jeremy Eldridge, Martin Héroux, Mustapha Hidra et Marie-Claire Ramon.

Un grand merci également aux agents techniques du laboratoire, Henri Mora et Yves Orenge, à Stéphane Garambois et Marc Wathelet pour la petite leçon de prospection géophysique, à Yves Faure pour m'avoir donné le goût de la recherche en année préparatoire à la thèse et à l'ensemble de mes collègues pour leur bonne humeur.

Enfin, je n'oublie pas Isabelle et Bénédicte pour leur présence toute particulière au cours de la dernière ligne droite de ce mémoire et mes parents pour leur soutien indéfectible au cours de mes années étudiantes.

## Table des matières

<b>Notations</b>	<b>7</b>
<b>1. <u>Introduction</u></b>	<b>9</b>
1.1 Présentation de la filière ‘stockage’ de classe II	9
1.2 Description d’un Centre de Stockage de Déchet (CSD) de classe II	10
1.3 Enjeux du programme de recherche	11
1.4 Contexte et objectifs du programme de recherche	11
1.5 Organisation du manuscrit	12
<b>2. <u>Caractérisation du déchet</u></b>	<b>15</b>
2.1 <b>Caractérisation hydro-physique du déchet</b>	<b>15</b>
2.1.1 Composition et structure du déchet	15
2.1.2 Granularité du déchet	16
2.1.3 Classifications multi-critères	16
2.1.4 Teneur en eau et capacité de rétention	19
2.1.5 Poids volumique	22
2.1.6 Porosité	24
2.1.7 Conductivité hydraulique	25
2.2 <b>Caractérisation géophysique du déchet</b>	<b>28</b>
2.2.1 Résistivité électrique	28
2.2.2 Conductivité électromagnétique	29
2.2.3 Vitesse de propagation des ondes sismiques	29
2.3 <b>Dégradation biochimique du déchet</b>	<b>31</b>
2.3.1 Phénomènes et cinétique de biodégradation	31
2.3.2 Paramètres de la biodégradation	33
2.3.3 Pertes de masse liées à la biodégradation	34
2.4 <b>Comportement mécanique du déchet</b>	<b>37</b>
2.4.1 Mécanismes du tassement	37
2.4.2 Compactage et préconsolidation du déchet	38
2.4.3 Modules de déformation du déchet	42
2.4.4 Contraintes et déformations latérales	43
2.4.5 Comportement à la rupture : cohésion et angle de frottement interne	46
<b>3. <u>Modélisation analytique des tassements des déchets</u></b>	<b>49</b>
3.1 <b>Introduction et typologie des modèles de tassement existants</b>	<b>49</b>
3.2 <b>Modèles tirés de lois logarithmiques</b>	<b>50</b>
3.2.1 Historique des lois logarithmiques en mécanique des sols	50
3.2.2 Déclinaisons autour du modèle de Sowers (1973)	52

3.2.3	Modèle de Bjarngard et Edgers (1990)	59
3.2.4	Modèle de Yen et Scanlon (1975)	61
<b>3.3</b>	<b>Modèles tirés de lois exponentielles</b>	<b>63</b>
3.3.1	Modèle de Gibson et Lo (1961)	63
3.3.2	Modèle de Gandolla (1992)	66
3.3.3	Modèle d'Asaoka (1978)	67
<b>3.4</b>	<b>Autres modèles tirés de lois courantes</b>	<b>68</b>
3.4.1	Modèle d'Edil (1990) : loi puissance	68
3.4.2	Modèle de Ling (1998) : loi hyperbolique	69
3.4.3	Modèle de Baguelin (1999)	70
<b>3.5</b>	<b>Modèles biochimiques (ou biomécaniques)</b>	<b>70</b>
3.5.1	Modèle d'Edgers (1992)	71
3.5.2	Modèle de Guasconi (1995)	72
3.5.3	Modèle de Meissner (1996)	73
<b>3.6</b>	<b>Modèle Incrémental de Prédiction des Tassements (ISPM)</b>	<b>74</b>
3.6.1	Origine de la proposition d'un nouveau modèle	74
3.6.2	Terminologie spécifique au modèle ISPM	75
3.6.3	Hypothèses du modèle ISPM	76
3.6.4	Equations fondamentales du modèle ISPM	78
3.6.5	Formulation générale du modèle ISPM : modélisation des tassements de surface	79
3.6.6	Application du modèle incrémental ISPM pour une évaluation de $C_R^*$ et $C_{ae}^*$ (construction en 2 phases)	93
<b>4.</b>	<b><u>Essais prototype de laboratoire</u></b>	<b>95</b>
<b>4.1</b>	<b>Contexte général et objectifs</b>	<b>95</b>
<b>4.2</b>	<b>Historique des expérimentations prototype de laboratoire</b>	<b>95</b>
<b>4.3</b>	<b>Expérimentations sur pilote prototype C4DC</b>	<b>98</b>
4.3.1	Description du dispositif prototype	98
4.3.2	Description du déchet : notion de déchet type	100
4.3.3	Méthodologie du suivi instrumental	101
4.3.4	Description des essais n°1 et 2 (2000 – 2003)	101
4.3.5	Analyse des tassements primaires	104
4.3.6	Analyse des tassements secondaires	108
4.3.7	Tests de percolation (vidange) de la cuve C4DC	112
4.3.8	Mesures des contraintes latérales	114
4.3.9	Instrumentation combinée pénétromètre Panda et géoendoscope	116
4.3.10	Conclusion et perspectives	118
<b>4.4</b>	<b>Expérimentations sur la cuve du BRE (2001)</b>	<b>119</b>
<b>4.5</b>	<b>Mini-casiers expérimentaux du LAEPSI</b>	<b>126</b>

<b>5.</b>	<b><u>Instrumentation des Centres de Stockage de Déchets (CSD)</u></b>	<b>129</b>
<b>5.1</b>	<b>Sites pilotes du programme</b>	<b>129</b>
5.1.1	Site de Torcy (Saône-et-Loire)	130
5.1.2	Site de Montech (Tarn-et-Garonne)	132
5.1.3	Site de Lapouyade (Gironde)	134
5.1.4	Site de Chatuzange (Drôme)	141
5.1.5	Site de Lons-le-Saunier (Jura)	144
5.1.6	Site de Montréal (Canada)	149
<b>5.2</b>	<b>Observatoire des CSD : mise au point d'une base de données internationale sur les tassements</b>	<b>150</b>
5.2.1	Contexte et enjeux	150
5.2.2	Présentation de la base de données	152
<b>5.3</b>	<b>Instrumentation des tassements</b>	<b>154</b>
5.3.1	Instrumentation de surface	155
5.3.2	Instrumentation interne	158
5.3.2.1	<i>Tassomètres pneumatiques à double fluide</i>	158
5.3.2.2	<i>Inclinomètres horizontaux</i>	161
5.3.2.3	<i>Plaques enterrées et tiges flottantes</i>	164
5.3.2.4	<i>Plaques enterrées et tiges télescopiques</i>	166
5.3.2.5	<i>Extensomètres de forage</i>	167
5.3.3	Bilan comparatif des instrumentations	170
<b>5.4</b>	<b>Instrumentations géotechniques complémentaires</b>	<b>171</b>
5.4.1	Mesure des contraintes internes dans le déchet	171
5.4.2	Mesure du poids volumique des déchets	173
5.4.3	Tri du déchet	175
5.4.4	Essai à la plaque	176
5.4.5	Essais de compression primaire à la boîte de terrain	177
5.4.6	Essais de cisaillement	178
5.4.7	Essais aux pénétromètres statique et dynamique	178
<b>5.5</b>	<b>Instrumentation géophysique : contribution au suivi mécanique des déchets (application au site de Cognac)</b>	<b>180</b>
<b>6.</b>	<b><u>Analyse des tassements des déchets sur site à partir du modèle incrémental ISPM</u></b>	<b>185</b>
<b>6.1</b>	<b>Analyse des tassements primaires</b>	<b>185</b>
6.1.1	Site de Chatuzange (alvéole A''B)	185
6.1.2	Site de Lapouyade (alvéoles A8 et A10)	188
6.1.3	Site de Torcy (zone 3)	190
6.1.4	Site de Collier Road (USA)	190
6.1.5	Conclusion sur le tassement primaire	190

<b>6.2</b>	<b>Analyse des tassements secondaires</b>	<b>191</b>
6.2.1	Analyse des tassements secondaires de surface (construction en 1 phase)	191
6.2.1.1	<i>Site de Torcy (zone 3)</i>	191
6.2.1.2	<i>Site de Montech</i>	192
6.2.1.3	<i>Site de Lons-le-Saunier</i>	193
6.2.1.4	<i>Site de Chatuzange (alvéole C)</i>	196
6.2.1.5	<i>Site de Montréal (Canada)</i>	198
6.2.1.6	<i>Site de Novellara (Italie)</i>	200
6.2.1.7	<i>Site de Collier Road (USA)</i>	200
6.2.2	Couplage des tassements de surface et des tassements internes (construction en 2 phases)	201
6.2.2.1	<i>Site de Chatuzange (alvéoles AA' et C)</i>	202
6.2.2.2	<i>Site de Lapouyade</i>	210
6.2.3	Conclusion sur le tassement secondaire	213
<b>7.</b>	<b><u>Analyse comparée modèle incrémental – modèle global</u></b>	<b>217</b>
<b>7.1</b>	<b>Analyse comparée modèle ISPM – modèle de Sowers</b>	<b>217</b>
7.1.1	Introduction	217
7.1.2	Principes et hypothèses de l'analyse paramétrée	218
7.1.3	Calibration du coefficient de compression secondaire ( $C_{\alpha\varepsilon}$ ) <sub>Sowers</sub>	219
7.1.4	Influence du temps de construction ( $t_c$ )	219
7.1.5	Influence de la hauteur de stockage ( $nh_0$ )	221
7.1.6	Influence de l'origine des tassements ( $t_1$ )	223
7.1.7	Modification du modèle de Sowers à double coefficient de compressibilité	224
<b>7.2</b>	<b>Comparaison modèle ISPM – modèle de Sowers : études de cas</b>	<b>226</b>
7.2.1	Principe de l'analyse inverse à partir d'études de cas	226
7.2.2	Application au site de Lyndhurst (Australie)	227
7.2.3	Application au site de Lapouyade	228
7.2.4	Application au site de Montréal (Canada)	229
<b>8.</b>	<b><u>Accélération des tassements des déchets : état de l'art</u></b>	<b>231</b>
<b>8.1</b>	<b>Pré-traitement bio-mécanique</b>	<b>231</b>
<b>8.2</b>	<b>Traitement hydro-biologique : recirculation des lixiviats</b>	<b>232</b>
8.2.1	Introduction	232
8.2.2	Méthodologie d'analyse des tassements sur sites bioréacteurs	233
8.2.3	Expérimentations sur mini-casiers	235
8.2.3.1	<i>Bioréacteur de Sonoma County (USA)</i>	235
8.2.3.2	<i>Bioréacteur de Mountain View (USA)</i>	237
8.2.3.3	<i>Bioréacteur de Yolo County (USA)</i>	239
8.2.4	Expérimentations en vraie grandeur	241
8.2.4.1	<i>Bioréacteur de Lyndhurst (Australie)</i>	242
8.2.4.2	<i>Bioréacteur de Sandtown (USA)</i>	245
8.2.4.3	<i>Bioréacteur de Lons-le-Saunier</i>	248

8.2.5	Conclusions et perspectives	252
<b>8.3</b>	<b>Surconsolidation par chargement statique</b>	<b>254</b>
8.3.1	Contexte et enjeux	254
8.3.2	Discussion	255
<b>8.4</b>	<b>Surconsolidation par compactage dynamique</b>	<b>256</b>
8.4.1	Contexte et enjeux	256
8.4.2	Procédure et performance	257
8.4.3	Influence sur les tassements	258
8.4.4	Expérimentations projetées par le Lirigm	259
<b>9.</b>	<b><u>Tassements différentiels</u></b>	<b>261</b>
9.1	Introduction	261
9.2	Caractérisation des tassements différentiels	262
9.3	Analyse et calcul d'incertitude spatiale par méthode géostatistique	264
9.4	Tassements différentiels en zone d'épaisseur de déchet uniforme	266
9.5	Tassements différentiels au voisinage des points singuliers	271
9.6	Limitation des tassements différentiels	276
9.7	Quelques considérations relatives à la barrière de couverture	276
<b>10.</b>	<b><u>Analyse des déformations des talus de déchets</u></b>	<b>279</b>
10.1	Introduction	279
10.2	Suivi de sites en conditions 2D	281
10.2.1	Site de Rio Vigne (Italie)	281
10.2.2	Site de Meruelo (Espagne)	284
10.2.3	Site de Torcy	287
10.3	Suivi de sites en conditions 3D : exemple de NENT (Hong-Kong)	288
10.4	Conclusion	297
<b>11.</b>	<b><u>Conclusion générale</u></b>	<b>299</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>305</b>
	<b>Annexe 1 : Questionnaire à l'attention des exploitants de CSD</b>	<b>319</b>
	<b>Annexe 2 : Présentation de sites tirés de la littérature</b>	<b>323</b>
	Annexe 2.1. Site de Novellara (Italie)	323
	Annexe 2.2. Site de Beddingham (Grande-Bretagne)	325
	Annexe 2.3. Site de Collier Road (USA)	327
	<b>Annexe 3 : Présentation d'un site en cours d'instrumentation : Saint-Paul de Tartas</b>	<b>331</b>



## Notations

$C_R$	Coefficient de compression primaire global	-
$C_{\alpha\epsilon}$	Coefficient de compression secondaire global	-
$C_R^*$	Coefficient de compression primaire intrinsèque (modèle ISPM)	-
$C_{\alpha\epsilon}^*$	Coefficient de compression secondaire intrinsèque (modèle ISPM)	-
$c$	Cohésion du déchet	kPa
$d(t_m^i)$	Date du $i^{\text{ème}}$ levé topographique	-
$E, E_{\text{oed}}$	Module de Young, module oedométrique	kPa
$E_S, E_T$	Module de déformation sécant, module de déformation tangent	kPa
$e$	Indice des vides	-
$H$	Hauteur d'une colonne de déchet (modèles globaux)	m
$H_n$	Hauteur d'une colonne de déchet composée de n couches (modèle ISPM)	m
$H_0$	Hauteur d'une colonne de déchet à l'instant initial (modèles globaux)	m
$h_c$	Épaisseur de la couverture finale	m
$h_i$	Épaisseur de la couche élémentaire de déchet d'indice i	m
$h_0$	Épaisseur initiale d'une couche élémentaire après sa mise en place	m
$i_c$	Indice de la 1 <sup>ère</sup> couche de déchet surconsolidée (à partir du bas)	-
$K_0$	Coefficient de poussée des terres au repos	-
$K$	Conductivité hydraulique (ou perméabilité)	m/s
$K_v, K_h$	Perméabilité verticale, perméabilité horizontale	m/s
$m$	Taux ou vitesse de déformation (calcul tangent)	%/mois
$m_i$	Masse du constituant i	kg
$m_d$	Masse sèche	kg
$m_h$	Masse humide	kg
$m_s$	Masse solide	kg
$n_e$	Porosité efficace (ou de drainage)	-
$n_o$	Porosité ouverte (ou interparticulaire)	-
$n_t$	Porosité totale	-
$q$	Contrainte verticale induite par la couverture	kPa
$R$	Ratio du coefficient de compression secondaire global $C_{\alpha\epsilon}$ sur $C_{\alpha\epsilon}^*$	-
$S_r$	Degré de saturation	-
$t$	Temps absolu (à l'échelle de la colonne de déchet)	mois
$t_0$	Origine des temps (modèles globaux)	mois
$t_1$	Origine du tassement secondaire (modèles globaux)	mois
$t_m^0$	Temps de référence (zéro) pour le suivi des tassements (1 <sup>ère</sup> mesure sur site)	mois
$t_m^i$	Temps correspondant à la $i^{\text{ème}}$ mesure de tassement	mois
$t_m^{\text{ult}}$	Temps correspondant à l'ultime mesure de tassement	mois
$T$	Temps relatif applicable à un modèle global de prédiction des tassements	mois
$t_n$	Temps de construction d'une colonne de déchet composée de n couches	mois
$t_c$	Temps de construction d'une colonne de déchet (couverture incluse)	mois
$t_k$	Temps critique séparant l'application de 2 expressions d'un même modèle	mois
$V$	Volume total	m <sup>3</sup>
$V_c, V_s$	Vitesse des ondes de compression (P), des ondes de cisaillement (S)	m/s

Table des matières et notations

$V_s$	Volume solide	$m^3$
$V_{si}$	Volume solide du constituant i	$m^3$
$V_v$	Volume des vides	$m^3$
$w$	Tassement de surface (mesuré depuis $t_c$ )	m
$\dot{w}$ (ou $dw/dt$ )	Taux (ou vitesse) de tassement	mm/mois
$w_p$	Tassement primaire de surface (modèles globaux)	m
$w_s$	Tassement secondaire de surface (modèles globaux)	m
$w_n^p$	Tassement primaire d'une colonne composée de n couches (modèle ISPM)	m
$w_n^s$	Tassement secondaire d'une colonne composée de n couches (modèle ISPM)	m
$w_s, w'_s, w''_s$	Teneur en eau constitutive à l'état solide (rapportée à la masse solide, sèche ou humide)	%
$w_h, w'_h, w''_h$	Teneur en eau totale à l'état humide (rapportée à la masse solide, sèche ou humide)	%
$\Delta h_i$	Tassement (ou contraction verticale) de la couche élémentaire de déchet d'indice i	m
$\Delta h_i^p$	Tassement primaire de la couche élémentaire de déchet d'indice i	m
$\Delta h_i^s$	Tassement secondaire de la couche élémentaire de déchet d'indice i	m
$\Delta t$	Temps de retard d'implantation des repères topo (après la fin d'exploitation)	mois
$\Delta w$	Tassement de surface mesuré depuis $t_c + \Delta t$	m
$\Delta w_i^{i+1}$	Tassement de surface mesuré entre $t_m^i$ et $t_m^{i+1}$	m
$\varepsilon$	Déformation (ou tassement relatif) du déchet	%
$\gamma$	Poids volumique moyen d'une colonne de déchet	$kN/m^3$
$\gamma_0$	Poids volumique initial d'un déchet (après compactage)	$kN/m^3$
$\gamma_c$	Poids volumique de la couverture finale	$kN/m^3$
$\gamma_d$	Poids volumique sec (rapporté au volume total)	$kN/m^3$
$\gamma_h$	Poids volumique humide (rapporté au volume total)	$kN/m^3$
$\gamma_s$	Poids volumique solide (rapporté au volume total)	$kN/m^3$
$\gamma_{si}$	Poids volumique du constituant solide i	$kN/m^3$
$\bar{\gamma}_s$	Poids volumique moyen des constituants solides	$kN/m^3$
$\phi$	Angle de frottement interne du déchet	°
$\mu_i$	Masse du constituant i rapportée à la masse de l'ensemble des constituants	%
$\nu$	Coefficient de Poisson	-
$\theta$	Teneur en eau volumique (humidité)	%
$\sigma_c, \sigma'_c$	Contrainte de préconsolidation totale, effective	kPa
$\sigma_h$	Composante normale de la contrainte totale sur une facette verticale	kPa
$\sigma_i$	Contrainte totale sur une facette horizontale mesurée au sommet de la couche i	kPa
$\sigma, \sigma'$	Contrainte verticale totale, effective sur une facette horizontale	kPa
$\tau$	Temps pris à partir du début de la construction de la couche de déchet supérieure	mois
$\tau_c$	Temps de construction de la couverture finale	mois
$\tau_i$	Temps d'exploitation (ou construction) de la couche élémentaire d'indice i	mois
$\tau_{ri}$	Temps de repos d'exploitation consécutif à la mise en place de la couche d'indice i	mois

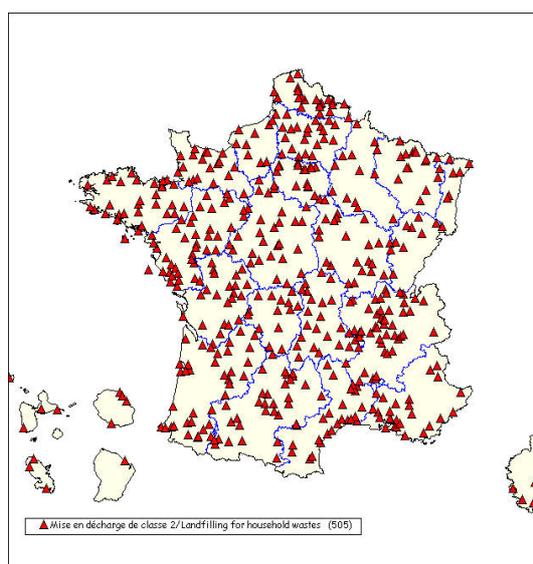
**Remarque :** Par souci de clarté, les notations spécifiques à un modèle, une méthode pratique ou encore un dispositif instrumental spécifique, non réutilisées en dehors de la présentation de ce dernier et considérées comme non fondamentales, n'ont pas été incorporées dans la liste ci-dessus.

## Chapitre 1. Introduction générale

### 1.1. Présentation de la filière ‘stockage’ de classe II

Historiquement, la mise en décharge a longtemps constitué un exutoire bon marché. Selon un rapport de l'OPECST (Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques) datant de juin 1999, on dénombrerait en France quelque 7800 décharges (dont 5000 décharges brutes) et quelque 25 000 dépôts sauvages. Plusieurs milliers de ces dépôts sont restées en activité jusque dans les années 1990, ce qui a contribué à associer à la technique du stockage une image négative. Conséquence directe de la mauvaise gestion des décharges, les pouvoirs publics ont privilégié un temps l'incinération vis-à-vis du stockage, jusqu'aux questions actuelles (liées notamment à l'émission de dioxines) qui semblent avoir quelque peu remis en cause la situation précédente.

Dans le même temps, la conjonction de l'accroissement du tissu urbain et de l'intensification du modèle consumériste a entraîné une augmentation de 65 % des quantités de déchets ménagers produits au cours des 30 dernières années, soit en 2003 pour la France, plus d'1 kg de déchet par jour et par habitant. Cela a conduit les pouvoirs publics à réagir par la loi du 13 juillet 1992 en imposant une réduction à la source et une valorisation en matière et énergie de ces déchets, limitant ainsi le stockage aux seuls 'déchets ultimes'. La loi de juillet 1992 qui fixait à 2002 l'échéance à laquelle seuls les déchets ultimes pourraient être stockés a toutefois été interprétée à tort comme l'arrêt de mort des CSD. Le stockage demeure en effet plus que jamais l'ultime maillon indispensable à toute filière de traitement. Pour l'ADEME (Hébé, 2003), il y a d'ailleurs urgence à ouvrir de nouveaux Centres de Stockages de Déchets Ultimes (CSDU) car le parc existant devrait être saturé d'ici une dizaine d'années. Mais cela ne va pas sans difficulté compte tenu du syndrome NIMBY ('Not in my backyard') – moins de 30 sites ouverts depuis 1997.



**Figure 1.1** Cartographie des CSD français de classe II en activité (Ademe, 2000)

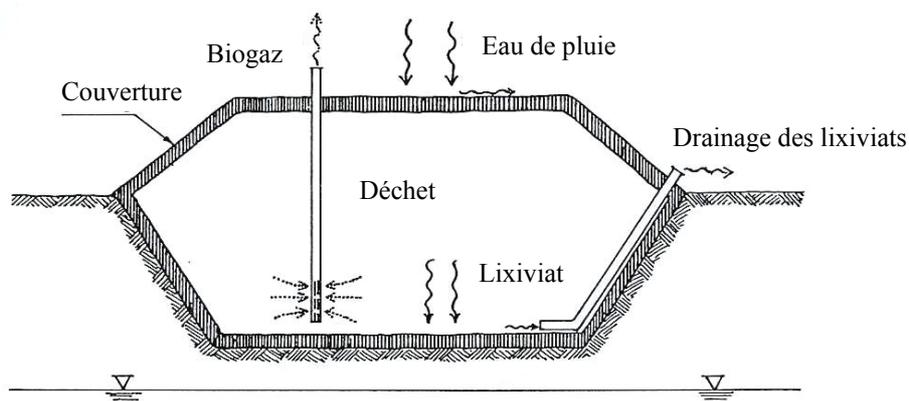
A ce jour, la filière stockage représente en France approximativement 50 % du traitement des déchets ménagers (Ademe, 2000) et comprend environ 400 installations classées de classe II (répertoriées sur la base d'un stockage supérieur à 3 000 tonnes/an) recevant annuellement quelque 15 millions de tonnes de déchets, constitués pour environ 60 % de déchets ménagers et

assimilés (y compris déchets verts et encombrants) à quoi s'ajoutent déchets industriels banals (DIB), boues d'assainissement, mâchefers non recyclables et enfin résidus de recyclage et d'incinération.

## 1.2. Description d'un Centre de Stockage de Déchet (CSD) de classe II

Le terme 'décharge contrôlée' n'est plus approprié pour des installations devenues très techniques et faisant l'objet d'une surveillance de plus en plus précise. Le mode d'exploitation est comparable pour chaque site divisé en zones (appelées 'casiers') constituant des unités hydrauliques distinctes. Un casier présente typiquement la forme d'un tumulus partiellement surélevé par rapport à la côte du terrain naturel et représente une hauteur de stockage généralement comprise entre 8 et 40 m (hauteur maximale fixée par arrêté préfectoral), exceptionnellement au delà. D'autres configurations de stockage existent en fonction de la géomorphologie du site, notamment en talweg, en carrière ou encore à flanc de coteaux.

Les casiers sont eux même généralement subdivisés en 'alvéoles' séparées les unes des autres par des diguettes ou de simples masques en terre de manière à réduire les surfaces d'exploitation à 2500 m<sup>2</sup> ainsi qu'exigé par décret de loi. La mise en place des déchets s'effectue par couches successives compactées recouvertes plus ou moins périodiquement par des matériaux inertes de manière à limiter les nuisances. La dégradation des déchets fermentescibles s'accompagne de la production de lixiviat et de biogaz. Des réseaux de drains sont disposés dans le massif pour assurer l'évacuation de ces derniers par l'intermédiaire de puits de collecte montés à l'avancement ou alternativement en fin d'exploitation. Les fuites de biogaz sont réduites par la mise en dépression du système de captage. Dès la fin du comblement d'un casier, ce dernier est rendu plus ou moins étanche par la pose de barrières de couverture minérales et/ou synthétiques. Les lixiviats accumulés en fond de casier (hauteur inférieure à 0,3 m au point le plus bas) sont quant à eux pompés périodiquement, puis orientés vers les filières de retraitement, à l'exception des sites bioréacteurs pour lesquels le lixiviat est réinjecté de manière à humidifier le déchet et ainsi accélérer sa biodégradation.



**Figure 1.2** Schéma de principe d'un casier de stockage de déchet repris d'après Del Greco et al. (1993)

Pour toute partie couverte, une période de 'post-exploitation' d'une durée minimale de 30 ans est prévue, au cours de laquelle l'exploitant s'engage à effectuer un suivi complet du casier et à remédier le cas échéant à tout désordre survenu (y compris au-delà de l'emprise du stockage s'agissant notamment des risques de pollution). A l'issue de la période de surveillance du dernier casier en date, une requalification du site peut enfin être envisagée en fonction des opportunités de développement local et des contraintes inhérentes au site.

### **1.3. Enjeux du programme de recherche**

Les CSD deviennent des ouvrages de plus en plus techniques au sein desquels interagissent des matériaux naturels (argile, sable), artificiels (géosynthétiques) et des déchets dont le comportement est variable à la fois dans le temps et dans l'espace. Ces interactions restent relativement méconnues car, si l'on appréhende relativement bien le comportement des argiles ou des géosynthétiques en conditions dites normales, le comportement des déchets, par leur hétérogénéité et leur caractère évolutif, est marqué par un grand nombre d'inconnues.

Le programme de recherche faisant l'objet de ce mémoire est relatif à la compressibilité des déchets. Les enjeux sont importants. S'agissant des nouveaux sites ouverts, ceux-ci sont à la fois d'ordre sécuritaire (estimation des tassements différentiels que la couverture devra supporter, stabilité des talus), économique (prévision de la capacité de stockage ultime, optimisation de la durée d'exploitation et période de pose de la couverture finale) et réglementaire (anticipation par rapport à la hauteur maximale autorisée pour le tumulus de déchet). Quant aux anciens sites à réhabiliter, la maîtrise des tassements, bien que plus complexe, est tout aussi primordiale.

D'un point de vue plus fondamental, l'étude de la compressibilité des déchets amène à s'interroger sur leur structure particulière et sur leur porosité. Le concept de bioréacteur amène également à rechercher la conductivité hydraulique de ce matériau. Ces propriétés étant évolutives, ce type de recherche nécessite une collaboration interdisciplinaire riche d'enseignements, autant pour un géomécien que pour un biochimiste. On est alors amené à développer des expérimentations permettant de mieux appréhender les mécanismes de déformation sous l'effet du comportement hydro-physique, biologique et mécanique des déchets et de tenter de modéliser ces derniers.

La connaissance engendrée par une meilleure évaluation du tassement des déchets dans le temps devrait permettre une meilleure estimation des contraintes et déformations induites au niveau du système d'étanchéité - drainage qui est à la base de la conception des centres de stockage modernes par sa double fonction d'étanchéité (qui empêche la dispersion des lixiviats) et de drainage (qui permet l'évacuation des effluents liquides et gazeux produits par la décomposition des déchets).

### **1.4. Contexte et objectifs du programme de recherche**

L'étude que nous présentons ici s'intègre donc dans le cadre plus large des programmes de recherche pluridisciplinaires initiés par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), notamment sur les thèmes des couvertures et de la recirculation des lixiviats. Ce travail de thèse, qui s'appuie sur les précédentes recherches du *Lirigm* (Thomas, 1996 - 2000), a été réalisé en partenariat avec deux exploitants de CSD (Suez Environnement et Véolia Environnement) ainsi qu'un bureau d'études et d'ingénierie (Arcadis) impliqué dans l'expertise des CSD.

#### ➤ Proposition d'un modèle de prédiction des tassements d'une colonne de déchets

Au cours de ces six années de recherche, une attention toute particulière a été portée au contrôle et à la prédiction des tassements des déchets, avec comme point de départ le constat que le comportement mécanique d'une colonne de déchet pouvait difficilement être analysé à partir d'une approche globale des phénomènes. En effet, au vu des périodes d'exploitation de casier souvent pluriannuelles et de surcroît fréquemment entrecoupées d'interruptions, l'âge des déchets

d'un même casier varie considérablement avec la hauteur. De ce constat découle l'approche d'une 'colonne de déchet' comme superposition de couches élémentaires, chacune caractérisée par sa propre histoire. C'est dans ce cadre qu'a été développé le '**Modèle de Prédiction Incrémental des Tassements**' (ISPM), dont l'application présente vis-à-vis des modèles globaux traditionnels des avantages tant fondamentaux (détermination de coefficients de compression intrinsèques au déchet) que pratiques (fiabilité accrue des prédictions).

➤ Instrumentation et suivi d'une dizaine de CSD

Associé à ce travail de modélisation, l'instrumentation et le suivi d'une dizaine de CSD comprenant l'expérimentation de dispositifs internes et externes ont permis l'évaluation des tassements primaires et secondaires en vraie grandeur (Gourc et al., 2001). En complément des sites français instrumentés, un '**Observatoire des CSD**' a été lancé avec l'aide des compagnies exploitantes, de partenaires universitaires, bureaux d'études et plus généralement à partir de la littérature. Une base de données d'une trentaine de sites a ainsi pu être mise sur pied dans la perspective d'une application du modèle ISPM par méthode directe. L'étude minutieuse, souvent laborieuse, des données de tassement de ces sites de géométrie, de composition et d'historique variables, nous a permis d'obtenir des valeurs affinées des coefficients de compression primaire et secondaire.

➤ Mise en œuvre d'un Pilote de laboratoire

Compte tenu de la nature hétérogène des déchets soumis à des conditions de compression, de température et d'humidité difficilement contrôlables, les nombreuses études de terrain menées dans le cadre de ce travail de recherche ne peuvent être totalement satisfaisantes. A titre d'exemple, des cinétiques de tassement particulières en liaison avec un effondrement de la structure granulaire dégradée, un pompage ou une recirculation de lixiviat dans le cas des bioréacteurs ne peuvent être appréhendés précisément à cette échelle. Une analyse plus fine du comportement hydro-physico-mécanique du déchet à échelle réduite est par conséquent apparue souhaitable. Celle-ci a pu être menée grâce à un '**Pilote prototype de laboratoire**' (C4DC) permettant des essais de compression d'un échantillon de déchet de 1 m<sup>3</sup> éventuellement sous condition de recirculation des lixiviats.

## **1.5. Organisation du manuscrit**

Ce mémoire est articulé en 9 chapitres suivis d'une conclusion générale.

Dans le *Chapitre 2*, nous proposerons une caractérisation méthodique du matériau déchet tant sur les plans hydro-physique, géophysique, biochimique que mécanique.

Dans le *Chapitre 3*, nous nous concentrerons sur la modélisation des tassements des déchets illustrant à la fois les travaux de nos prédécesseurs et les recherches entreprises au *Lirigm* sur le modèle incrémental des tassements (modèle ISPM) applicable par méthode directe et par méthode inverse (rétro-analyse).

Le *Chapitre 4* présentera une synthèse des expérimentations prototype de laboratoire relatives au comportement mécanique des déchets et plus particulièrement des expérimentations conduites au *Lirigm* au cours des trois dernières années.

Le *Chapitre 5* fera un point complet sur les méthodes de suivi topographique applicables aux sites réels, illustrera l'instrumentation mise en place sur nos sites pilotes et enfin évoquera

l'«Observatoire des CSD», base de données internationale mise au point en complément des sites clé de notre programme de recherche.

Dans le *Chapitre 6*, une analyse des tassements (1D) issus d'un certain nombre de sites sera proposée à partir du modèle incrémental ISPM (tassements primaires et secondaires) incluant une analyse approfondie des principaux paramètres d'influence du tassement.

Une analyse comparée entre le modèle incrémental ISPM et le célèbre modèle global de Sowers (1973) sera ensuite développée au *Chapitre 7*, incluant une approche théorique et quelques applications numériques tirées d'exemples concrets.

Dans le *Chapitre 8*, nous présenterons un état de l'art des différentes techniques d'accélération des tassements, notamment à travers la technique de recirculation des lixiviats.

Nous examinerons au *Chapitre 9* la problématique des tassements différentiels à partir de quelques exemples illustrés issus de sites de stockage français.

Au *Chapitre 10*, nous aborderons la problématique des déformations 2D et 3D des talus de déchet au travers de quelques cas d'étude et nous discuterons de la perspective de développement d'un outil numérique de prédiction des tassements applicable en conditions 2D.



## Chapitre 2. Caractérisation du déchet

Ainsi que précisé en introduction, les matériaux caractérisés dans ce chapitre et plus généralement dans l'ensemble de ce mémoire par le terme 'déchet' renvoient aux déchets ménagers et assimilés (déchets verts, refus de tri et d'incinération, encombrants et mâchefers non recyclables essentiellement) auxquels s'ajoutent les déchets industriels banals (DIB).

### 2.1. Caractérisation hydro-physique du déchet

#### 2.1.1. Composition et structure du déchet

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

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, etc. On note en outre une forte disparité entre les grandes métropoles internationales (Tableau 2.1).

**Tableau 2.1** Composition des déchets ménagers de par le monde d'après Manassero et al. (1997)

Constituants (%)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Déchets putrescibles	44	45	74	15	20	61	28	59	71	58
Papier et carton	25	5	12	3	22	10	31	19	2	16
Plastiques	-	1	5	-	-	3	9,5	7	3	20
Cuir, bois, caoutchouc	7	1	-	7	3	6	4	4	1	-
Textile	3	-	-	10	-	3	5	-	-	-
Verre	1	1	4	10	6	1	9	2	1	2
Autres	19	46	2	22	46	14	11	5	21	1

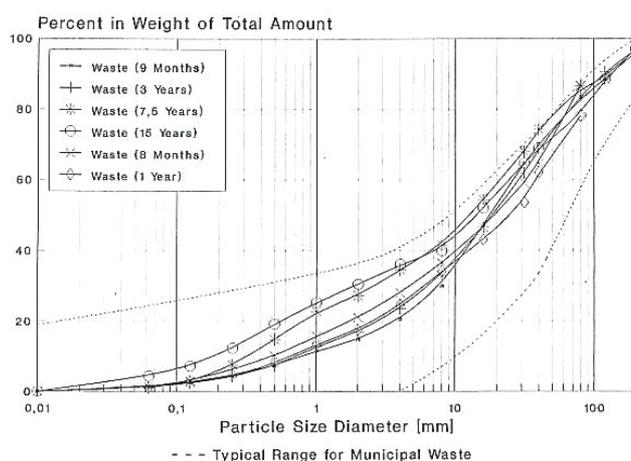
Origines : 1. Bangkok (Thaïlande) ; 2. Pékin (Chine) ; 3. Nairobi (Kenya) ; 4. Hong-Kong (Chine) ; 5. New York (USA) ; 6. Istanbul (Turquie) ; 7. Genève (Suisse) ; 8. Athènes (Grèce) ; 9. Cochabamba (Bolivie) ; 10. Wollongong (Australie).

Composé de matière organique qui dans des conditions habituelles de stockage est amenée à se dégrader, le déchet se distingue des 'sols conventionnels' étudiés classiquement par les géomécanciens par son caractère évolutif. Les notions utilisées classiquement en mécanique des sols (poids volumique, teneur en eau et porosité notamment) devront donc être précisées dans le cadre d'une application à ce matériau particulier.

La détermination de la composition des déchets peut se faire en poids ou en volume. Traditionnellement, et encore aujourd'hui dans de certains pays, on s'est contenté de déterminer des volumes (Maystre et al, 1994) du fait de l'absence de dispositifs de pesage. Toutefois, le mode de caractérisation pondéral tend à se généraliser.

### 2.1.2. Granularité du déchet

La distribution granulométrique du déchet joue un rôle important dans l'évolution des tassements dans le sens où, comme pour les sols, elle conditionne la migration vers le bas des éléments fins à travers l'espace interparticulaire. Elle est étroitement dépendante de sa composition et de son prétraitement éventuel avant stockage (tri, broyage, etc.). Aux deux extrémités de l'échelle, on trouve les fines de criblages dont la taille n'excède pas quelques millimètres et les 'monstres' ou encombrants très volumineux (électro-ménager, mobilier, etc.) qui peuvent atteindre des ordres de grandeur métrique. Le rapport entre éléments fins et éléments grossiers correspond par conséquent à une amplitude très élevée, de l'ordre de 1 à 1000 en moyenne. Cette hétérogénéité oblige à prélever des échantillons de plusieurs dizaines voire centaines de kilos pour garantir une caractérisation correcte du matériau.



**Figure 2.1** Distribution granulométrique d'un déchet ménager (Jessberger et Kockel, 1991)

Les compositions granulométriques de six échantillons de déchet d'âge compris entre 8 mois et 15 ans ont été reportées sur la Figure 2.2 avec en pointillé les deux courbes enveloppes supposées (encombrants visiblement exclus). Une augmentation sensible de la concentration des fines est observée avec le temps. Ceci s'explique par la combinaison des dégradations biologiques et chimiques du déchet qui entraînent une réduction de la taille des éléments constitutifs.

### 2.1.3. Classifications multi-critères

Synthétisées par Maystre et al. (1994), les classifications traditionnelles relatives aux déchets sont multiples : 'TIRU' à Paris, 'BSWM' aux Etats-Unis, 'IPC' en Angleterre, etc. Aucune ne se recoupe exactement, on constate qu'une catégorie de déchet peut se retrouver dans des classes différentes et dans le cas de déchets prétraités que les limites entre 'fines', 'moyennes' et 'grossières' résultant du criblage varient selon les classifications, ce qui rend difficile toute comparaison. La pertinence des différents critères de classification varie du tout au tout suivant l'utilisation que l'on en fait : suivant que l'on se met à la place du gérant d'un parc de véhicules de ramassage de déchets, d'un responsable d'usine de tri, d'un 'recycleur' ou en bout de filière d'un exploitant de CSD, certains critères (provenance, type de collecte, composition, consistance, hétérogénéité, etc.) s'avéreront plus pertinents que d'autres.

Dès 1990, Landva et Clark ont suggéré d'adopter un système de classification universel. Une telle normalisation constituerait une avancée réelle sur le plan international. Ou tout au moins, il faudrait trouver le moyen de mettre en place des passerelles entre 2 ou 3 classifications d'ordre bien différentes. Certes, de telles tentatives sont rendues difficiles par le fait que les pratiques évoluent sans cesse et à des rythmes différents.

S'agissant de la filière 'stockage', les déchets autorisés à être stockés dans les décharges françaises de classe II sont traditionnellement répartis de manière informelle en deux catégories :

- les déchets dont la teneur en matière organique est importante et dont le comportement fortement évolutif conduit à la formation de lixiviat et de biogaz. On compte parmi ces déchets les ordures ménagères (OM), les déchets de voirie, les déchets industriels et commerciaux assimilables à des déchets ménagers, les boues de station d'épuration, papiers et cartons et résidus de bois.
- les déchets dont le comportement est peu évolutif dans le temps (i.e. dont la capacité de dégradation biologique est faible). Ce groupe comprend notamment les plastiques, les métaux, le verre, les refus de tri non fermentescibles et peu évolutifs, les objets encombrants et les mâchefers.

Plus formelles, plusieurs classifications sont présentées ci-dessous, à commencer par celle du 'Bureau of Solid Waste Management' (BSWM) qui propose de subdiviser les déchets en neuf catégories : déchets alimentaires, déchets verts, papier, plastique + caoutchouc + cuir, textiles, bois, métaux, verre et céramiques et enfin cendres + rochers + terre.

Landva et Clark (1990) ont quant à eux suggéré deux catégories principales (organique / minérale) subdivisées en quatre sous-catégories (Tableau 2.2). Ils remarquent dans le cas des trois dernières sous-catégories qu'elles comprennent de nombreux constituants affectant la structure du déchet : éléments creux (cannettes, verre, tubes, boîtes, etc.), élancés (poutrelles, feuilles, etc.) ou encore encombrants (meubles, appareils ménagers, etc.).

**Tableau 2.2** Classification des déchets proposée par Landva et Clark (1990)

Catégorie	Sous catégorie	Déchets
Organique	Putrescible (rapidement dégradable)	déchets alimentaires, déchets verts, restes d'animaux, déchets souillés
	Imputrescible (lentement dégradable)	papier, bois, textiles, cuir, plastique, caoutchouc, graisse, etc.
Minérale	Dégradable (partiellement corrosif)	métaux
	Non dégradable	verre, céramiques, sols minéraux, gravats, cendres, béton, débris de construction, etc.

Un peu plus tard, Kölsch (1995) a proposé une classification basée sur le concept du modèle 'matériau fibreux'. Il considère sept classes de matériaux suivant leurs caractéristiques de renforcement : papier / carton, matériaux synthétiques lisses (feuilles, caoutchouc, cuir, textile), matériaux synthétiques durs (plastiques, cuirs durs), métaux, minéraux (verre, céramique, sol), bois et résidus putrescibles. La taille des éléments est aussi prise en considération à travers un tamisage de 8, 40 et 120 mm et un tri visuel pour les éléments compris entre 500 et 1000 mm. Par ailleurs, Zornberg et al. (1999) ont proposé une classification simplifiée incluant seulement quatre catégories, à savoir sol, déchet ménager, déchet vert et déchet inerte. Enfin, Aran (2001) propose de caractériser les déchets organiques en fonction de leur vitesse de dégradation. Il propose pour cela trois classes, à savoir :

- les déchets rapidement dégradables : déchets verts, fruits et légumes, matières animales, etc.
- les déchets assez rapidement dégradables : boues, graisses, etc.
- les déchets lentement dégradables : papier, carton, bois, etc.

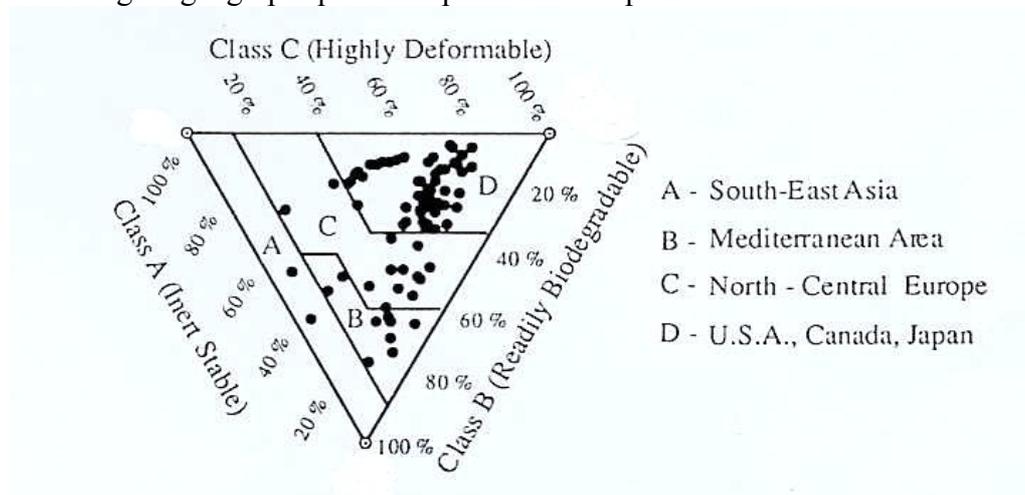
Considérant un point de vue 'géomécanique', il a aussi été proposé de décrire les déchets à travers les deux catégories 'sol' et 'non-sol'. La première catégorie rassemblerait les déchets ayant un comportement mécanique assimilable dans ses grandes lignes à celui d'un sol (débris de

matériaux de construction, verre, cendres, mâchefers, etc.) tandis que la seconde comprendrait des matériaux tels que plastiques, encombrants, boues, etc. dont la structure ne peut être assimilée à celle d'un sol.

Terminons par la classification la plus répandue à ce jour, à mettre à l'actif de Grisolia et al. (1995a) qui proposent de séparer les constituants du déchet suivant les trois catégories suivantes :

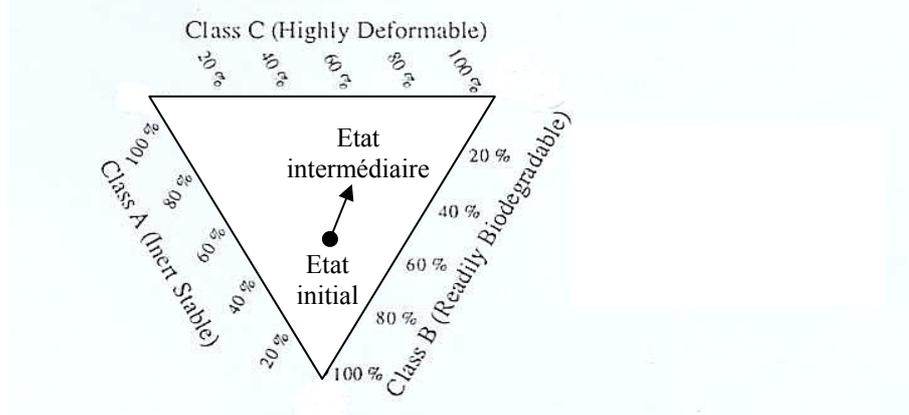
- Les éléments inertes rigides ('inertes') : sont regroupés dans cette classe les matériaux ne voyant pas leur composition varier au cours du temps et dont la résistance à la déformation est élevée. Cette catégorie inclut les particules de sol naturel mais aussi les gravats, le verre, les céramiques, les métaux, les plastiques durs et aussi le bois. Ces matériaux ont un comportement mécanique comparable à celui des sols.
- Les éléments très déformables ('déformables') : papiers, plastiques en feuilles, textiles, caoutchouc, pneus, etc. sont regroupés dans cette catégorie. Lorsqu'ils sont soumis à une charge, ces matériaux tendent à tasser instantanément du fait des vides importants caractérisant leur arrangement initial (macro porosité). De plus, certains d'entre eux continuent à se déformer dans le temps sous charge constante sous l'effet du fluage. En revanche, leur dégradation est très lente. L'influence des matériaux de cette classe sur le comportement d'ensemble de la masse de déchet dépend généralement de la taille des différents éléments, de leur pré-traitement éventuel (broyage), du niveau de contrainte, etc.
- Les éléments facilement dégradables ('dégradables') : cette classe regroupe les matériaux évoluant rapidement à la fois en terme de composition et de consistance. C'est le cas notamment des végétaux et des déchets alimentaires. La dégradation de ces substances induit des changements profonds dans la structure du matériau et s'accompagne d'une réduction du volume total occupé (diminution de la macro porosité). L'effet de la dégradation sur l'ensemble du déchet ne dépend pas seulement de la quantité et des caractéristiques des matériaux dégradables mais aussi des conditions ambiantes gouvernant les processus de transformation.

Comme cela se fait dans le métier de l'incinération à partir des trois paramètres combustibles, inertes et teneur en eau (Maystre et al., 1994), Grisolia et al. (1995a) ont eu l'idée de représenter la composition du déchet sous la forme d'un diagramme ternaire représentant les trois classes précédentes. Ce diagramme permet de comparer facilement des déchets provenant de sites différents. Répertoriant sur ce diagramme un certain nombre de déchets issus des quatre coins du monde, ils ont pu mettre en évidence certaines corrélations entre les concentrations de points observées et l'origine géographique correspondant à ces points.



**Figure 2.2** Diagramme ternaire proposé par Grisolia et al. (1995a)

Bien que séduisante, cette classification en trois classes n'est pas sans poser un certain nombre de problèmes. En effet, elle ne rend pas compte des changements d'état (et donc de caractéristiques) s'opérant avec le temps. Il est clair en effet que les éléments subissant une dégradation (physique ou biochimique) verront leur comportement mécanique évoluer plus ou moins rapidement jusqu'au stade ultime de constituants inertes dont le comportement équivaudra in fine à celui d'un sol. A partir du diagramme ternaire précédent, on pourrait d'ailleurs illustrer l'évolution d'un déchet au cours du temps (essentiellement dans le sens d'une dégradation).



**Figure 2.3** Evolution de la représentation d'un déchet dans le diagramme ternaire de Grisolia

Par ailleurs, la classification des déchets en fonction de leur compressibilité est également relative à un instant donné et sera amenée à évoluer en fonction de l'application d'une surcharge ou de l'effet de la dégradation des éléments. Par exemple le bois, incompressible initialement devient progressivement compressible en cours de dégradation. Certains plastiques considérés comme inertes peuvent s'avérer compressibles au-delà d'un seuil de contrainte. Enfin, des éléments dégradables comme les cartons sont placés en général dans la catégorie 'déformable' car c'est leur déformation initiale qui influence le plus le comportement global du déchet. Il semble donc que cette classification aurait intérêt à être approfondie de manière à tenir compte non seulement de la structure initiale des constituants du déchet mais aussi de leur évolution au cours du temps. Sur ce point, la question se pose de savoir quelle échelle de temps considérer : le temps de pose de la couverture finale ? la période de post-exploitation de casier actuellement fixée à 30 ans ? ou une durée encore plus longue permettant d'assurer la biodégradation de déchets stockés en conditions peu humides ?

Enfin, bien que timide à ce jour en France, le développement des techniques de prétraitement biomécanique implique une évolution des caractéristiques du déchet avant stockage (criblage, pré-digestion aérobie ou anaérobie) couplée à une évolution du mode de stockage (tri et séparation en alvéoles distinctes), toutes deux susceptibles de faire évoluer un peu plus encore cette notion de classe de déchets.

#### 2.1.4. 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 géomécien se concentrera sur l'évolution du poids volumique du matériau. Par ailleurs, le premier fera de préférence appel à la notion d'humidité (ou teneur en eau volumique)  $\theta$  pour exprimer la quantité d'eau présente dans le déchets tandis que le second considérera la teneur en eau massique (ou pondérale) du matériau. La notion d'humidité ( $\theta$ ) ne sera pas reprise dans cette étude où la quantité d'eau sera toujours exprimée en

terme de teneur en eau (massique). Nous ferons toutefois appel au degré de saturation en eau qui exprime le volume de lixiviat présent dans les vides ouverts rapporté au volume de ces derniers ( $S_r = V_{\text{lixiviat}} / V_{\text{vides ouverts}}$ ) au cours de l'analyse des paramètres de la biodégradation (§ 2.3.2).

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.

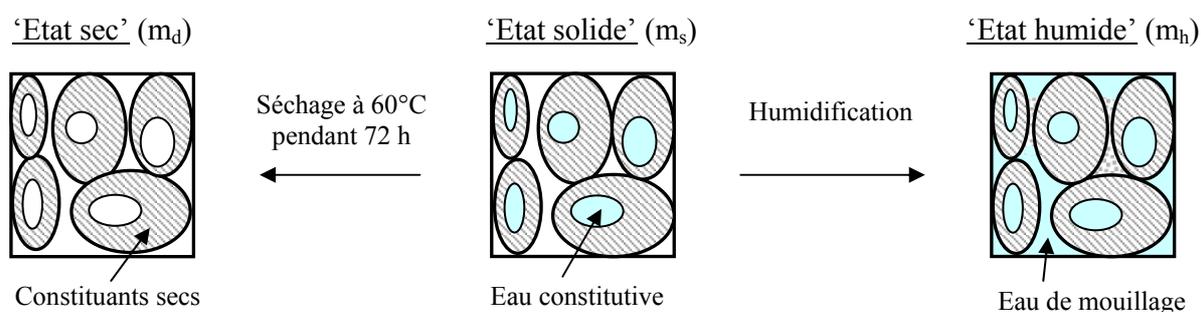
Nous distinguerons donc dans le cas du déchet :

- 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 mouillage peut elle-même être divisée en trois sous catégories, à savoir l'eau adsorbée sous forme de fines pellicules à la surface des constituants, l'eau capillaire distribuée dans les micro-pores (et plus particulièrement aux points de contact entre particules) et enfin l'eau gravitaire distribuée dans les macro-pores. En régime non saturé, seule cette dernière est libre de circuler au travers du déchet.

La mesure standard de teneur en eau appliquée pour les sols est inappropriée pour distinguer l'eau constitutive de l'eau de mouillage dans la mesure où elle entraîne une perte d'eau constitutive. La quantité d'eau de mouillage ne peut être connue que dans le cas d'un déchet type reconstitué en laboratoire pour lequel le volume d'eau ajouté aux éléments de déchet (eau de mouillage) est connu. Tout au plus est-on capable d'estimer la teneur en eau totale (eau constitutive + eau de mouillage) d'un échantillon de déchet par étuvage à 60 °C pendant 72 h (protocole évitant la perte de matière solide volatile). Encore ne faut-il pas minimiser les difficultés liées à cette mesure : non répétitivité, échantillonnage délicat, gêne occasionnée par le passage à l'étuve. Quant aux mesures indirectes de teneur en eau (à l'aide de sondes tensiométriques, sondes TDR, sondes à neutron ou encore sondes résistives), aucune d'entre elles ne donne entière satisfaction à ce jour (Yuen, 1999).

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)



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

En lien avec les états solide et humide du matériau, nous sommes en mesure d'exprimer pas moins de neuf expressions de la teneur en eau (%) rapportées respectivement à la masse de déchet solide ( $m_s$ ), sèche ( $m_d$ ) ou humide ( $m_h$ ) :

- Teneur en eau (constitutive) à l'état solide :

$$[2.1] \quad w_s = \frac{m_s - m_d}{m_s} \quad [2.2] \quad w'_s = \frac{m_s - m_d}{m_d} \quad [2.3] \quad w''_s = \frac{m_s - m_d}{m_h}$$

- Teneur en eau (totale) à l'état humide :

$$[2.4] \quad w_h = \frac{m_h - m_d}{m_s} \quad [2.5] \quad w'_h = \frac{m_h - m_d}{m_d} \quad [2.6] \quad w''_h = \frac{m_h - m_d}{m_h}$$

- Teneur en eau de mouillage :

$$[2.7] \quad w_h - w_s = \frac{m_h - m_s}{m_s} \quad [2.8] \quad w'_h - w'_s = \frac{m_h - m_s}{m_d} \quad [2.9] \quad w''_h - w''_s = \frac{m_h - m_s}{m_h}$$

Parmi ces différentes expressions de la teneur en eau,  $w_s$ ,  $w_h$  et  $w''_h$  représentent les valeurs les plus couramment fournies dans la littérature.

La teneur en eau du déchet à un instant donné dépend d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels sa composition initiale, son conditionnement (tri, broyage), son mode de mise en place (compactage), son degré de biodégradation mais aussi l'historique d'exploitation du casier (rapport précipitations - évapotranspiration), le degré d'étanchéité de la couverture et enfin le drainage (et éventuellement la réinjection) des lixiviats. L'eau est non seulement indispensable aux réactions biochimiques mais elle permet aussi l'échange de nutriments et de micro-organismes au moyen de pontages capillaires.

La structure hétérogène du déchet implique une répartition de cette teneur en eau souvent aléatoire. Tandis que les vides ouverts (ou inter-particulaires) peuvent être dans un état quasi sec, les vides fermés (ou intra-particulaires) peuvent rester partiellement voire entièrement saturés. La séparation entre deux couches de déchet constitue également une zone à forte porosité favorable à l'accumulation d'eau (Aguilar-Juarez, 2000). A l'échelle des constituants, la teneur en eau est tout aussi variable, pouvant passer de quelques pourcents (plastique, papier, etc.) à plus de 75 % (rapporté à la masse solide) s'agissant de fruits et légumes.

Apparu dans les années 1930, le concept de capacité de rétention représente la quantité maximale d'eau capillaire (et adsorbée) que le milieu est capable de retenir à l'équilibre. Elle correspond donc à la teneur en eau totale au dessus de laquelle l'eau est drainée sous l'influence de la gravité. Cette capacité de rétention peut aussi être définie comme la somme de la teneur en eau initiale et de la capacité d'absorption du déchet définie par la quantité d'eau que le déchet peut absorber sans relargage. Immédiatement après stockage, de fortes capacités d'absorption sont en général observées (Bellenfant, 2001). Celles-ci se réduisent ensuite sous l'effet de la compression et de la biodégradation.

La capacité de rétention est souvent remplacée par la capacité au champs, calculée suite à un essai de ressuyage par le bas (vidange non forcée) de 48 heures, l'équilibre étant ou non atteint (Vincent, 1991). Cette dernière représente donc une valeur approchée de la capacité de rétention

par excès puisque augmentée d'une grande partie de l'eau provenant d'un écoulement gravitaire lent. Dans la pratique, les deux termes sont toutefois employés sans distinction, les temps de ressuyage n'étant presque jamais évalués.

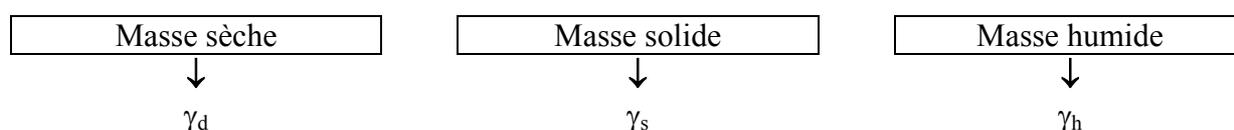
Si l'on se réfère aux équations de teneur en eau proposées précédemment, la capacité de rétention équivaut à une teneur en eau de mouillage à l'équilibre. Elle est donc calculée alternativement sous la forme  $(w_h - w_s)_{\text{équilibre}}$  [2.7],  $(w'_h - w'_s)_{\text{équilibre}}$  [2.8] ou encore  $(w''_h - w''_s)_{\text{équilibre}}$  [2.9].

Les travaux de Beaven et Powrie (1995) et de Zornberg (1999) ont mis en évidence à partir d'essais de laboratoire la diminution de la capacité au champs des déchets avec l'augmentation de la contrainte verticale (ou de la profondeur). Suite à l'analyse d'échantillons récupérés sur le site de Montech (§ 5.1.2.) et d'essais de laboratoire, Lanini (1998) est arrivée toutefois au constat inverse, ce qui pourrait signifier que d'autres paramètres que la compression, à commencer par la structure du déchet, puissent influencer de manière significative sur la teneur en eau à l'équilibre. Quelques valeurs ont été tirées de la littérature, hélas sans que l'on sache toujours à quelle définition elles répondent. Il semble toutefois que la capacité de rétention moyenne (rapportée à la masse solide) se situerait autour de 30 à 40 %. Selon l'Ademe (2001), la capacité au champ diminuerait avec l'âge des déchets (ces derniers se minéralisant progressivement, la capacité d'absorption diminue) et la profondeur car le tassement augmente la densité du déchet et réduit par conséquent la taille des pores.

### 2.1.5. Poids volumique

Le poids volumique ( $\gamma$ ) fixe la relation entre poids et volume. A de rares exceptions près, il sera utilisé préférentiellement à la masse volumique ( $\rho$ ) ou encore à la densité ( $\rho/\rho_w$ ). Il constitue une caractéristique essentielle pour traiter des problèmes de tassement et de stabilité auxquels sont soumis les massifs de déchet. Il influe en effet directement sur l'état de contrainte interne du matériau. Sa valeur dépend initialement de la composition des déchets, du degré de compactage lors de la mise en place et enfin de la présence ou non de couvertures périodiques. Par la suite, sa valeur évoluera en fonction de sa profondeur dans le massif, de sa teneur en eau et de son degré de décomposition.

Comme pour la teneur en eau, on définit 3 poids volumiques distincts selon que l'on considère la masse de déchet sèche, solide ou encore humide :



Trois relations peuvent être mises en évidence reliant ces 3 expressions de poids volumique :

$$[2.10] \quad \gamma_d = \frac{\gamma_s}{1 + w'_s} \quad [2.11] \quad \gamma_d = \frac{\gamma_h}{1 + w'_h} \quad [2.12] \quad \gamma_s = \frac{\gamma_h}{1 + (w_h - w_s)}$$

Mis à part le cas d'échantillons prélevés dans le cadre de bilans de masse avant / après dégradation, le poids volumique sec (eau constitutive exclue) n'est jamais évoqué dans la littérature. Le poids volumique solide est nettement plus courant en revanche : c'est cette valeur (moyenne) qui sera calculée par l'exploitant à l'issue du remplissage d'un casier (à partir des tonnages de déchet entrant et du volume de remblaiement estimé par le géomètre), en supposant que le déchet soit délivré en conditions non humides ! En général, le poids volumique solide

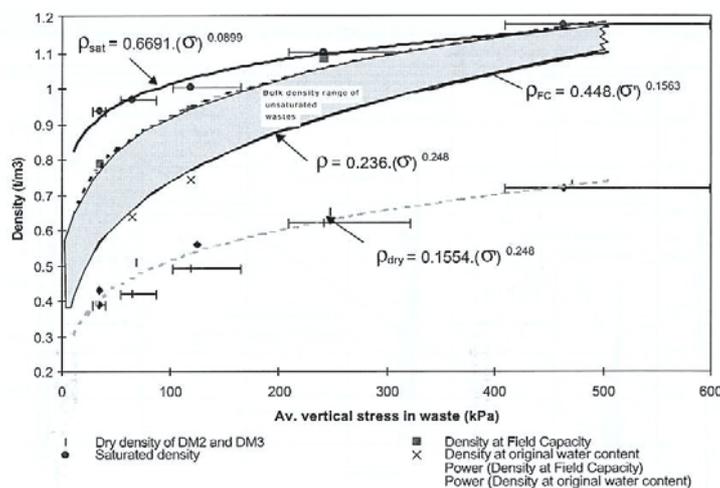
moyenné sur la hauteur d'une colonne de déchet ou pour l'ensemble d'un casier exploité suivant les techniques modernes d'épandage et de compactage est compris entre 8 et 11 kN/m<sup>3</sup>.

Quant aux poids volumiques humides, qui incluent en complément du poids solide les précipitations infiltrées et l'eau éventuellement injectée dans le déchet (technique de recirculation des lixiviats), ils sont tirés de mesures directes (essais à la pelle ou carottage) ou indirectes (cf. § 5.4.2). Ils fluctuent généralement dans les gammes suivantes :

- déchet non compacté (immédiatement après déversement sur site) : 2 à 6 kN/m<sup>3</sup>
- déchet fraîchement compacté (non surchargé) : 6 à 9 kN/m<sup>3</sup>
- déchet moyennement surchargé : 8 à 10 kN/m<sup>3</sup>
- déchet fortement surchargé : 9 à 13 kN/m<sup>3</sup>

S'agissant de l'influence de la profondeur, il est à peu près admis que le poids volumique augmente avec la profondeur sous l'effet de l'augmentation des contraintes verticales. Si cela est vérifié à moyen terme, on peut toutefois penser qu'à long terme un renversement de tendance finit par se dessiner compte tenu des pertes de masse consécutives à la biodégradation. Que l'on se place en terme solide ou humide, le poids volumique (apparent) du déchet défini sur la base d'un poids solide constant (calculé à partir des tonnages stockés, nonobstant les pertes de masse) représente donc une valeur par excès du poids volumique réel. C'est la valeur considérée traditionnellement par les exploitants mais aussi par une grande partie de la communauté scientifique en l'absence de méthode précise de détermination des pertes de masse (sinon par les flux de biogaz).

Sur la base d'un essai court terme réalisé à l'aide de la cellule de compression 'Pitsea' (§ 4.2), Powrie et al. (2000) ont tiré des courbes moyennes et enveloppe de d'évolution de la masse volumique en fonction de la contrainte verticale moyenne.



**Figure 2.5** Evolution de la masse volumique d'un déchet ménager en fonction de la contrainte verticale moyenne (Powrie et al., 2000)

Pour terminer, il nous faut considérer le poids volumique moyen des constituants qui intervient dans le calcul de la porosité des déchets. Ce paramètre est essentiellement applicable à des déchets 'reconstitués' en laboratoire dont on connaît la part relative de chaque constituant. De la même manière que l'on peut déterminer la teneur en eau de chacun des constituants pris individuellement, nous pouvons aussi déterminer le poids volumique solide ( $\gamma_{si}$ ) de chaque catégorie de constituants du déchet (rapporté au volume 'solide' de ces constituants, vides inter-particulaires exclus). Cela s'effectue par porosimétrie au mercure – au moyen d'un bain au

mercure gradué permettant d'approcher le poids volumique des constituants (toutefois légère sous-estimation de la porosité ouverte à l'eau et par suite des  $\gamma_{si}$ ). Dans le cas de déchets réels, la détermination de tels paramètres demeure difficile. Le tri ne peut en effet s'effectuer que sur une fraction du déchet. De plus, les poids volumiques solides  $\gamma_{si}$  des différents constituants représentent une moyenne associée à une catégorie de déchet et leur représentativité est discutable.

Le calcul du poids volumique solide moyen, assez fastidieux et sans intérêt, donne :

$$[2.13] \quad \bar{\gamma}_s = \frac{1}{\sum_1^n \mu_i \frac{1}{\gamma_{si}}}$$

où :

- n est le nombre constituants du déchet ;
- $\mu_i = m_{si}/m_s$  traduit la masse solide du constituant i rapportée à la masse solide totale de l'échantillon ;
- $\gamma_{si}$  représente le poids volumique solide du constituant i.

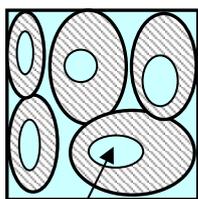
Dans la pratique,  $\bar{\gamma}_s$  ne peut être considéré constant du fait de la déformation de la matrice solide sous contrainte, de la perte d'eau (fruits et restes alimentaires notamment) ou au contraire de l'imbibition (papier, carton) de ces mêmes constituants. Cela signifie qu'une partie de l'eau constitutive des déchets se mêle à l'eau de mouillage au sein des vides inter-particulaires (et vice-versa), ce qui perturbe la détermination des  $\gamma_{si}$  et du poids volumique solide moyen au-delà de l'instant initial de mise en place du déchet. A moyen terme s'ajoute par ailleurs la dégradation progressive des constituants organiques, ce qui fausse encore un peu plus la valeur de  $\bar{\gamma}_s$  calculée initialement.

### 2.1.6. Porosité

Compte tenu du caractère interdisciplinaire de ces travaux, la porosité (n) sera volontairement privilégiée vis-à-vis de l'indice des vides  $e = n/(1 - n)$  bien connu des mécaniciens des sols. La porosité, de la même manière que le poids volumique, est une donnée fondamentale pour l'étude de la compressibilité d'un matériau. Elle représente la quantité de vides disponibles au sein d'un matériau. Comme pour la teneur en eau, 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 :

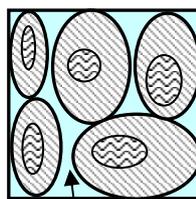
- Porosité totale ( $n_t$ )
- Porosité ouverte ou inter-particulaire ( $n_o$ )
- Porosité efficace ou de drainage ( $n_e$ )

'Porosité totale'



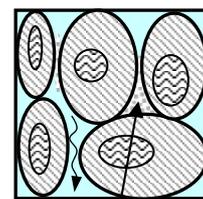
Vides intra-particulaires

'Porosité ouverte'

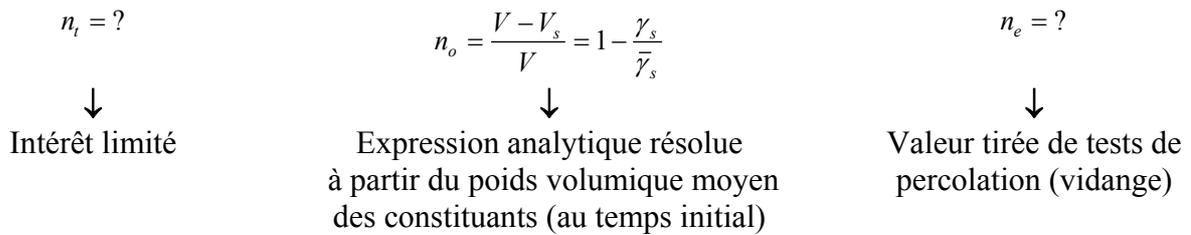


Vides inter-particulaires

'Porosité efficace'



Vides capillaires

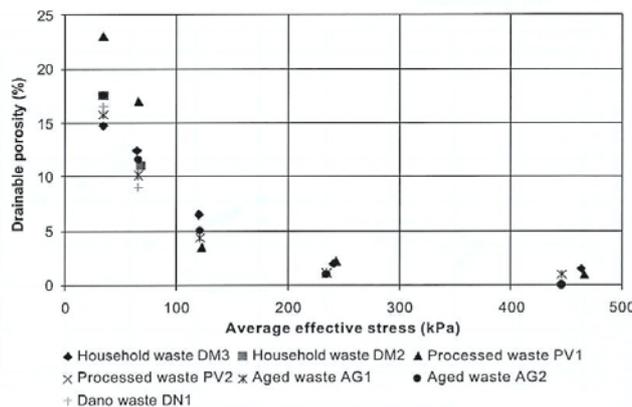


**Figure 2.6** Détermination des 3 paramètres de caractérisation de la porosité du déchet

Le calcul de la porosité ouverte ( $n_o$ ) nécessite la détermination préalable de la composition pondérale et des poids volumiques solides des différents constituants du déchet et enfin de son poids volumique en place. Elle est donc mesurable exclusivement à l'instant initial de mise en place du déchet. On constate par ailleurs que la porosité ouverte est très sensible aux fluctuations du poids volumique des constituants. D'une erreur d'appréciation de ces derniers peut découler des valeurs de porosité ouverte lourdement erronées, voire aberrantes à l'instar des valeurs négatives calculées par Thomas (2000).

$$[2.14] \quad n_o = \frac{V - V_s}{V} = 1 - \frac{\gamma_s}{\bar{\gamma}_s} = 1 - \frac{\gamma_h}{\bar{\gamma}_s \cdot [1 + (w_h - w_s)]}$$

Si l'on s'intéresse de préférence à la porosité ouverte s'agissant de l'étude des tassements, il est plus pertinent de recourir à la porosité efficace (ou porosité de drainage) dans le cadre d'essais de percolation. La détermination analytique de cette dernière est toutefois exclue à moins de poser de multiples hypothèses non vérifiables. Pour une couche de déchet donnée, la porosité efficace ( $n_e$ ) dépend de la contrainte effective résultant du poids des déchets sus-jacents auquel s'ajoute éventuellement celui de la couverture. A l'issue d'essais de vidange par le bas réalisés sur un déchet ménager, Beaven et Powrie (1995) ont observé une évolution de la porosité efficace de quelque 15 à 20 % à moins de 2 % sous l'action d'une variation de contrainte de 30 à 450 kPa (équivalent au poids d'une colonne de déchet de 40 à 50 m de déchet environ) (Figure 2.7). La porosité évolue aussi en fonction de la granularité initiale du déchet. Les techniques de prétraitement mécanique par criblage et/ou broyage tendent à diminuer cette dernière.

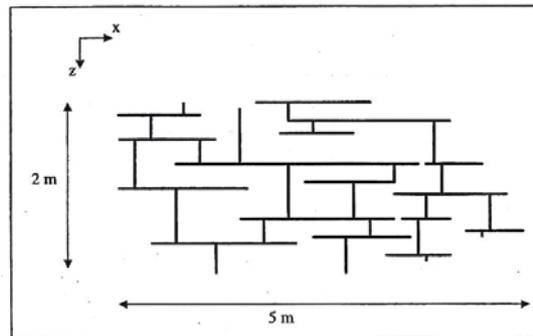


**Figure 2.7** Evolution de la porosité efficace du déchet en fonction de la contrainte verticale moyenne (Powrie et al., 2000)

### 2.1.7. Conductivité hydraulique

En l'absence de surpressions du fluide interstitiel (hypothèse que nous avons généralement considérée), on peut se représenter l'apparition de circulations gravitaires de lixiviat dans le déchet lorsque la teneur en eau de ce dernier devient supérieure à sa capacité de rétention. Les

lixiviats s'écoulent essentiellement au travers des macro-pores présents dans le déchet (porosité de distribution discontinue). Leur flux dépend à la fois de facteurs hydriques (précipitations, infiltrations, recirculation), de la nature des déchets (granularité, structure, teneur en eau initiale) et de leur mode de traitement et de mise en place (tri, broyage, compactage). Néanmoins, du lixiviat peut être généré au dessous du seuil de capacité de rétention en raison de la présence d'écoulements préférentiels, parfois substantiels notamment dans le cas de déchets jeunes (Benz et al., 1997). Du fait de la stratification horizontale du déchet, une partie importante du temps de transfert de la surface vers le fond provient d'ailleurs des écoulements fluides suivant des plans sub-horizontaux, connectés entre eux par des courts-circuits verticaux. De ce point de vue, le milieu s'apparente donc à un milieu fracturé (Figure 2.8).



**Figure 2.8** Illustration des chemins d'écoulement dans un casier (Benz et al., 1997)

L'écoulement au sein du déchet (comme pour un sol) étant trop complexe pour être décrit dans ses détails. Ce dernier est généralement représenté par une vitesse d'écoulement globale correspondante à la moyenne des vitesses 'locales' observées dans le volume total. L'élément de déchet est alors traité comme un milieu globalement uniforme. Tout au plus, le caractère hétérogène et anisotrope du déchet peut être pris en compte en exprimant la vitesse d'écoulement non plus comme un scalaire (1D) mais comme un tenseur (2D) (Bellenfant, 2001).

Mis à part les écoulements gravitaires, la diffusion d'eau à travers le déchet est également liée aux gradients d'humidité, eux même fonction de la perméabilité du milieu et des gradients thermiques. A ce sujet, Bellenfant (2001) a d'ailleurs pu montrer qu'en dessous d'une certaine perméabilité (de l'ordre de  $5 \cdot 10^{-7}$  m/s), les échanges d'eau résultant de la gravité et des gradients d'humidité deviennent négligeables vis à vis des gradients thermiques, ce qui peut entraîner la formation de 'barrières thermiques'.

Sur un plan quantitatif, l'écoulement de lixiviat est évalué à partir du concept de conductivité ou perméabilité hydraulique (équivalente à une vitesse). Cette conductivité est définie comme le rapport du flux de lixiviat (volume écoulé par unité de surface et de temps) par le gradient hydraulique et décrite en conditions saturées par la loi de Darcy (1856).

$$[2.15] \quad K_{sat} = \frac{Q}{\Delta H/L}$$

avec :

- Q : flux de liquide (m/s)
- $\Delta H$  : perte de charge (m)
- L : distance entre 2 points de mesure de la charge (m)

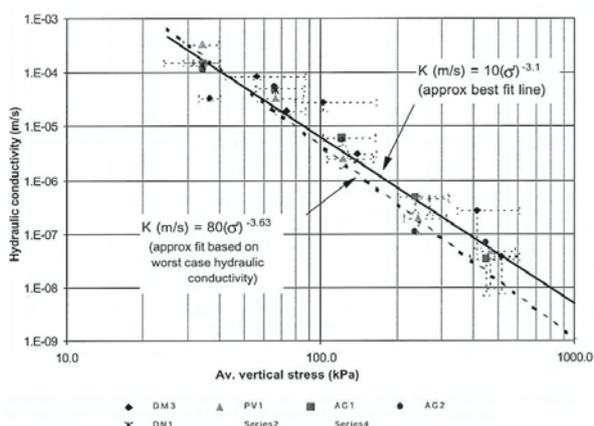
Une autre expression de la conductivité hydraulique en conditions saturées a été proposée par Kozeny Carmann en fonction de la porosité ( $n_o$ ), de la viscosité dynamique du fluide ( $\eta$ ) fonction par ailleurs de la température et du diamètre moyen des particules ( $D$ ) :

$$[2.16] \quad K = \alpha \frac{n_o^3}{(1-n_o)^2} \cdot \frac{1}{\eta} \cdot D^2 \quad \text{avec } \alpha : \text{constante.}$$

**Tableau 2.3** Ordres de grandeur de la perméabilité K à saturation des déchets ménagers

Source	Perméabilité (m/s)	Remarques
Oweis et al. (1990)	$10^{-5} - 10^{-7}$	Essais de puits (profondeur : 11 m) au New Jersey
Bleiker et al. (1995)	$10^{-6} - 10^{-9}$	Essais sur échantillons de déchet en laboratoire
Lanini (1998)	$7.10^{-4} - 1,5.10^{-4}$	Essais sur colonnes ( $\phi = 34$ cm ; h = 2 m)
Lanini (1998)	$4.10^{-4} - 7.10^{-6}$	Essais sur carottes extraites du CSD de Montech

La perméabilité des déchets diminue à pression de confinement (et donc à profondeur) croissante. Cela se traduit par une diminution de la perméabilité (ce qui revient à une diminution de la porosité) avec l'augmentation du poids volumique du déchet [(Oweis, 1986) rapporté par Beaven (1996)]. Toujours en conditions saturées, Beaven et Powrie (1995) ont déterminé à l'aide de la cuve 'Pitsea' des conductivités hydrauliques oscillant entre  $10^{-3}$  m/s (à faible confinement) et un peu moins de  $10^{-7}$  m/s (pour une contrainte de 450 kPa). Avec le temps, on observe une diminution de la perméabilité en fond de casier pouvant à terme bloquer plus ou moins totalement l'écoulement gravitaire en fond de casier. Ceci résulte à la fois des fortes pressions appliquées mais aussi du tamisage des fines au travers des couches sus-jacentes (fines alimentées par l'effritement des constituants en particules plus petites du fait de la dégradation). Ceci peut contribuer en outre à expliquer l'apparition de surpressions en fond de casier de déchet. Par ailleurs, le lixiviat présente une viscosité supérieure à celle de l'eau ( $K_1 \cdot \eta_1 = K_2 \cdot \eta_2$ ), ce qui ralentit d'autant plus l'écoulement.



**Figure 2.9** Evolution de la conductivité hydraulique verticale en fonction de la contrainte verticale moyenne (Powrie et al., 2000)

En milieu non saturé – ce qui représente le cas le général s'agissant du matériau déchet, la conductivité hydraulique est cependant inférieure aux valeurs tirées de l'équation [2.15]. K est en effet une fonction croissante de la teneur en eau du milieu ( $K(\theta) < K_{sat}$ ). Pour expliquer la circulation fluide dans les déchets, des modèles à double porosité avec d'une part, une circulation rapide au travers de chemins préférentiels d'écoulement (macro-pores) et d'autre part, un emmagasinement d'eau au sein du déchet avec un relargage suivant une cinétique du premier

ordre [ $\delta\theta/\delta t = -k.(\theta - \theta_c)$  avec  $\theta$  teneur en eau volumique du déchet à l'instant  $t$  et  $\theta_c$  sa teneur en eau critique] ont été suggérés notamment par Guyonnet et al. (1998) et Beaven et al. (2003).

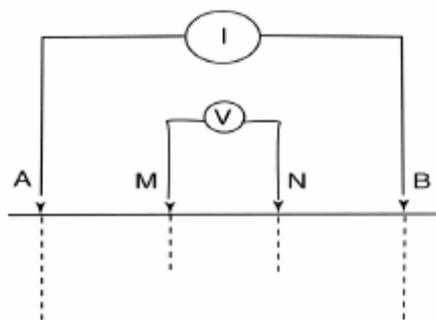
Dans la réalité enfin, le mode de mise en place et le compactage du déchet par couche induit une certaine anisotropie du matériau (stratification horizontale) caractérisée par une perméabilité horizontale ( $K_h$ ) généralement supérieure de 2 à 10 fois à la perméabilité verticale ( $K_v$ ).

## 2.2. Caractérisation géophysique du déchet

La prospection géophysique comprend un ensemble de méthodes d'investigation indirecte non destructives permettant de déterminer certaines caractéristiques physiques (résistivité électrique, conductivité électromagnétique, vitesse de propagation d'ondes, etc.) de sols ou en l'occurrence de déchets à partir de mesures superficielles, aériennes ou encore à partir de forages. Plusieurs méthodes sont généralement utilisées en parallèle de manière à pouvoir 'recouper' les résultats obtenus. Comme le rappellent Reynolds et Taylor (1996), les techniques géophysiques apportent des informations rarement exploitables en l'état et le plus souvent sans intérêt direct en terme d'applications pratiques. Ce n'est que par une synergie entre essais géophysiques et mesures directes que l'on parvient, dans certaines conditions, à mettre en évidence (à grande échelle) certaines propriétés fondamentales du matériau telles que la porosité, la teneur en eau ou encore la densité.

### 2.2.1. Résistivité électrique

La résistivité apparente est mesurée au moyen d'un dispositif quadripôles composé de 2 électrodes d'injection de courant (A,B) et 2 autres électrodes (M,N) alignées avec les précédentes permettant de mesurer la différence de potentiel  $\Delta V$  tel que représenté sur la Figure 2.10. La mesure de cette différence de potentiel, de l'intensité du courant et des données géométriques relatifs à la disposition du quadripôle nous permettent de déterminer la résistivité du sol sous la forme suivante (où le facteur  $K_f$  est un facteur de forme) :



$$\rho = K_f \cdot \frac{\Delta V}{I} (\Omega.m)$$

$$\text{avec } K_f = 2\pi \left[ \frac{1}{AM} - \frac{1}{MB} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{NB} \right]^{-1}$$

**Figure 2.10** Schéma du dispositif électrique 'Wenner' et résistivité mesurée associée

De nombreuses configurations sont possibles s'agissant de la disposition des électrodes (Wenner, Schlumberger, dipôle - dipôle, etc.). Un dispositif 'Wenner' sera particulièrement sensible à une variation verticale de la résistivité tandis qu'un dispositif dipôle - dipôle mettra plutôt en évidence une variation horizontale de résistivité. Dans la pratique, les dispositifs précédents sont progressivement remplacés par des électrodes en série (jusqu'à 96 électrodes) permettant après inversion des mesures par un logiciel numérique (type RES2DINV) d'obtenir une 'photographie' 2D en forme de triangle (x, z) illustrant les variations de résistivité à la fois latérale et verticale du terrain (tomographie électrique).

Dans le cas des sols, la prospection électrique a fait ses preuves pour détecter des zones à faible résistivité (argiles molles, tourbes). Elle a aussi permis de déterminer la profondeur du substratum dans le cas de décharges de profondeur inconnue. L'étape suivante concerne la caractérisation fine du déchet. Du fait de son hétérogénéité, ce dernier est caractérisé par une large plage de résistivité (de quelques  $\Omega.m$  jusqu'à 300  $\Omega.m$ ). Cette résistivité électrique est reliée à différents paramètres intrinsèques au déchet, à commencer par la nature de ses constituants (métaux ?), sa porosité, le degré de saturation de l'espace poral ou encore la composition chimique du lixiviat. A déchet et mode de mise en place donnés, la résistivité a donc tendance à diminuer avec la profondeur.

### 2.2.2. Conductivité électromagnétique

La méthode d'induction magnétique fonctionne sur le principe d'un champs magnétique primaire engendrant des courants induits. Elle renseigne sur la conductivité du déchet (l'inverse de la résistivité) sous la forme d'une carte de distribution permettant de visualiser les contrastes importants. La mesure s'effectue sans électrode, ni aucun contact avec le déchet ('essais Slingram'). Bien que sa profondeur de pénétration soit faible (de l'ordre de 6 m), cette méthode offre l'avantage de la rapidité d'exécution en comparaison avec les méthodes de résistivité conventionnelles et permet de faire varier à volonté à la fois résolution et profondeur d'investigation. Elle est par conséquent utilisée en première approche pour localiser d'éventuelles anomalies résistives qu'il s'agit de contrôler ensuite au moyen de profils électriques.

### 2.2.3. Vitesse de propagation des ondes sismiques

On considère couramment que les terrains traversés par les ondes sismiques ont un comportement élastique. Cette hypothèse est effectivement vérifiée dans la plupart des cas. La théorie de l'élasticité (largement valable dans le cas des déchets) montre que dans un milieu d'extension infinie et homogène, 2 types d'ondes volumiques se propagent :

- les ondes de compression (ou ondes P). Leur direction de propagation est parallèle au mouvement des particules occasionné par l'impact sismique. Leur vitesse de propagation  $V_c$  peut s'exprimer en fonction des coefficients de Lamé  $\lambda$  et  $\mu$  et de la densité  $\rho$  du matériau sous la forme :

$$[2.17] \quad V_c = \sqrt{\frac{\lambda + 2\mu}{\rho}}$$

avec :

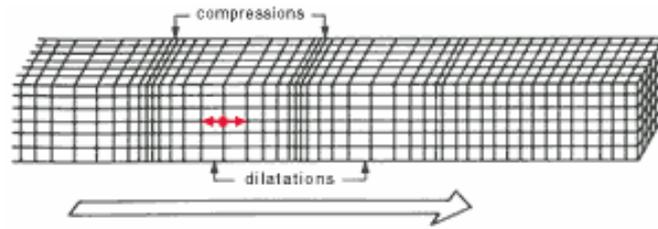
$$\lambda = \frac{E\nu}{(1+\nu)(1-2\nu)}$$

$$\mu = G = \frac{E}{2 \times (1+\nu)}$$

où :

- E représente le module d'élasticité (kPa)
- G le module de cisaillement dynamique (kPa)
- $\nu$  le coefficient de Poisson (SU)

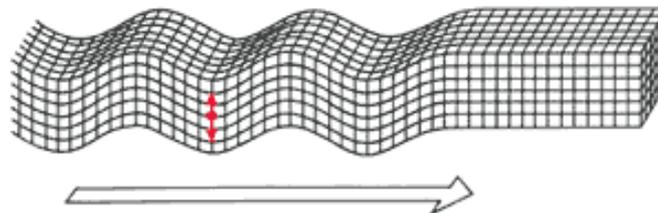
Schéma d'onde P



- les ondes de cisaillement (ou ondes S). Leur direction de propagation est perpendiculaire au mouvement des particules. Leur vitesse vaut:

$$[2.18] \quad v_s = \sqrt{\frac{\mu}{\rho}}$$

Schéma d'onde S



La détermination des vitesses de propagation des ondes P et S à partir d'essais de terrain permet de déterminer après inversion des équations [2.17] et [2.18] le coefficient de Poisson  $\nu$ , le module d'élasticité (ou module de Young)  $E$  et enfin le module de cisaillement dynamique  $G$ .

En complément des ondes P et S, des ondes de surface peuvent également se propager à la surface du déchet (ondes de Rayleigh et ondes de Love) et au voisinage de puits (ondes de Stoneley).

La méthode sismique consiste à mesurer la vitesse de propagation des différentes ondes dans le matériau suite à un ébranlement produit en général par une chute de poids ou un tir d'explosif. La vitesse des ondes engendrées est fonction de l'élasticité du déchet, de sa compacité ou encore de sa porosité. Les trajets suivis par les ondes répondent à des lois analogues à celles de l'optique. Il se produit ainsi des réflexions, des réfractions et des guidages d'onde. Seules les vibrations relatives aux ondes directes et réfractées sont enregistrées par des capteurs (géophones) uniformément alignés à la surface du déchet et reliés entre eux au moyen d'une 'flûte'. La donnée du temps de parcours de l'onde et de l'abscisse du capteur par rapport à la source est analysée par un logiciel qui fournit une coupe des vitesses des ondes P. Pour obtenir un maximum de résolution, on réitère l'opération en déplaçant la source sismique le long de la ligne. En fonction du dispositif de terrain utilisé, l'analyse des temps d'arrivée des ondes directes et réfractées permet de calculer les vitesses sismiques et les épaisseurs de déchet.

### ➤ Tomographie sismique

La sismique réfraction utilise les temps de trajet des ondes P en fonction de la distance source - récepteur. Elle est basée notamment sur la réfraction critique, distance 'crossover' à partir de laquelle l'onde réfractée atteint le capteur en avance sur l'onde directe. En considérant différents points source, on obtient après inversion une représentation de la vitesse sismique (2D) – cette

vitesse variant à la fois verticalement et horizontalement – directement fonction de l'état de consolidation du matériau, de sa densité (ou encore de sa porosité).

➤ Analyse des ondes de surface

En complément à la sismique réfraction, l'analyse spectrale des ondes de surface (SASW) permet de mesurer la variation de la vitesse des ondes en fonction de leur fréquence (phénomène de dispersion). Cette méthode permet d'obtenir une relation vitesse - fréquence qui par inversion renseigne sur la vitesse des ondes S en fonction de la profondeur. Cette vitesse dépendant uniquement de  $\mu$  et de  $\rho$  dans le cas élastique, on peut en tirer des informations sur la rigidité du déchet en petites déformations et éventuellement sur sa compacité. A partir d'essais de terrain, Kavazanjian et al. (1994) ont mesuré des vitesses d'onde de cisaillement comprises entre 50 m/s et plus de 350 m/s, avec une gamme moyenne de l'ordre de 75 à 225 m/s, soit bien plus que pour la tourbe ( $\cong$  20 à 45 m/s).

➤ Analyse de l'effet des séismes

Un certain nombre d'observations de la stabilité de décharges soumises à des séismes ont pu être réalisées en Californie. Siegel et al. (1990) notamment ont eu l'occasion de suivre plusieurs sites de stockage de déchet soumis à des séismes de magnitude 4,5 à 5. En dépit d'accélération horizontales de l'ordre de 0,10 à 0,15 g, pratiquement aucun désordre n'a pu être observé. Orr et Finch (1990) ont également suivi plusieurs sites californiens sujets à des accélérations horizontales comprises entre 0,10 g et 0,45 g. Là encore, aucun impact n'a été détecté, à l'exception de fissures sans conséquence.

En réponse à un tremblement de terre, les accélérations peuvent être amplifiées ou amorties selon la durée et la fréquence du séisme et la réponse du déchet. Les observations de Siegel et al. (1990) ont montré qu'au delà d'une fréquence de 2 Hz, les ondes étaient en général atténuées tandis qu'en deçà de 2 Hz, l'inverse s'appliquait, à savoir une amplification des ondes. Or, par expérience, l'énergie maximale ayant tendance à se trouver dans les ondes de fréquence supérieure à 2 Hz, cela explique les atténuations nettes systématiquement observées sur site réel.

➤ Essais 'Cross-hole'

Pour terminer, signalons dans le cas des déchets la pratique courante d'essais 'Cross-hole' permettant d'évaluer les modules dynamiques (E et G) et le coefficient de Poisson ( $\nu$ ). Les vitesses de propagation des ondes P et S sont mesurées à partir de 2 forages au moins, l'un étant équipé d'un marteau fond de trou, le second d'un géophone. Les vitesses de propagation d'onde sont déterminées en mesurant le temps de trajet de l'onde entre les 2 forages. Les modules de cisaillement et de déformation sont déduits de ces valeurs et du poids volumique du déchet. Carvalho et Vilar (1998) ont ainsi mesuré des vitesses d'ondes S comprises entre 98 à 228 m/s proches des autres valeurs de la littérature. Les modules E et G tendent à augmenter avec la profondeur tandis que le coefficient de Poisson reste compris entre 0,25 et 0,35.

## **2.3. Caractérisation biochimique du déchet**

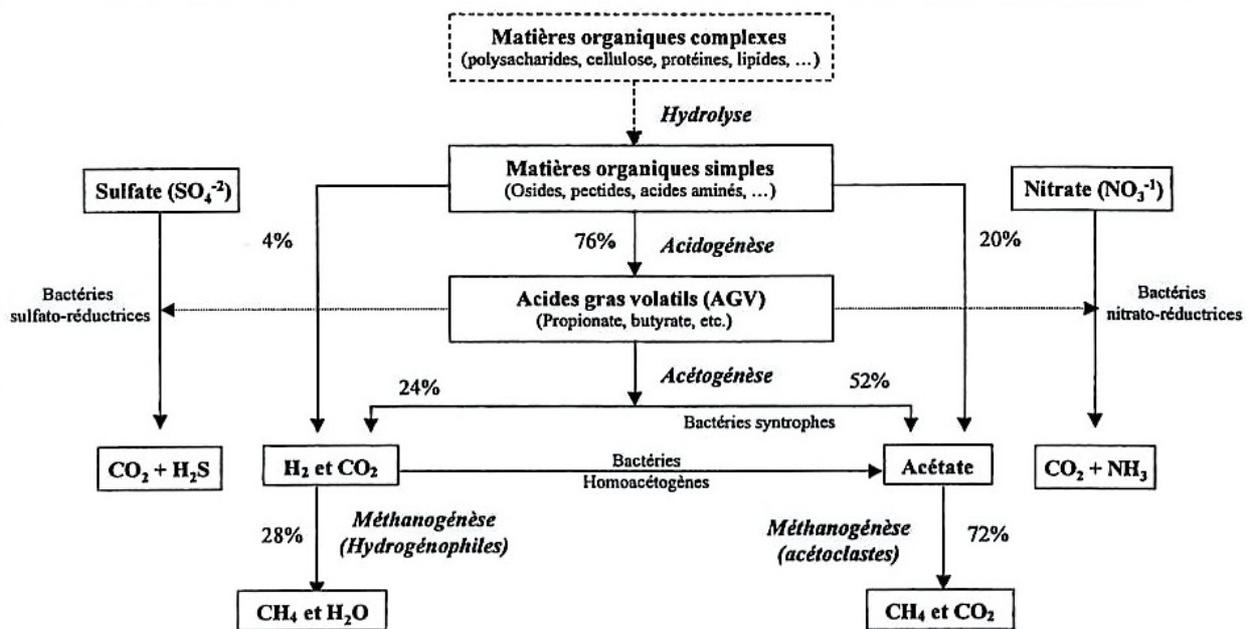
### **2.3.1. Phénomènes et cinétique de biodégradation**

Lors de son remplissage, le casier constitue un système ouvert. Il existe alors des échanges permanents entre le système réactionnel et le milieu environnant. Les déchets s'enrichissent notamment en eau via les précipitations. Les réactions biologiques s'amorcent dans un premier temps en conditions aérobies, puis en conditions anaérobies suite à la consommation de

l'oxygène présent initialement dans les pores du déchet et son non renouvellement consécutif à la mise en place de couches de déchets additionnelles et le cas échéant de couvertures provisoires.

S'agissant tout d'abord de la phase aérobie, la biodisponibilité d'un substrat solide passe au préalable par sa solubilisation dans une phase aqueuse (Aguilar-Juarez, 2000). Cela implique une hydrolyse au cours de laquelle les substances organiques complexes sont transformées en composés organiques plus simples. Les protéines, les graisses ou encore la cellulose donnent respectivement des acides aminés, des acides gras et des sucres simples. Au sein du milieu réactionnel, les micro-organismes sont essentiellement fixés sur des particules solides, formant ainsi des colonies ou films microbiens.

Cette réaction d'hydrolyse est fortement exothermique. On observe généralement après la mise en place des déchets des montées de température pouvant atteindre 70 à 90 °C dans les cas extrêmes [Aguilar-Juarez (2000), Bellenfant (2001)]. Cette phase s'accompagne par ailleurs de la production d'eau et de gaz carbonique. La durée de cette phase initiale de dégradation (de quelques jours à quelques semaines) dépend notamment de la durée d'exposition des déchets à l'air. Celle-ci peut être toutefois prolongée artificiellement par pré-digestion aérobie ou injection d'air après stockage (technique courante au Japon mais interdite en France compte tenu des risques de combustion interne).



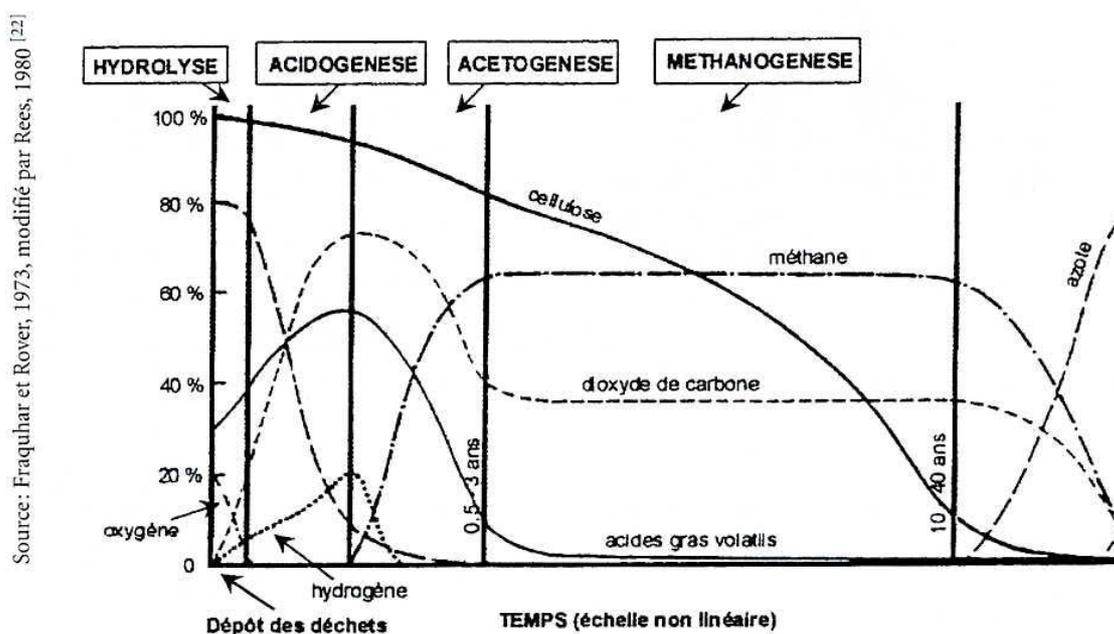
**Figure 2.11** Processus de dégradation de la matière organique (Aguilar-Juarez, 2000)

Compte tenu des méthodes d'exploitation actuelles sur des surfaces réduites (généralement 2 500 m<sup>2</sup>), les déchets sont rapidement recouverts et l'oxygène a tendance à diminuer rapidement. Avec la disparition de l'oxygène, les processus anaérobies font leur apparition en concurrence avec des réactions de dénitrification et de sulfato-réduction fonction de la concentration initiale du déchet en nitrates et en sulfates (Figure 2.11).

La biodégradation anaérobie, qui constitue le premier mécanisme de dégradation de la matière organique dans les CSD, se déroule typiquement en quatre phases venant s'ajouter à la phase initiale d'hydrolyse (Tableau 2.4). Faiblement exothermique, celle-ci conduit essentiellement à la formation de méthane et de dioxyde de carbone à partir de la matière organique solide. La cinétique des phases successives de biodégradation est illustrée sur la Figure 2.12 inspirée de Frauhar et Rover (1973).

**Tableau 2.4** Description des différentes phases de la biodégradation

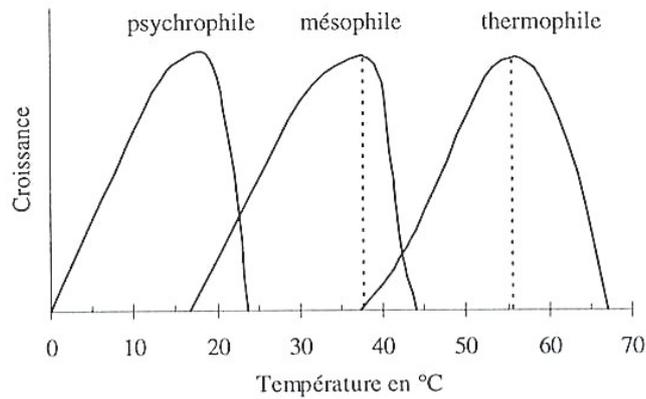
Phase	Réaction	Description
I	Hydrolyse (enzymatique)	Les substances organiques complexes sont transformées en composés solubles plus simples tels que acides aminés, acides gras et sucres simples. Cette étape se déroule essentiellement en aérobiose.
II	Acidogénèse	Les produits de l'hydrolyse sont dégradés en acides organiques légers (acides gras volatils). De l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'ammoniac sont également formés.
III	Acétogénèse	Les acides gras volatils sont transformés en acide acétique, en dioxyde de carbone et en hydrogène. Sans cette phase intermédiaire, le milieu s'acidifierait et finirait par inhiber la biodégradation.
IV	Méthanogénèse	L'acide acétique est converti en méthane (50 et 70 %) et en dioxyde de carbone (30 à 50 %). D'autres gaz sont produits à l'état de trace (H <sub>2</sub> S, composés organiques volatils, mercaptan, etc.).
V	Régression	Les substrats organiques devenant plus rares et les populations de bactéries se réduisant, la production gazeuse régresse jusqu'à (presque) totalement disparaître.


**Figure 2.12** Evolution de la composition du biogaz au cours de la dégradation (Bertolini, 2000)

### 2.3.2. Paramètres de la biodégradation

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. Suivant la température du milieu, trois types de populations bactériennes ont été répertoriées dont la croissance est mise en évidence sur la Figure 2.13 :

- les bactéries psychrophiles ( $T < 20^{\circ}\text{C}$ )
- les bactéries mésophiles ( $20^{\circ}\text{C} < T < 44^{\circ}\text{C}$ )
- les bactéries thermophiles ( $T > 44^{\circ}\text{C}$ ).



**Figure 2.13** Influence de la température sur la croissance des micro-organismes (Lanini, 1998)

Si l'on reconsidère les différentes phases de la biodégradation, on observe une chute très sensible de la température à l'issue de la phase d'hydrolyse aérobie. Celle-ci se stabilisent ensuite généralement entre 40 et 50°C, puis au bout de quelques années, autour de 25 à 35°C (Bellenfant, 2001). Les bactéries présentes en décharge sont donc de type thermophile et mésophile, ces dernières devenant prédominantes en phase méthanogène avec un optimum d'activité voisin de 33 à 40 °C (température au-delà de laquelle la production gazeuse diminue).

Concernant le pH des lixiviats, il semble que la valeur optimale pour la fermentation anaérobie se situe autour de la neutralité. Des pH trop acides (< 5,5) peuvent en effet ralentir voire inhiber complètement le développement des bactéries méthanogènes.

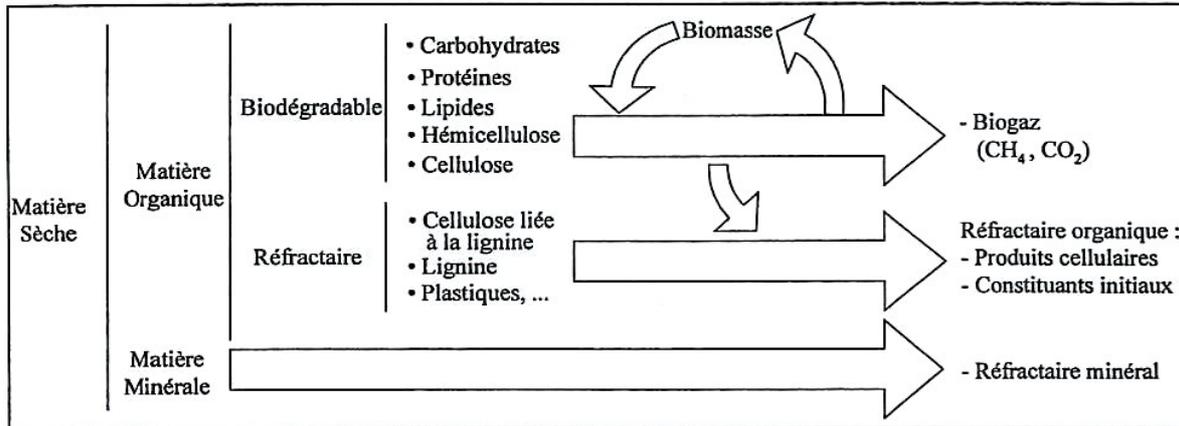
Plus encore que la température et le pH du milieu environnant, la teneur en eau (de mouillage ?) semble constituer le facteur clé qui conditionne et influence la cinétique de dégradation. Il faut en effet noter le rôle multiple de l'eau : c'est à la fois un réactant (hydrolyse), un vecteur de colonisation bactérienne et de diffusion des enzymes, des nutriments et des métabolites extracellulaires (Aguilar-Juarez, 2000). De nombreux auteurs ont montré qu'en deçà d'une certaine teneur en eau  $w_h$  comprise entre 25 et 35 % (rapportée à la masse de déchet humide), les populations microbiennes ne peuvent se développer correctement. Cette teneur en eau minimale traduit la nécessaire mobilité des bactéries, dont la diffusion est assurée essentiellement par l'eau capillaire et l'eau adsorbée (sous forme de fines pellicules entourant les particules solides). Au delà d'un seuil minimal, la production de biogaz augmente avec la teneur en eau jusqu'à atteindre un second seuil proche du degré de saturation au delà duquel l'ajout d'eau semble pouvoir inhiber la dégradation par lessivage des déchets et déséquilibre des bactéries méthanogènes au profit des bactéries acidogènes ainsi que rapporté par Lanini (1998) et Aran (2001). Il est difficile d'avancer une teneur en eau optimale. Celle-ci dépend en effet de la composition du déchet. Une forte proportion de papier, dont les capacités d'absorption sont élevées, élèvera sensiblement la teneur en eau optimum. Toutefois, il semblerait que des teneurs en eau proches de la capacité au champ permettent de maintenir une activité méthanogène satisfaisante.

Enfin, sans remettre en cause le rôle prépondérant de la teneur en eau, on peut néanmoins se demander dans quelle mesure le degré de saturation ( $S_r$ ) du déchet intervient dans la cinétique de dégradation, compte tenu de la réduction de la perméabilité liée à une diminution de  $S_r$ .

### 2.3.3. Pertes de masse liées à la biodégradation

La composition constitue le paramètre essentiel dans l'estimation du potentiel méthanogène d'un échantillon de déchet (Aran, 2001). Plus la fraction biodégradable est importante, plus les

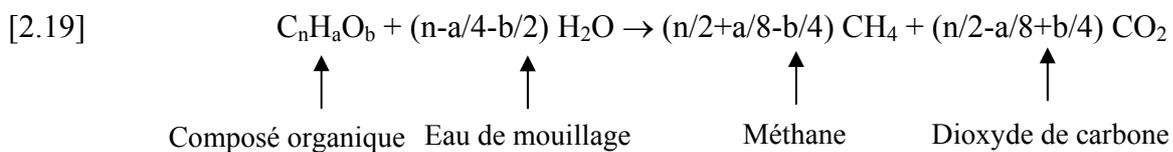
rendements en gaz seront élevés. L'estimation de ce potentiel est généralement réalisé à partir de mini-cellules activées à l'aide d'un inoculum bien déterminé (Gachet, 2003).



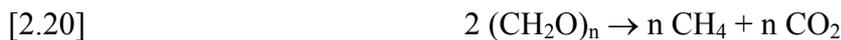
**Figure 2.14** Composition des constituants organiques du déchet (Aguilar-Juarez, 2000)

Ainsi que détaillé sur la Figure 2.14, la fraction organique est composée majoritairement de constituants dégradables (cellulose, hémicellulose, carbohydrates, protéines, lipides) auxquels s'ajoutent d'autres constituants plus ou moins réfractaires (lignine, plastiques, etc.). Dans la fraction dite dégradable, d'importantes disparités existent toutefois. A titre d'exemple, 1 kg de lipide pourra fournir plus de 1000 litres de méthane tandis qu'1 kg de cellulose n'en produira au mieux que 375 litres (Aguilar-Juarez, 2000). Par ailleurs, la biodégradabilité des composés dits dégradables est aussi fonction de leur association avec la lignine qui peut inhiber leur dégradation en empêchant l'accès physique des molécules aux micro-organismes. Aguilar-Juarez (2000) rapporte qu'en moyenne 43 à 54 % de la masse des ordures ménagères est potentiellement biodégradable. Le rapport cellulose / lignine constitue en outre d'après ce dernier un bon indicateur du potentiel de dégradation. Voisin de 4 pour des déchets ménagers frais fortement dégradables, il peut descendre à 0,2 pour des déchets dont la fraction putrescible est quasi absente (Gachet, 2003).

Considérant la Matière Organique Solide Dégradable (MSOD) et supposant en première approximation qu'elle est entièrement gazéifiée, la production de méthane associée à sa dégradation peut être décrite par la relation générale suivante (Haarstad, 1997) :



ou encore sous une forme plus simplifiée (sans apport d'eau) par la relation :



Dans ce dernier cas, en considérant les masses molaires des différents composants, on obtient pour 1 tonne de matière organique initiale 746 m<sup>3</sup> de biogaz (50 % de CH<sub>4</sub> et 50 % de CO<sub>2</sub>), soit l'équivalent de 267 kg de CH<sub>4</sub> et de 733 kg de CO<sub>2</sub>. Un calcul affinée aurait donnée une valeur légèrement inférieure (716 m<sup>3</sup> / tonne).

En réalité, les réactions en jeu sont multiples et complexes et les matériaux carbonatés ne se dégradent pas totalement (Erhig, 1993). Haarstad (1997) considère que dans un centre de

stockage de déchets ménagers 70 % environ des déchets organiques sont sujet à la dégradation. En supposant une teneur en eau de mouillage ( $w_h - w_s$ ) de 30 % et un déchet dont la fraction organique représente 40 % de la masse solide, on obtient à titre d'exemple :

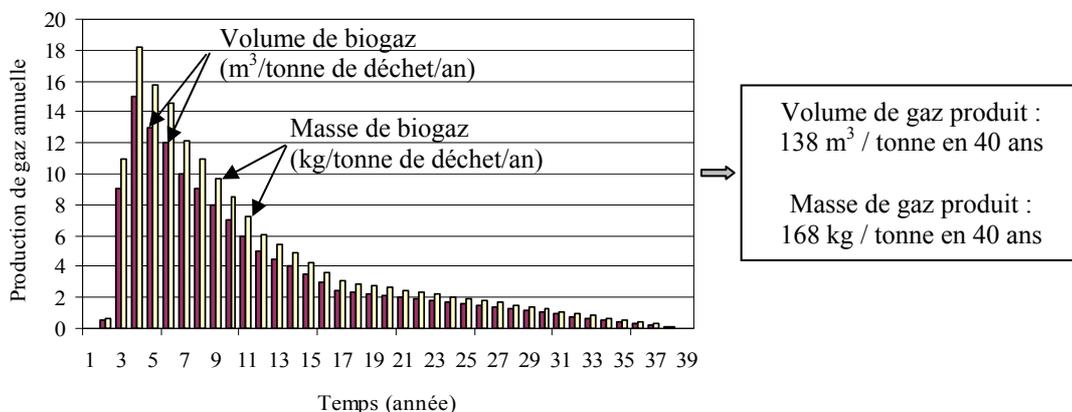
**Tableau 2.5** Production estimée de biogaz à partir d'1 tonne de déchet ménager (Thomas, 2000)

Masse de déchet humide ( $w_h - w_s = 30\%$ )	1 tonne	1,3 tonnes
Masse de déchet solide	1000 / 1,3 = 770 kg	1 tonne
Masse de déchet organique	$0,4 \times 770 = 308$ kg	$0,4 \times 1000 = 400$ kg
Masse MOSD	$0,7 \times 308 = 215$ kg	$0,7 \times 400 = 280$ kg
Masse de biogaz produit	215 kg	280 kg
Volume de biogaz (50 % CH <sub>4</sub> / 50 % CO <sub>2</sub> )	162 m <sup>3</sup>	212 m <sup>3</sup>

Dans la littérature, de nombreuses valeurs de production de biogaz sont proposées pour les déchets ménagers. Ces valeurs ont été obtenues essentiellement à partir d'expérimentations de laboratoire conduites sur des échantillons de déchet de taille et de composition variable correspondant à une dégradation amenée à son terme. Gandolla et al. (1992) et De Poli et al. (1999) considèrent une moyenne de 200 m<sup>3</sup> de biogaz produit par tonne de déchet ménager dégradé (solide ou humide ?), soit une valeur voisine de celle calculée précédemment. Ehrig (1991) de son côté constate que moins de 50 % (de 7,2 à 41,7 %) de la masse initiale des composés organiques est effectivement transformée en gaz (Tableau 2.5). Ses estimations étant plus pessimistes que celles de Haarstad (1997), de l'extrapolation des débits annuels sur une période de 40 ans, il tire une production totale de biogaz (168 kg / tonne de déchet solide) sensiblement inférieure aux valeurs annoncées précédemment (Tableau 2.6). Ehrig (1991) estime l'occurrence d'un pic de production de biogaz de 3 à 5 ans après la fin du stockage (Figure 2.15).

**Tableau 2.6** Production de gaz relatif à différents éléments constitutifs du déchet (Erhig, 1991)

Constituant organique	Volume de méthane (m <sup>3</sup> / tonne)	Volume de gaz (m <sup>3</sup> / tonne)	Masse de gaz / masse des constituants (%)
Déchets alimentaires	105 - 189	191 - 344	23,1 - 41,7
Herbe	97	176	21,3
Feuilles	33	60	7,2
Journaux	72	120	14,5
Magazines	60 - 135	100 - 225	12,1 - 27,3
Carton	190	317	38,4



**Figure 2.15** Production annuelle de biogaz d'un CSD estimée à partir d'expérimentations de laboratoire conduites sur un déchet ménager moyen (composition non détaillée) (Erhig, 1991)

Sur l'ensemble de la période de dégradation, la perte de masse est donc comprise selon les estimations entre 170 et 280 kg / tonne de déchet solide. En réalité, compte tenu de la répartition très inégale de l'eau dans le déchet (ne garantissant pas une assimilation totale du substrat par les micro-organismes) et la structure très hétérogène des matériaux (ne permettant pas le comblement total de l'espace libéré suite à la biodégradation), on peut s'attendre à des pertes de masse proches de la borne inférieure de la gamme proposée (soit autour de 20 %).

En ce qui concerne l'interaction de la 'perte de masse' avec le principal problème traité dans le cadre de cette thèse, on peut retenir les points suivants :

- Les pertes de masse 'absolues' atteignent pour un déchet ménager 'standard' environ 20 % à l'issue d'une période de stockage de 30 ans. Ces pertes se conjuguent à des variations tantôt positives, tantôt négatives de la teneur en eau dans le temps et dans l'espace le long de la colonne.
- 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 ne nous a pas paru nécessaire pour le calcul des tassements primaires, mais encore fallait-il le contrôler.
- La perte de masse agit directement sur la modification structurelle du matériau déchet. On notera que c'est le phénomène considéré en priorité par les chimistes pour justifier la compressibilité du déchet, la majorité des échantillons de laboratoire étant soumis à des conditions de très faible compression. Nous supposons par la suite que ce phénomène est intégré dans la loi de compressibilité prise en compte dans nos calculs au même titre que le fluage mécanique ou encore le tamisage du déchet.

## **2.4. Comportement mécanique du déchet**

### **2.4.1. Mécanismes du tassement**

Le comportement mécanique d'un massif de déchet peut être envisagé en deux étapes :

- une phase d'exploitation ( $t < t_c$ ) : cette période correspond à la phase de construction du massif considéré (i.e. mise en place des déchets et pose de la couverture). Les couches de déchet sont alors soumises à une surcharge croissante. Si la hauteur finale de la colonne de déchet  $H(t_c)$  est fixée par arrêté préfectoral, la masse de déchet stockée dépendra du tassement observé au cours de cette phase. A cette phase d'exploitation correspond une durée très variable de quelques semaines à quelques années.
- une phase de 'post-exploitation' ( $t > t_c$ ) : le massif de déchet étant confiné avec sa barrière de couverture définitive, les surcharges appliquées sur chacune des couches de déchet sont considérées constantes. La dégradation du déchet se poursuivant, c'est à l'exploitant qu'incombe la responsabilité d'assurer le drainage et le traitement des effluents liquides et gazeux mais aussi de veiller au contrôle et à la maintenance des barrières de couverture subissant directement l'effet des tassements. A cette période de post-exploitation est actuellement associée une durée de 30 ans à partir de la pose de la couverture.

Une troisième phase est parfois considérée, dite phase de 'post-gestion', consécutive à la fermeture d'un site de stockage. A ce stade, le déchet est considéré inerté et les tassements sont

supposés sans effet sur les éventuels projets de requalification de site. Dans la pratique, des observations réalisées sur le centre de stockage de Saint-Michel à Montréal (§ 5.1.6) ont mis en évidence que la compression secondaire pouvait se prolonger de manière substantielle au cours de périodes de durée supérieure à 30 ans. Cela corrobore l'anecdote citée par Bjarngard et Edgers (1990) évoquant le papier retrouvé par Stone (1975) peu ou pas décomposé après 40 ans de stockage.

Sur le plan phénoménologique, ces tassements dont la vitesse tend à décroître au cours du temps, peuvent être subdivisés schématiquement en cinq catégories [(Sowers, 1973), (Thomas, 2000)] :

➤ Actions mécaniques

Les actions mécaniques sont en premier lieu liées à l'application de surcharges. Celles-ci entraînent, comme pour tout milieu granulaire, un réarrangement, une distorsion et une réorientation des divers composants du déchet. Comme pour certains sols fins (argiles molles, tourbes, vases), ces phénomènes (bien que d'ampleur moindre) peuvent se prolonger à surcharge constante au cours de longues périodes (fluage mécanique).

➤ Actions biochimiques

La décomposition (aérobie et anaérobie) de la matière organique du déchet entraîne un transfert de masse depuis la phase solide vers les phases gazeuse ou liquide. Cette perte de masse solide se traduit par une désagrégation partielle de la structure particulaire, phénomène qui s'accompagne d'un tassement à moyen et long terme (§ 2.3.3).

➤ Actions de la percolation et du tamisage

La dégradation du déchet s'accompagne, en complément de la perte de masse, d'une diminution de la taille caractéristique des constituants du déchet. Cela entraîne un tamisage des particules dégradées au travers des macropores, phénomène qui peut être accentué par l'occurrence de vibrations (compactage, construction voisine, séisme). L'eau qui percole à travers les résidus de déchet accentue également cette migration des éléments fins vers les pores accessibles. Le tamisage est un phénomène continu à l'échelle d'un casier, ponctué de phases soudainement accélérées qui peuvent s'apparenter alors à des effondrements de la structure.

➤ Actions physico-chimiques

Il s'agit essentiellement de la corrosion, de l'oxydation et de la combustion. En règle générale, l'action des transformations physico-chimiques intervient de manière marginale vis à vis de la dégradation biochimique. C'est un processus très long et donc encore méconnu. Il a pour effet de réduire la granularité du déchet et de libérer des espaces précédemment fermés.

➤ Interactions

Les différentes actions présentées précédemment ont pour caractéristique d'interférer entre elles, ce qui accentue les phénomènes de tassement. A titre d'exemple, la réorientation des éléments engendre des changements de volume ayant pour effet une modification du régime des percolations.

#### **2.4.2. Compactage et préconsolidation du déchet**

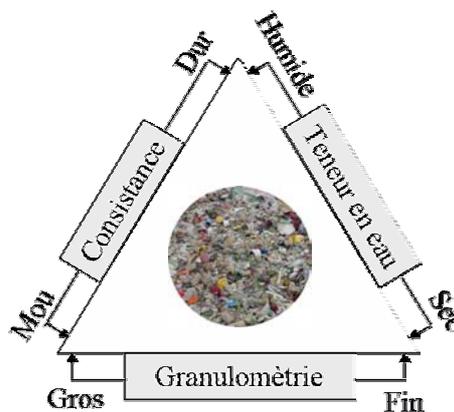
Le compactage consiste à transformer le déchet d'un état lâche à un état dense avec pour objectif:

- la réduction des tassements ultérieurs ;
- l'augmentation de la capacité portante ;

- l'augmentation de la résistance au cisaillement ;
- la réduction de la conductivité hydraulique ;
- la limitation des risques de combustion interne.

L'épandage par couches d'épaisseur variable (1 à 2,50 m par le passé, 30 à 60 cm aujourd'hui), parfois lestées de couvertures journalières en matériaux inertes est assortie d'un compactage à l'aide d'engins munis de roues à bandages spéciaux (souvent appelés 'pieds de mouton') garantissant le pétrissage du déchet (qui s'accompagne d'une augmentation de l'isotropie 'en grand' de la structure) et une bonne interpénétration des couches successives. Dans le cas de déchets à forte teneur en DIB, ces derniers peuvent être associés à des compacteurs à couteaux ayant essentiellement pour fonction de déchiqueter le déchet. En définitive, le compactage permet d'une part une trituration des déchets (importance du relief des roues) permettant de déstructurer les matériaux et donc de réduire la taille de ces derniers, d'autre part de réduire les vides sous l'effet de la charge surfacique (importance du poids de l'engin).

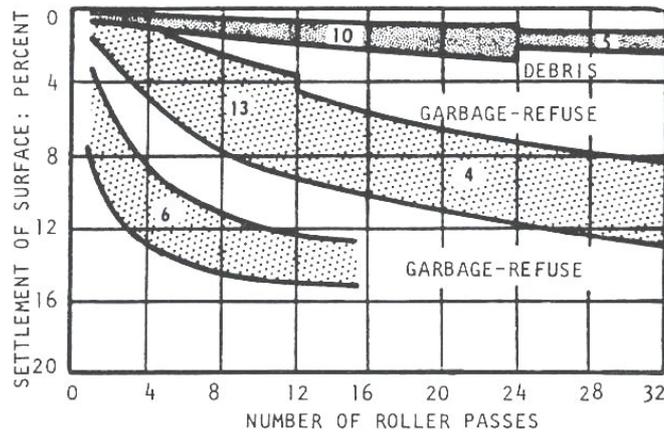
Le résultat final dépend de l'engin utilisé (poids surfacique, dentition), du nombre de passes et de l'épaisseur des couches compactées mais également de la teneur en eau du déchet lors du compactage. L'art du compactage inclut par ailleurs un certain nombre de règles empiriques difficiles à décrire (mélange des éléments grossiers avec des éléments fins, mélange des déchets secs avec des déchets humides, mélange des déchets durs avec des constituants plus mous) (Figure 2.16) qui rendent cette technique largement tributaire de l'appréciation du conducteur d'engin.



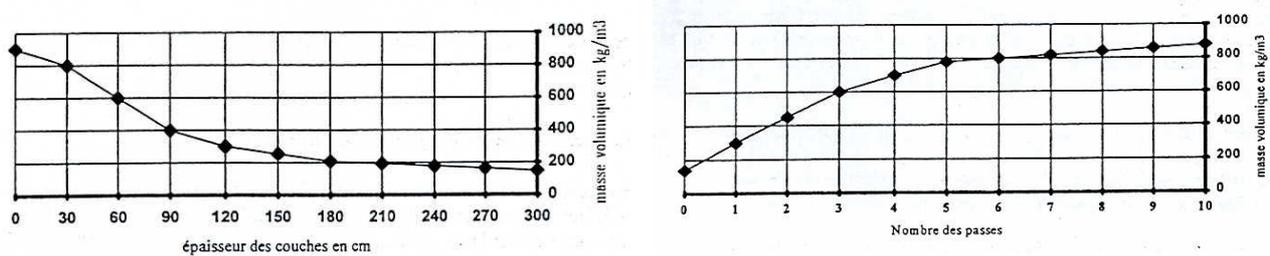
**Figure 2.16** Diagramme ternaire applicable au compactage d'après Onyx (2000)

L'efficacité du compactage est généralement estimée à partir du taux de compactage équivalent à la masse volumique 'solide' globale. Compte tenu des fluctuations relatives à la composition des déchets entre différents sites et des hauteurs de stockage tout autant variables, ce taux de compactage doit être considéré avant tout comme un indicateur relatif valable pour un site donné.

A une époque où les déchets étaient généralement disposées par couches de 1 à 2,50 m et où le compactage était assuré par de simples buteurs à chenille, Sowers (1973) préconisait un compactage intensif équivalent à 8 à 12 passes (ou aller-retours) (Figure 2.17). Les poids volumiques obtenus étaient rarement supérieurs à 6 ou 7 kN/m<sup>3</sup>. A la même époque, des tests de compactage au rouleau de 50 tonnes ont également indiqué un nombre de passes optimal voisin de 10. Quelques années plus tard, avec l'évolution des techniques et des engins utilisés, l'optimum est rapidement tombé autour de 4 à 5 passes (Figure 2.18) et les poids volumiques après compactage ont commencé à régulièrement dépasser 7 kN/m<sup>3</sup>.



**Figure 2.17** Tassement instantané en fonction du nombre de passes du compacteur (Sowers, 1973)



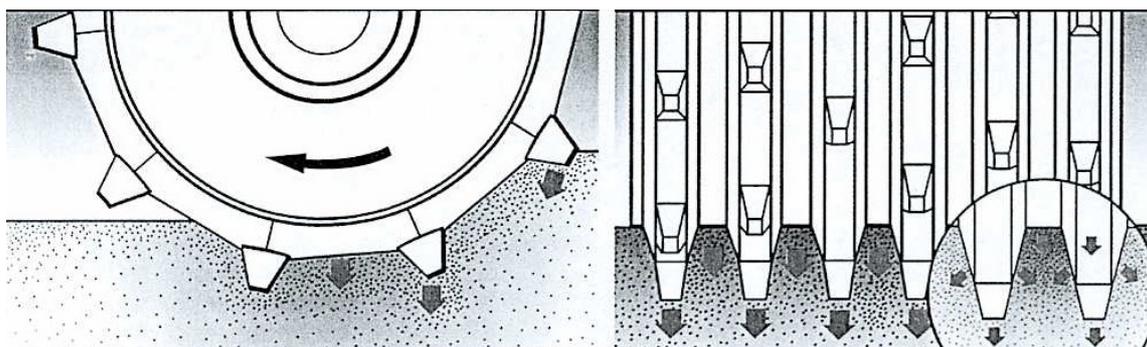
**Figure 2.18** Evolution de la masse volumique du déchet en fonction de l'épaisseur des couches compactées et du nombre de passes du compacteur (Oweis et Khera, 1990)

Marques et al. (1998) ont mené une étude détaillée des procédures de compactage sur un site de stockage voisin de São Paulo. Deux engins ont été testés : un compacteur Caterpillar 816 F de 28 tonnes et un buteur D6D de 14,7 tonnes (modèle couramment utilisé au Brésil). Les résultats publiés portent sur l'influence du type d'équipement, de l'épaisseur des couches ajustées manuellement (0,4 m, 0,6 m ou 0,8 m) et du nombre de passes (4, 6 ou 8). Le déchet testé était composé pour moitié de matières putrescibles (51 %) ainsi que plastiques (14 %), carton (8%), papier (6%), textile, bois et ferraille. La détermination du poids volumique après compactage a été réalisée au moyen d'excavations manuelles d'1 m<sup>3</sup> environ (§ 5.4.2). Le poids volumique initial du déchet (non compacté) était compris entre 3,6 et 6,6 kN/m<sup>3</sup>. De l'avis même des auteurs, les fortes dispersions observées sont difficilement justifiables, sinon à considérer l'hétérogénéité du déchet.

**Tableau 2.7** Résultats préliminaires des expérimentations de Marques et al. (1998) : évolution du poids volumique (kN/m<sup>3</sup>) en fonction de l'épaisseur des couches et du nombre de passes

Nombre de passes	Caterpillar 816 F (28 tonnes)			Buteur D6D (14,7 tonnes)		
	0,4 m	0,6 m	0,8 m	0,4 m	0,6 m	0,8 m
4	7,0	8,4	9,4	8,3	7,1	7,8
6	8,1	8,4	9,4	8,4	8,4	9,2
8	7,5	8,9	9,0	9,2	7,9	7,3

Enfin, dans un document interne à l'attention de ses exploitants, la société Onyx (2000) préconise une mise en place des déchets en couches d'épaisseur inférieure à 50 cm et un nombre de passes compris entre 4 et 6.



**Figure 2.19** Schéma de transmission des contraintes des roues aux déchets

S'agissant des pressions de compactage induites par les engins modernes, un rapide calcul a été effectué dans le but de disposer de valeurs indicatives. Considérant des engins à 'pieds de moutons' (i.e. roues à secteurs polygonaux équipées généralement de 10 à 12 dents par secteur) tel qu'illustré sur la Figure 2.19 et supposant par ailleurs que la charge est transmise pour chacune des 4 roues suivant un angle  $\alpha$  équivalent à 2,5 intervalles 'inter-dent' – soit un angle  $\alpha = 90^\circ$  ( $79^\circ$ ) pour respectivement 10 (12) dents, on obtient une pression moyenne de contact roues – déchet égale à :

$$[2.21] \quad (\sigma_{roue})_{moyen} = \frac{P_{compacteur}}{S_{contact}} \cong \frac{M_{compacteur} g}{4 * l * (\pi D \frac{\alpha}{360})} \cong 281 * \frac{M_{compacteur}}{l * D * \alpha}$$

**Tableau 2.8** Caractéristiques des compacteurs Bomag Série RB (d'après spécifications techniques du fabricant et calculs)

Engin	Masse (*10 <sup>3</sup> kg)	Largeur moyenne roue av./ar.	Diamètre extérieur	Nombre de dents / secteur	Angle contact	Contrainte moyenne $\sigma_{roue}$
BC572	26,10	l = 1,06 m	D = 1,62 m	10	$\alpha \cong 90^\circ$	47 kPa
BC672	32,20	l = 1,24 m	D = 1,62 m	10	$\alpha \cong 90^\circ$	50 kPa
BC772	36,25	l = 1,24 m	D = 1,62 m	10	$\alpha \cong 90^\circ$	56 kPa
BC972	46,10	l = 1,40 m	D = 2,20 m	12	$\alpha \cong 79^\circ$	53 kPa
BC1172	55,43	l = 1,40 m	D = 2,20 m	12	$\alpha \cong 79^\circ$	64 kPa

Si l'on considère les données techniques rassemblées dans le Tableau 2.8, on obtient des pressions au sol comprises entre 47 et 64 kPa pour des engins de 26 à 55 tonnes. Remarquons que ces pressions de contact représentent tout au plus des valeurs moyennes, les pressions réelles en tête de dent et le long des secteurs polygonaux (entre 2 dents consécutives) atteignant des valeurs nettement supérieures. A l'inverse, les pressions transmises par les voiles creux (entre secteurs) restent inférieures aux valeurs moyennes. Par ailleurs, il faut garder à l'esprit que ces valeurs correspondent à des pressions exercées à la surface du déchet. Si l'on suppose d'une part un léger amortissement consécutif à la diffusion latérale des contraintes (sur une épaisseur de déchet comprise entre 40 et 50 cm) et d'autre part un rebond élastique du déchet après compactage, on pourra considérer en première approche une contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$  (seuil de contrainte en deçà duquel un rechargement ne produit pas de tassement significatif) résultant du compactage de l'ordre de 40 kPa.

Mais comme le rappellent Carucci et al. (1991), l'effet du compactage reste difficile à quantifier précisément compte tenu de la part d'énergie se dissipant sous la forme de déformations réversibles (rebond élastique), notamment en présence de fortes teneurs en plastique, papier sec et matières végétales considérés initialement comme quasi-élastiques (Sohn et Lee, 1994). Pour autant, le degré de compactage joue un rôle indéniable vis-à-vis de la compression secondaire. Un

déchet peu ou pas compacté tassera en effet plus à moyen terme qu'un déchet fortement compacté. En revanche, un fort compactage initial ( $\gamma_0 > 9$  à  $11 \text{ kN/m}^3$ ) risque d'entraîner une diminution très nette de la porosité (et donc de la conductivité hydraulique) avec plusieurs conséquences possibles :

- la stagnation de lixiviat (nappes perchées) avec des risques de surpressions internes susceptibles d'engendrer des fuites de lixiviat ou de fragiliser le déchet au voisinage des talus ;
- au contraire le manque d'irrigation du déchet avec pour conséquence le ralentissement de la cinétique de biodégradation.

### 2.4.3. Modules de déformation du déchet

De manière générale, le module de déformation appelé souvent 'élastique' (mais qu'en toute rigueur il conviendrait plutôt d'appeler module de rigidité) est défini comme le rapport d'un gradient de contrainte par la déformation instantanée induite sous l'effet de ce gradient. Il est déterminé à partir d'une courbe contrainte – déformation 'vierge' (normalement consolidée) et non pas à partir d'un niveau de contrainte correspondant à un état surconsolidé du matériau.

#### Module sécant

$$[2.22] \quad E_s = \frac{\sigma - \sigma_c}{\varepsilon - \varepsilon_c} = \frac{\sigma - \sigma_c}{\frac{h(\sigma_c) - h}{h(\sigma_c)}}$$

#### Module tangent

$$[2.23] \quad E_T = \frac{\Delta\sigma}{\Delta\varepsilon} = \frac{\Delta\sigma}{\frac{\Delta h}{h_0}}$$

Un calcul à partir de l'état de préconsolidation du matériau ( $h_0 = h(\sigma_c)$ ) donnera un module dit 'sécant' tandis qu'un calcul effectué à partir d'un état de contrainte supérieur à l'état de préconsolidation ( $h_0 < h(\sigma_c)$ ) donnera un module dit 'tangent'.

Utilisés pour caractériser la raideur (ou rigidité) du déchet à court terme (sans prise en compte de la dégradation), de tels modules sont fréquemment évoqués dans la littérature, par ailleurs souvent assortis d'exemples numériques. Toutefois, une certaine confusion est entretenue du fait de l'absence fréquente d'hypothèses relatives à la détermination de ces valeurs. Or, suivant la nature des expérimentations considérées pour la détermination de ces modules, ces derniers ne sont pas toujours comparables, leur sens physique n'étant pas strictement identique. On peut semble-t-il distinguer quatre cas résumés dans le Tableau 2.9 :

**Tableau 2.9** Modules de déformation évoqués dans la littérature

Conditions d'essai	Nature de l'essai	Déformations latérales	Module de déformation sécant ( $E_s$ ) ou tangent ( $E_T$ )
Laboratoire	- Essai oedométrique (grande taille) - Essai triaxial (grande taille)	nulles libres	$E_{oed}$ (module oedométrique) = E (module d'Young)
Terrain	- Rechargement d'un casier - Chargement par remblai localisé	quasi-nulles moyennes	$\cong E_{oed}$ (module oedométrique) < $E_{oed}$

Suite à 21 essais oedométriques réalisés en Allemagne, Kockel et al. (1997) proposent la relation suivante pour le module de déformation oedométrique sécant (sans déformations latérales) :

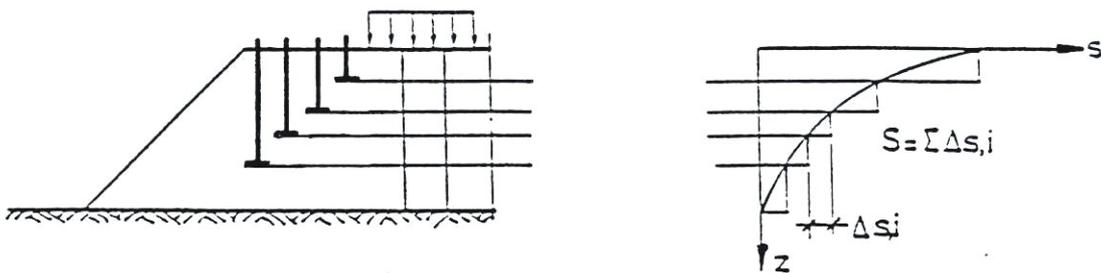
$$[2.24] \quad E_{oed} = a + b\sigma \text{ (kPa) où } a = -200 \text{ kPa et } b = 11,7 \text{ en moyenne.}$$

El Fadel et Houry (2000) rapportent des valeurs de module de déformation comprises entre 50 et 700 kPa. Deux formulations par ailleurs ont été proposées pour les modules oedométriques sécant (§ 4.4.4) et tangent (§ 4.3.5) sous la forme :

$$[2.25] \quad E_s = E_0 \left( \frac{\sigma}{\sigma_c} \right)^\alpha \quad \text{ou} \quad E_T = E_0 \left( \frac{\sigma}{\sigma_c} \right)^\alpha \quad \text{avec} \quad \alpha \cong 0,5$$

Si la relation est assez bien respectée pour une plage de contrainte peu étendue, elle reste à être vérifiée pour des gradients de contrainte plus importants.

De manière à tirer des valeurs du module de déformation en fonction de la contrainte initiale appliquée au déchet (et non plus une valeur moyenne), Jessberger et Kockel (1991) ont suggéré de subdiviser la colonne de déchet en multicouches et de mesurer les tassements couche par couche au moyen de plaques télescopiques (Figure 2.20). Encore une fois, il s'agissait de mesurer le tassement 'instantané' sous augmentation de charge. De ces expérimentations conduites sur plusieurs sites en Allemagne, des valeurs du module de déformation ont été tirées comprises entre 500 à 2 500 kPa.



**Figure 2.20** Illustration des essais permettant la détermination d'un module de déformation incrémental (Jessberger et Kockel, 1991)

Le module de déformation tangent de la couche  $i$  est alors donné par la formule suivante :

$$[2.26] \quad (E_T)_i = \frac{\Delta \sigma_i}{\Delta \varepsilon_i} = \frac{\Delta \sigma_i \cdot h_{0i}}{\Delta h_i}$$

Un peu plus tard, Jessberger (1994) a pu montrer à partir d'essais de laboratoire que le module de déformation augmentait au cours de l'application d'une surcharge, ce qui sous-entend une augmentation de la rigidité avec la profondeur. Une tendance similaire est obtenue par Dixon et al. (1999), à l'exception de la frange supérieure de déchet (immédiatement sous la couverture) dont la rigidité semble être notablement affectée par le compactage intensif de la couverture.

#### 2.4.4. Contraintes et déformations latérales

On distingue traditionnellement 2 cas d'école :

Essai oedométrique  
↓  
déplacements latéraux empêchés  
contraintes latérales libres

Le coefficient de poussée des terres au repos ( $K_0$ ) est défini comme le rapport du gradient de la contrainte principale mineure ( $\Delta \sigma_3$ ) agissant sur une facette verticale par le gradient de la contrainte principale majeure ( $\Delta \sigma_1$ ) agissant sur une facette horizontale

Essai triaxial  
↓  
contraintes latérales imposées  
déplacements latéraux libres

Le coefficient de Poisson ( $\nu$ ) est défini comme le rapport du gradient de la déformation principale mineure ( $\Delta \varepsilon_3$ ) par le gradient de la déformation principale majeure ( $\Delta \varepsilon_1$ )

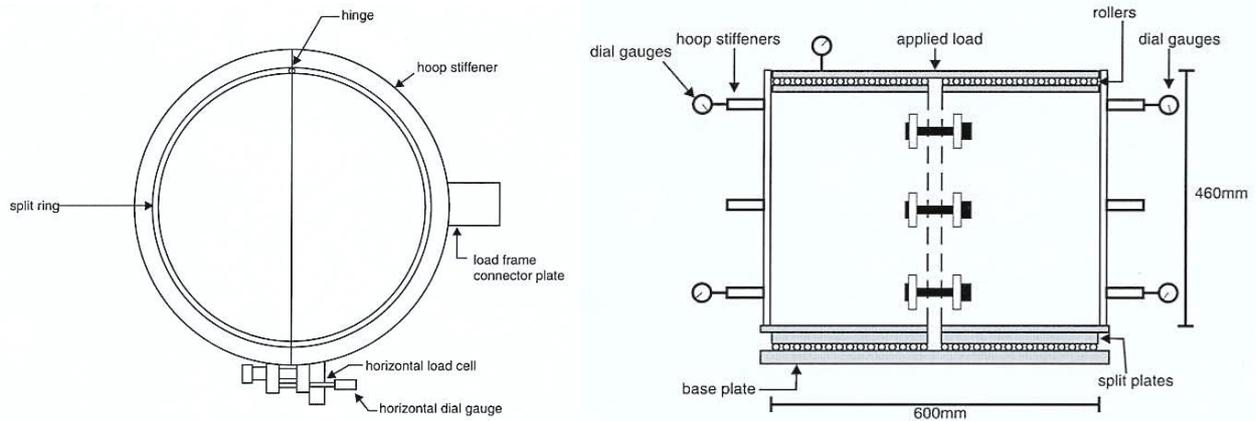
$$[2.27] \quad K_0 = \frac{\Delta\sigma_3}{\Delta\sigma_1} = \frac{\Delta\sigma_h}{\Delta\sigma_v}$$

$$[2.28] \quad \nu = \frac{\Delta\varepsilon_3}{\Delta\varepsilon_1} = \frac{\Delta\varepsilon_h}{\Delta\varepsilon_v}$$

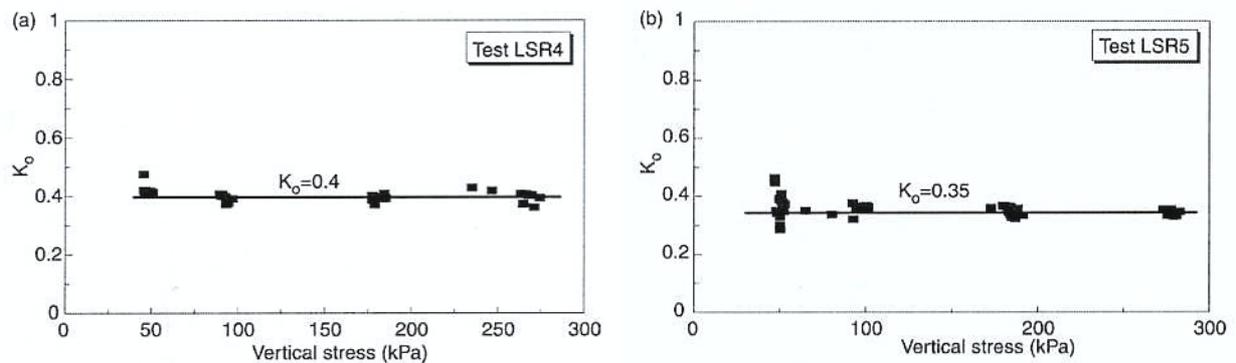
$$[2.29] \quad \nu = \frac{K_0}{1 + K_0}$$

$$[2.30] \quad K_0 = \frac{\nu}{1 - \nu}$$

Landva et al. (2000) ont développé une expérimentation de laboratoire au moyen d'un oedomètre de grande taille ( $\phi : 600 \text{ mm}$  ;  $h = 460 \text{ mm}$ ) dont la caractéristique originale est d'être équipé de trois cellules de force associées aux boulons de serrage du dispositif (Figure 2.21) permettant ainsi de mesurer la contrainte radiale moyenne induite sur la surface interne de l'appareillage (après prise en compte des frictions engendrées à la surface déchet – paroi en acier).



**Figure 2.21** Schéma de principe de la cuve cylindrique de Landva et al. (2000)

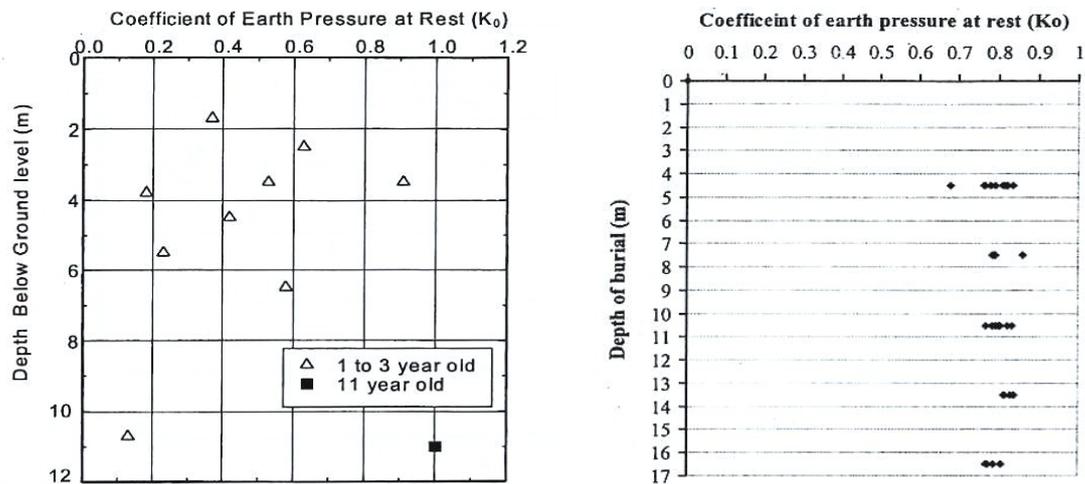


**Figure 2.22** Evolution de  $K_0$  en fonction de la contrainte verticale de confinement (Landva et al., 2000)

Les valeurs de  $K_0$  sont alors calculées pour différents niveaux de contrainte compris entre 50 et 270 kPa (Figure 2.22). Deux courbes sont présentées correspondant à des échantillons de déchet différents de poids volumique compris entre 7,6 et 7,9  $\text{kN/m}^3$  et dont la fraction fine ( $< 12,5 \text{ mm}$ ) représente entre 59 et 66 %. Le premier constat concerne la stabilité remarquable des valeurs de  $K_0$  vis-à-vis de l'évolution de la contrainte verticale. Par ailleurs, considérant ces deux essais ainsi que deux autres réalisés sur des échantillons du même type (LSR4 – LSR7), les valeurs de  $K_0$  oscillent dans une gamme assez resserrée (0,33 - 0,40). Compte tenu des pourcentages variables d'éléments fibreux pour chacun des essais, une tendance franche se dessine, à savoir la diminution de  $K_0$  avec l'augmentation du pourcentage d'éléments fibreux.

Dans le cadre de ce travail de thèse, des mesures ont également été réalisées en conditions oedométriques (§ 4.2). Jessberger et Kockel (1993) ainsi que Jones et al. (1997) ont rapporté quant à eux des valeurs de  $K_0$  comprises entre 0,2 et 0,3 à partir d'essais triaxiaux.

Dans le but d'évaluer les contraintes latérales développées in-situ par deux déchets ménagers – l'un récent de moins de 2 ans, l'autre partiellement dégradé (11 ans) – composés d'éléments putrescibles, plastique, papier, textile, bois et déchets de construction, Dixon et al. (1999) ont testé un pressiomètre auto-foreur ( $\phi = 83$  mm ; longueur = 1,20 m) sur le site de Calvert (UK). La Figure 2.23 illustre les résultats obtenus.  $K_0$  varie de manière très importante dans une gamme de 0,06 à 1. Par ailleurs, aucune relation évidente n'a pu être mise en évidence entre contraintes verticales et contraintes latérales. La section de la cavité creusée (par endroit sensiblement plus large que celle de l'instrument) pourrait expliquer cette très forte dispersion des résultats en lien avec l'enchevêtrement des constituants du déchet. Ngambi et al. (2001) ont renouvelé la mesure des contraintes latérales in-situ, cette fois à l'aide de jauges de contrainte installées verticalement, certes à proximité d'un parement latéral très raide en périphérie de casier. Contrairement aux valeurs mesurées par Dixon et al. (1999), les valeurs calculées pour  $K_0$  sont d'un ordre de grandeur très stable ( $0,8 \pm 0,06$ ) quelque soit la profondeur de mesure (de 4,50 m à 16,50 m).



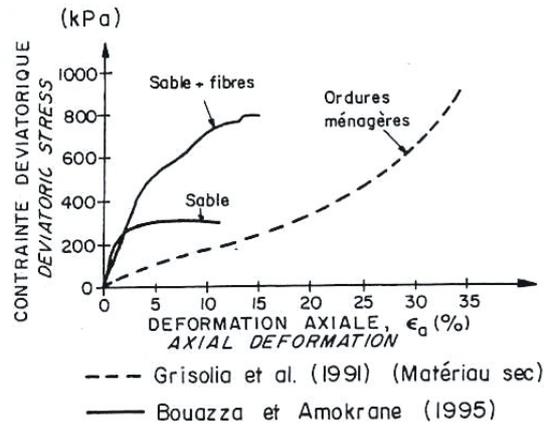
**Figure 2.23** Evolution de  $K_0$  in-situ en fonction de la profondeur [Dixon et al. (1999), Ngambi et al. (2001)]

En conclusion, on observe de fortes variations entre les valeurs de  $K_0$  tirées d'expérimentations de laboratoire et de mesures in-situ. La nature des déchets étudiés n'est sans doute pas étrangère à ces variations. Il semble néanmoins que l'explication première tiende aux modes et emplacements de mesure. Nous développerons cet aspect au Chapitre 4 à propos des mesures de contraintes latérales effectuées sur la cuve prototype C4DC du Lirigm (§ 4.3.8).

En complément, Prühs et al. (1993) ont estimé expérimentalement le coefficient de poussée latérale pour des déchets au contact de puisards cylindriques en PEHD ( $\phi_{int}$  150 mm) au moyen de jauges de contrainte 'Glötz' disposées sur le pourtour du puits (mesure des contraintes radiales) et à l'intérieur de la couronne de gravier (mesure des contraintes tangentielles). Les contraintes radiales  $\sigma_r$  maximum (de l'ordre de 30 kPa) ont été mesurées à une profondeur de 7 m tandis qu'à plus grande profondeur une stabilisation voire une légère diminution était observée. Compte tenu du frottement négatif du déchet sur la paroi du puits, la contrainte verticale (sur une facette horizontale) est difficile à estimer, et en tout état de cause, inférieure à  $\gamma_h z$  (correspondant à la hauteur  $z$  de déchets). Ainsi,  $\sigma < \gamma_h z \cong 9 \text{ kN/m}^3 \times 7 \text{ m} = 63 \text{ kPa}$  et par suite  $K_0 < 30/63 = 0,48$ .

### 2.4.5. Comportement à la rupture : cohésion et angle de frottement interne

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 2.24 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 2.24** Courbes type contrainte tangentielle – déformation tirées d'essais triaxiaux (Manassero et al., 1996)

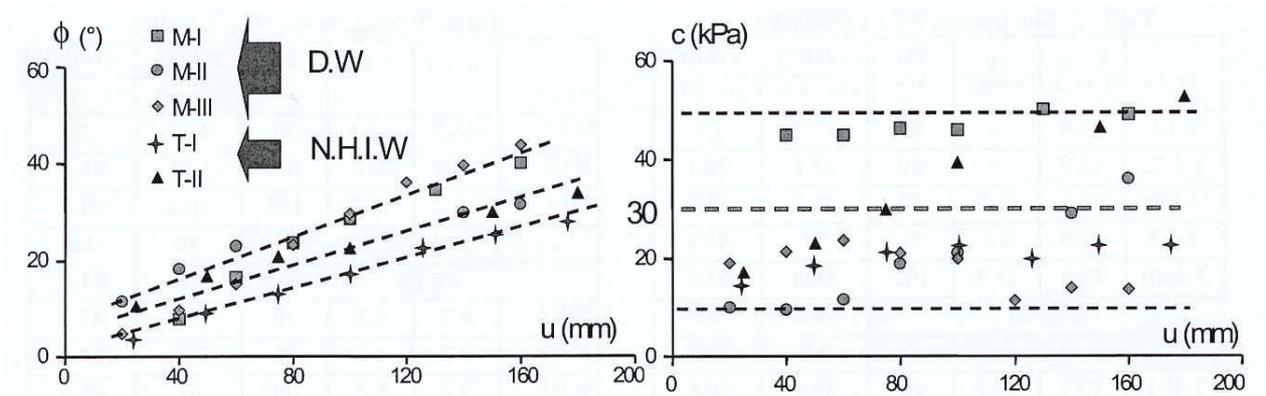
Cette différence de comportement s'explique notamment par la présence de fibres (plastique, papier, carton, textile, etc.) dans le matériau. C'est un comportement type 'sol renforcé'. Kölsch (1993) a montré que ces matériaux fibreux, bien que strictement non cohérents, étaient capables de mobiliser des 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 d'ailleurs proposé de prendre en compte le renforcement fibreux du matériau déchet dans l'analyse de la stabilité à l'état limite.

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 militent 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 (1990) vont dans le même sens considérant des déchets dont la composante organique initiale est élevée. Au contraire, Carucci et al. (1991) considèrent une augmentation des caractéristiques à la rupture avec le temps compte tenu de la densification du matériau.

Traditionnellement, les paramètres à la rupture ( $c$  et  $\phi$ ) peuvent être obtenus à partir de :

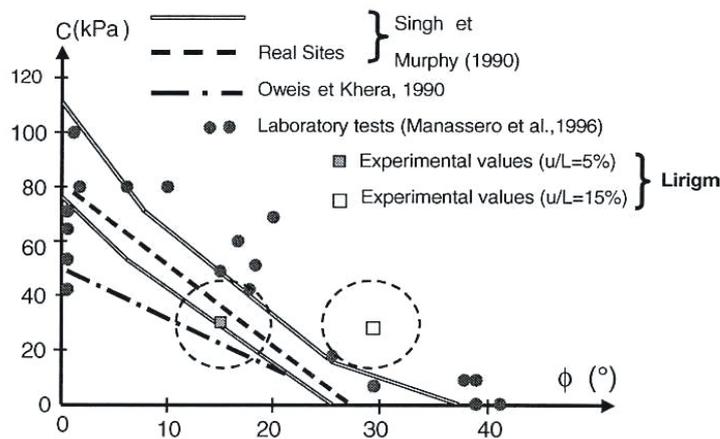
- tests de laboratoire (boîte de cisaillement, cellule triaxiale) ;
- tests in-situ (essai de rupture sur talus, pénétromètre statique) ;
- rétro-analyse à partir de talus en grandes déformations ou à la rupture ;
- modélisations à échelle réduite (essais sur maquettes à la centrifugeuse).

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. Il faut donc nécessairement définir un état critique correspondant à un déplacement ou une déformation fixée à l'avance (10, 15, 20 %), permettant ainsi de tirer des valeurs significatives de  $c$  et  $\phi$  (Figure 2.25).



**Figure 2.25** Cohésion et angle de frottement (fonction du déplacement  $u$ ) tirés d’essais à la maxi-boîte de cisaillement du *Lirigm* : déchets ménagers de Montech (DW) et DIB de Torcy (NHIW). (Gotteland et al., 2000)

Une difficulté spécifique aux déchets tient toutefois au fait que contrairement aux sols pulvérulents, un seul essai peut être effectué sur un échantillon de déchet donné suite à la déformation irréversible des constituants et la perte du renforcement par les fibres. Ainsi, les résultats d’essais de laboratoire (essais de cisaillement et essais triaxiaux) permettent au mieux de déterminer la contrainte de cisaillement (représentée par une droite sur la courbe angle de friction – cohésion). Compte tenu de la composition des déchets et des méthodes d’essais toutes deux très variables, on observe une importante dispersion dans les valeurs de  $c$  et  $\phi$ . Les résultats d’essais conduits à la maxi-boîte de cisaillement *Lirigm* [Aboura (1999), Gotteland et al. (2000)] sont comparés à quelques valeurs tirées de la littérature (Manassero et al., 1996) (Figure 2.26).



**Figure 2.26** Valeurs des paramètres à l’état limite  $c$  et  $\phi$  tirées de la littérature (Gotteland et al., 2000)



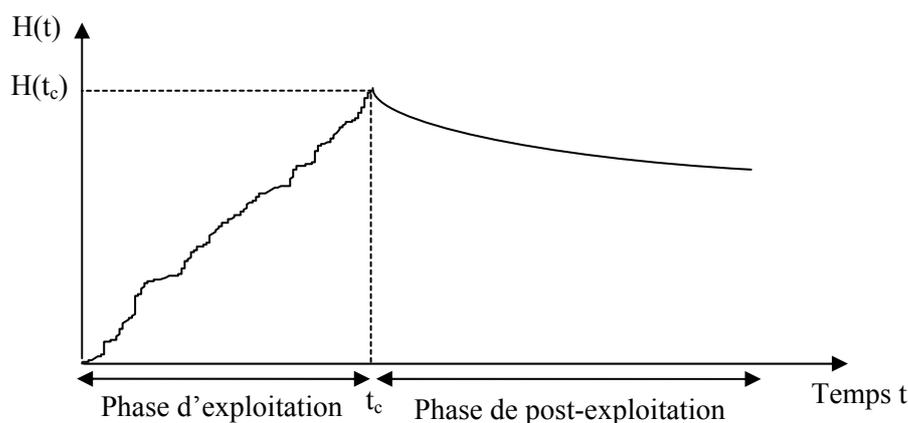
## Chapitre 3. Modélisation analytique des tassements des déchets

### 3.1. Introduction et typologie des modèles existants

En préambule, remarquons que l'on ne s'intéressera dans le cadre de Chapitre 3 qu'aux modèles unidirectionnels représentant la déformation verticale d'échantillons bloqués latéralement (conditions dites 'oedométriques').

La formulation des modèles de tassement est dépendante du problème traité et du type de mesure envisageable. Dans le cas présent d'un CSD, 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 3.1** Evolution de la hauteur d'un casier de stockage au cours du temps

Les sites de stockage faisant très rarement l'objet de mesures internes, la déformation du déchet au cours de la phase d'exploitation – résultant des contraintes verticales ( $\sigma$ ) croissantes induites par le poids du déchet stocké et du fluage sous charge constante – demeure généralement inconnue. Or, les conditions de chargement varient d'une colonne de déchet à une autre (autrement dit d'un casier à un autre), ce qui implique en toute rigueur la nécessité de discrétiser la colonne en couches élémentaires d'épaisseur initiale  $h_0$  subissant un tassement  $\Delta h$ . C'est dans ce sens que le modèle incrémental ISPM présenté ci-dessous (§ 3.6.) a été développé. On peut par conséquent représenter le tassement d'une couche élémentaire sous la forme générale suivante :

$$[3.1] \quad \frac{\Delta h}{h_0} = f(\sigma, t)$$

La phase de post-exploitation fait en revanche l'objet de mesures quantitatives (suivi du tassement de la couverture en fonction du temps). Cela explique que les lois fréquemment utilisées pour décrire le tassements des déchets se présentent sous la forme corrélée suivante :

$$[3.2] \quad \frac{w}{H(t_c)} = f(t)$$

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 :

- leur origine (lois tirées de la mécanique des sols, lois rhéologiques, lois empiriques et modèles biologiques) ;
- leur formulation (logarithmique, exponentielle, hyperbolique, etc.) ;
- leur mode de résolution (analytique, géométrique, numérique).

Nous avons pris le parti dans ce chapitre de considérer ces lois essentiellement en fonction de leur formulation.

## 3.2. Modèles tirés de lois logarithmiques

### 3.2.1. Historique des lois logarithmiques en mécanique des sols

Après avoir décrit les phénomènes de dissipation des surpressions interstitielles dans le cas des sols fins (1925), Terzaghi (1943) a proposé la formulation suivante reliant la consolidation primaire des sols aux variations de contrainte effective.

$$[3.3] \quad \frac{\Delta h_p}{h_0} = C_R \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0}$$

équivalent à  $\Delta e_p = C_c \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0}$  avec  $\frac{\Delta h_p}{h_0} = \frac{\Delta e_p}{1 + e_0}$  et  $C_R = C_c \cdot \frac{1}{1 + e_0}$

où  $C_R$  et  $C_c$  représentent respectivement le coefficient et l'index de compression primaire,  $e_0$  l'indice des vides initial d'un échantillon de sol de hauteur  $h_0$  soumis à une contrainte initiale de chargement  $\sigma'_0$  et  $\Delta \sigma'$  l'accroissement de contrainte résultant de la mise en place d'une surcharge.

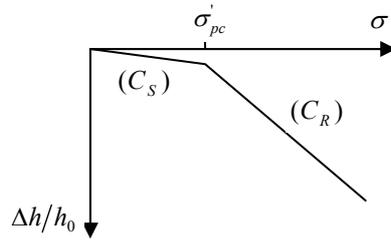
Ceci n'est vrai que pour un échantillon de sol normalement consolidé, autrement dit n'ayant jamais subi de contrainte effective supérieure à  $\sigma'_0$ . Si  $\sigma'_{pc}$  est la contrainte de préconsolidation du déchet, on se place donc dans des conditions telles que  $\sigma'_0 > \sigma'_{pc}$ .

En revanche, pour un échantillon de sol surconsolidé (c'est-à-dire ayant subi une préconsolidation supérieure à la contrainte effective  $\sigma'_0 + \Delta \sigma'$  actuelle (i.e.  $\sigma'_0 + \Delta \sigma' < \sigma'_{pc}$ ), [3.3] prend la forme suivante :

$$[3.4] \quad \frac{\Delta h_p}{h_0} = C_S \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0}$$

Enfin, dans le cas général d'un échantillon de sol préconsolidé sous une contrainte effective  $\sigma'_{pc}$  mais soumis à un incrément de contrainte tel que :  $\sigma'_0 < \sigma'_{pc}$  et  $\sigma'_0 + \Delta \sigma' > \sigma'_{pc}$ , on obtient :

$$[3.5] \quad \frac{\Delta h_p}{h_0} = C_S \cdot \log \frac{\sigma'_{pc}}{\sigma'_0} + C_R \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_{pc}}$$



**Figure 3.2** Illustration de la consolidation primaire d'après la théorie de Terzaghi (1943)

Les coefficients de recompression primaire  $C_S$  et de compression primaire  $C_R$  sont considérés comme des paramètres intrinsèques au matériau, en particulier indépendants de l'état de contrainte. Ce n'est pas le cas du module de déformation oedométrique, bien connu également en mécanique des sols, qui satisfait l'équation :

$$[3.6] \quad \Delta \sigma' = E_{oed} \cdot \frac{\Delta h}{h_0}$$

Pour un sol normalement consolidé, on vérifie donc que  $E_{oed}$  varie avec la contrainte à  $C_R$  constant :

$$[3.7] \quad E_{oed} = \frac{\Delta \sigma'}{C_R \cdot \log \left( \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} \right)}$$

Par ailleurs, les tests de laboratoire et les observations de terrain rapportés par Buisman (1936) et Taylor (1942) ont montré l'effet du temps sur la compressibilité des sols fins. Buisman (1936) notamment a mis en évidence que le tassement des argiles et des tourbes augmentait linéairement avec le logarithme du temps sous des conditions de contrainte effective constantes et a proposé la loi suivante pour le tassement secondaire :

$$[3.8] \quad \frac{\Delta h_s}{h_1} = C_{\alpha\epsilon} \cdot \log \frac{t}{t_1}$$

équivalent à  $\Delta e_s = C_\alpha \cdot \log \frac{t}{t_1}$  avec  $\frac{\Delta h_s}{h_1} = \frac{\Delta e_s}{1 + e_1}$  et  $C_{\alpha\epsilon} = \frac{C_\alpha}{1 + e_1}$

où  $h_1$  est l'épaisseur de la couche de sol au temps  $t_1$  (aussi appelé  $t_{100}$  en mécanique des sols) correspondant à la fin de la consolidation primaire (dissipation totale des surpressions interstitielles),  $e_1$  l'indice des vides au début de la portion linéaire de la courbe d'indice des vides en fonction du logarithme du temps, enfin  $C_{\alpha\epsilon}$  et  $C_\alpha$  le coefficient et l'index de compression secondaire. En ce qui nous concerne, pour des raisons pratiques (difficulté d'accès à la valeur de  $h_1$  sous charge), on assimilera par la suite  $h_1$  à  $h_0$ .

$C_{\alpha\epsilon}$  est aussi considéré comme un paramètre intrinsèque. Il est admis généralement que  $C_{\alpha\epsilon}$  est indépendant de la charge appliquée (Leonards et Girault, 1961). De plus, Mesri et Choi (1985) notent que le rapport  $C_{\alpha\epsilon}/C_R$  varie peu pour un type de sol donné ( $0,05 \pm 0,01$  pour des argiles organiques).

A partir des équations [3.5] et [3.8], on retrouve la formulation proposée par Garlanger (1972) par addition des tassements primaires et secondaires.

$$[3.9] \quad \frac{\Delta h}{h_0} = C_s \cdot \log \frac{\sigma'_{pc}}{\sigma'_0} + C_R \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_{pc}} + C_{\alpha\epsilon} \cdot \log \frac{t}{t_1}$$

D'autres formulations des tassements primaire et secondaire ont été proposées. Citons Koppejan (1948) pour qui le tassement secondaire est dépendant du niveau de chargement. Son modèle reste toutefois basé sur la théorie de Buisman (1936) qui suppose que le tassement varie linéairement en fonction du logarithme du temps une fois la consolidation primaire achevée. Pour  $t < t_1$  (fin de la consolidation primaire), le tassement suit la théorie de la consolidation proposée par Terzaghi. Au delà de  $t_1$ , la loi de tassement s'écrit :

$$[3.10] \quad \frac{\Delta h_s}{h_0} = C_{\alpha\epsilon} \cdot \log \frac{\sigma'_0 + \Delta \sigma'}{\sigma'_0} \log \frac{t}{t_1} \text{ de la forme : } \frac{\Delta h}{h_0} = a + b \log t$$

On notera enfin que les travaux de recherche sur le fluage des argiles entrepris depuis Bjerrum (1973) jusqu'à Leroueil (1985) ont montré que la réduction d'indice des vides liée au fluage entraîne une augmentation de la contrainte de préconsolidation apparente : c'est le concept des 'lignes – temps' dans le diagramme  $e - \log(\sigma')$ . Une conséquence est qu'en cas de chargement supplémentaire, une argile 'vieillie' se comportera comme une argile surconsolidée : si l'augmentation de charge reste faible, le tassement instantané se limitera à une faible compression élastique.

### 3.2.2. Déclinaisons autour du modèle de Sowers (1973)

Sowers (1973) a été l'un des premiers à proposer une transposition des lois de comportement des sols compressibles aux déchets. Cette transposition s'est limitée aux conditions oedométriques qui correspondaient aux conditions de dépôt en colonne (à déformation latérale négligeable) d'un déchet suffisamment loin des bords du casier. Les conditions de chargement déviatorique plus complexes, qu'il faudra pourtant aborder s'agissant de l'étude des déformations des talus de CSD, n'ont pas été abordées.

Cette transposition des lois de comportement des sols s'est faite par ailleurs sans couplage avec les conditions hydriques, dans la mesure où le déchet est, tout au moins en conditions réglementaires, non saturé.

Comme nous le montrerons par la suite, cette transposition des lois de compressibilité des sols se révèle intéressante si elle est entreprise rigoureusement, même si les phénomènes physiques en jeu sont très différents dans le cas d'une argile et d'un déchet.

#### 3.2.2.1. Présentation du modèle de Sowers (1973)

La méthode de prédiction de Sowers (1973) reste la plus couramment utilisée dans la littérature. Sa formulation est simple et le nombre de paramètres à introduire réduit. De plus, ses coefficients peuvent être déduits de l'observation d'une colonne de déchet pendant une période réduite avec pour objectif une prédiction à plus long terme.

La facilité d'utilisation du modèle de Sowers (1973) lui a garanti une très large diffusion dans le cercle des bureaux d'études spécialisés en géotechnique environnementale. Et en effet, ce modèle a permis des calibrations correctes dans un certain nombre de cas simples. Néanmoins, comme nous allons le voir ci-après et plus longuement dans le Chapitre 7, ce modèle souffre de trois handicaps de taille :

- absence de standardisation de ses paramètres de temps, ce qui rend difficile toute approche comparative ;
- calibration peu satisfaisante dans le cas de colonnes de déchet d'historique complexe (temps de repos, expansion tardive), voire impossible en cas de suivi topographique retardé ;
- paramètre de compression  $C_{\alpha\varepsilon}$  non intrinsèque puisque le tassement secondaire n'est considéré généralement qu'à partir de la fin d'exploitation du casier.

Sowers (1973) se base sur le comportement mécanique des sols organiques et décompose le tassement des déchets en trois phases :

- une phase instantanée : considérée comme pseudo-élastique, elle intervient dès l'application d'une surcharge (nouvelle couche de déchet ou couverture) ;
- une phase primaire : résultant principalement des actions mécaniques, sa durée est estimée inférieure à 3 mois (et généralement de l'ordre d'un mois) ;
- une phase secondaire : résultant de la décomposition de la matière organique, elle est supposée durer une trentaine d'années.

Sowers (1973) a proposé de reprendre le modèle oedométrique défini pour les sols en l'appliquant directement à la colonne de déchets, ce qui revient à assimiler la colonne à une couche unique construite instantanément. Le tassement primaire et le tassement secondaire s'expriment alors en extrapolant les lois proposées par Terzaghi (1943) et Buisman (1936), en remplaçant l'épaisseur d'une couche  $h_0$  par la hauteur de la colonne  $H(t_c)$  :

#### ➤ Tassement primaire :

La compression primaire est exprimée en terme de tassement relatif suivant la forme suivante :

$$[3.11] \quad \frac{w_p}{H_{réf}} = C_R \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0}$$

Le tassement relatif ne dépend que de la contrainte initiale ( $\sigma'_0$ ), de la surcharge effective appliquée ( $\Delta\sigma'$ ) et du coefficient  $C_R = \frac{C_c}{1 + e_0}$  exprimé comme pour les sols en fonction de l'indice des vides initial  $e_0$  et d'un coefficient  $x$  relié à la composition ( $C_c = x \cdot e_0$ ) avec  $x = 0,15$  pour un déchet pauvre en matière organique et  $x = 0,55$  pour un déchet riche en matière organique. Plus le matériaux est riche en matière organique, plus il est donc supposé compressible – bien que la dégradation de la matière organique n'intervienne pas dans le tassement primaire considéré comme instantané.

**Tableau 3.1** Récapitulatif des coefficients  $C_R$  calculés à partir d'expérimentations de terrain

Localisation	Type de déchet	Coefficient $C_R$		Référence
		Gamme	Moyenne	
Echantillon de 21 sites Arnouville (France)	Variable	0,13 - 0,47	0,26	Sowers (1973)
Echantillon de 10 sites Décharges USA	OM	0,20	0,20	Cartier et Baldit (1983)
Inconnus	Variable	0,05 - 0,26	0,14	Bjarngard et Edgers (1990)
	Inconnu	0,15 - 0,26		Oweis (1990)
	OM	0,24 - 0,30	0,27	Del Greco et Oggeri (1993)

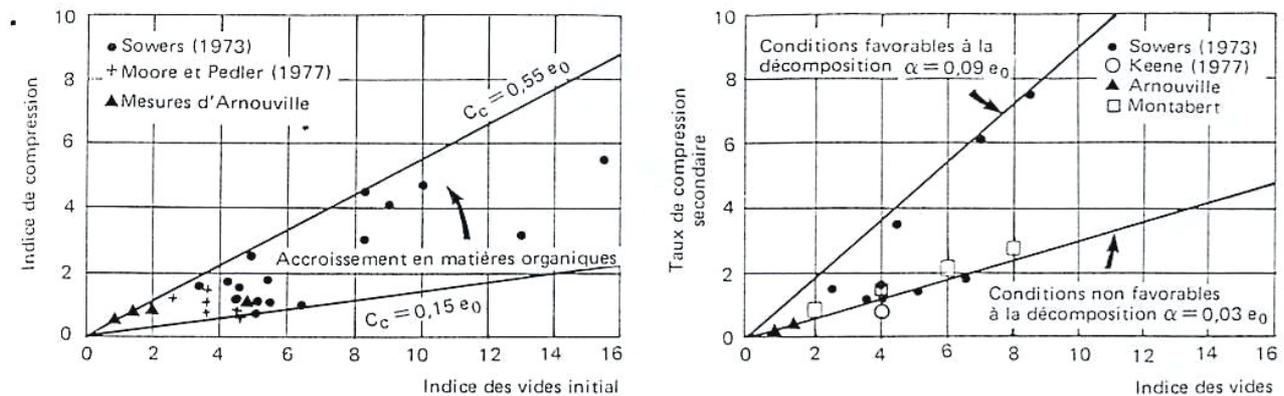
Fasset et al. (1994) suggèrent que la valeur de  $C_R$  décroît avec la contrainte  $\sigma'_0$ . Dans le cas d'incrément de charges importantes, il suggère même d'adopter un modèle linéaire par segments, ce qui revient à considérer plusieurs valeurs de  $C_R$ .

➤ Tassement secondaire :

La compression secondaire se traduit par la relation suivante :

$$[3.12] \quad \frac{w_s(t)}{H_{réf}} = C_{\alpha\epsilon} \log \frac{t}{t_{réf}}$$

$C_{\alpha\epsilon} = \frac{C_\alpha}{1+e_0}$  peut être exprimé en fonction de l'indice des vides initial (après compactage) et d'un coefficient intrinsèque au matériau  $x'$  ( $C_\alpha = x' \cdot e_0$ ) avec  $0,03 < x' < 0,09$  suivant que les conditions sont peu ou très favorables à la dégradation. Remarquons que  $C_{\alpha\epsilon} = x' \cdot \frac{e_0}{1+e_0} = x' \cdot (n_t)_0$  avec  $(n_t)_0$  porosité totale initiale du déchet. Cela revient à supposer une variation linéaire de  $C_{\alpha\epsilon}$  avec la porosité initiale.



**Figure 3.3** Indice de compression primaire ( $C_c$ ) et secondaire ( $C_\alpha$ ) en fonction de l'indice des vides initial  $e_0$  – Fuseau de Sowers repris par Cartier et Baldit (1983)

Un fuseau a été proposé par Sowers (1973) dans le but de déterminer les valeurs des indices de compression primaire et secondaire (Figure 3.3). Faisant intervenir un paramètre (l'indice des vides) excessivement difficile à déterminer s'agissant de déchets par nature grossiers et hétérogènes, il demeure toutefois inapplicable.

La littérature fournit un certain nombre de valeurs du coefficient de compression secondaire global  $C_{\alpha\epsilon}$  pour le matériau 'déchet'. Ces valeurs sont en général obtenues à partir de rétro-analyses de tassement mesuré en surface de casier. On verra dans le Chapitre 7 la dérive de ce coefficient par rapport au coefficient de compression secondaire intrinsèque en fonction des origines de temps et de tassement secondaire sélectionnées. Ces dernières sont trop rarement spécifiées dans la littérature si bien que les valeurs publiées de  $C_{\alpha\epsilon}$  doivent être considérées avec beaucoup de précaution. Par ailleurs, le manque d'information relatif aux sites étudiés (composition du déchet, hauteur de stockage, phasage d'exploitation) rendent trop souvent ces données inexploitable.

La présentation de ce modèle dans la littérature reste par ailleurs très imprécise en ce qui concerne la définition des paramètres de temps ( $t_{réf}$ ) et des hauteurs de déchet ( $H_{réf}$ ). Une réécriture du modèle suivant nos propres notations est proposée qui comporte l'avantage de clarifier chacun des paramètres du modèle :

$$[3.13] \quad \varepsilon_p = \frac{w_p}{H(t_c)} = C_R \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma'}{\sigma'_0}$$

$$[3.14] \quad \varepsilon_s(t) = \frac{w_s(t)}{H(t_c)} = C_{ae} \log \frac{t - t_0}{t_1 - t_0}$$

où  $H(t_c)$  représente la hauteur de la colonne de déchet en fin de construction,  $t_0$  l'origine des temps et  $t_1$  l'origine du tassement secondaire. Les valeurs des paramètres de temps  $t_0$  et  $t_1$  sont explicitées dans le Tableau 3.2. Deux approches sont envisageables dans la pratique, suivant que l'on considère le temps de fin de construction ( $t_c$ ) comme origine des temps ou comme origine du tassement secondaire. Quelques exemples sont donnés à titre indicatif. Retenons toutefois que dans la majorité des cas, le couple  $(t_0, t_1)$  est pris égal à  $(t_c, t_c + 1\text{mois})$ , valeurs que nous retiendrons dans nos applications numériques du modèle de Sowers (sauf mention particulière).

**Tableau 3.2** Valeurs des paramètres de temps du modèle de Sowers (1973)

Paramètres de temps	Approche 'courante'	Approche 'académique'
Origine des temps ( $t_0$ )	$t_0 = t_c$	$t_0 < t_c$ $t_c/2$ ou $3/4 t_c$ (Watts et Charles, 1999)
Origine du tassement secondaire ( $t_1$ )	$t_c + 125$ 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 $t_1 = t_c$

### 3.2.2.2. Méthode d'interprétation de Janbu (1989)

Janbu et al. (1989) ont proposé une méthode de détermination des vitesses de tassement (loi logarithmique de fluage) calibrée a posteriori sur 16 expérimentations en vraie grandeur suivies entre 5 et 60 ans. Cette loi n'est pas destinée au départ à être appliquée aux déchets mais Janbu et al. (1989) proposent des valeurs de résistance au fluage  $r_s$  pour la tourbe et les argiles organiques dont le comportement mécanique est proche de celui des déchets. Pour le calcul de la vitesse de fluage, les auteurs introduisent un paramètre appelé résistance au fluage  $r_s$ .

Le potentiel de fluage  $S$  est défini par le produit du taux de tassement moyen par le temps considéré. Il est également supposé proportionnel à la hauteur de la couche considérée et inversement proportionnel à  $r_s$  défini comme la résistance au fluage. A l'échelle d'une couche élémentaire, on obtient donc l'égalité suivante :

$$[3.15] \quad S = \dot{\Delta h} t = \frac{h_0}{r_s}$$

d'où un taux de fluage égal à :

$$[3.16] \quad \dot{\Delta h} = \frac{h_0}{r_s t}$$

où  $r_s$  oscille en général entre 45 et 100 pour les tourbes et argiles organiques.

Le tassement (ou contraction verticale) de la couche élémentaire au temps  $t$  est exprimé par :

$$[3.17] \quad \Delta h = \int_{t_i}^t \dot{S} dt + \Delta h_0$$

Dans le cas d'un déchet, en supposant que le tassement post-exploitation (au-delà de  $t_c$ ) se résume à du fluage, on obtient l'équation suivante :

$$[3.18] \quad \delta_c = S_c \ln \frac{t}{t_c} \text{ où } S_c \text{ représente le potentiel de fluage jusqu'à } t = t_c \text{ (mesuré).}$$

L'intérêt de cette approche tient à la possibilité offerte de représenter le taux de déformation moyen d'une colonne (composée de plusieurs couches de hauteurs initiales  $h_i$ ) à partir de la

$$\text{résistance moyenne au fluage } \bar{r}_s = \frac{H(t_c)}{\sum \frac{h_i}{r_{si}}}$$

L'équation [3.16] donne par analogie pour une colonne de hauteur initiale  $H(t_c)$  :

$$\dot{w} = \frac{H(t_c)}{\bar{r}_s \cdot (t - t_c)} \text{ d'où après intégration par rapport au temps :}$$

$$[3.17] \quad \frac{w(t)}{H(t_c)} = \frac{\ln 10}{\bar{r}_s} \cdot \log\left(\frac{t}{t_{réf}}\right)$$

La loi de Janbu (1989) provient donc de la dérivation par rapport au temps du modèle de Buisman (1936) repris par Sowers, où  $\bar{r}_s = \ln 10 / C_{\alpha\varepsilon}$ ,  $\bar{r}_s$  étant identifiable à  $\frac{1}{C_{\alpha\varepsilon}} = \frac{H(t_c)}{\sum C_{\alpha\alpha_i} \cdot h_i}$

L'intervalle des valeurs de  $r_s$  (45 à 100) se traduit par des valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon}$  comprises entre 0,02 et 0,05 correspondant à la gamme inférieure des valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon}$  généralement publiées dans la littérature.

### 3.2.2.3. Application du modèle de Sowers à un site au passé inconnu

Il arrive fréquemment que le suivi des tassements intervienne avec retard après la fermeture d'un casier de stockage, notamment dans le cas de sites orphelins pour lesquels le début de construction ( $t = 0$ ), la fin de construction ( $t = t_c$ ) et/ou la hauteur de la colonne de déchet  $H(t_c)$  peuvent rester totalement inconnus. Il peut être intéressant de montrer comment il est possible d'estimer dans un tel cas de figure le coefficient de compression secondaire global du modèle de Sowers à partir de 3 levés topographiques consécutifs.

Soit  $t_m^0$  le temps correspondant au levé topographique initial (mesure de référence). Une première mesure de tassement sera déduite du levé de surface effectué à  $t_m^1$ . Par convention, le tassement de surface mesuré entre  $t_m^0$  et  $t_m^1$  sera noté  $\Delta w_0^1 = w(t_m^1) - w(t_m^0)$ . De la même manière, suite à la mesure effectuée à  $t_m^2$ , on tirera une seconde valeur de tassement notée  $\Delta w_0^2 = w(t_m^2) - w(t_m^0)$ .

L'application de l'équation [3.14] aux temps  $t_m^0$ ,  $t_m^1$  et  $t_m^2$  donne donc les 3 expressions suivantes :

$$\frac{w(t_m^0)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon} \log \frac{t_m^0 - t_0}{t_1 - t_0} \quad \frac{w(t_m^1)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon} \log \frac{t_m^1 - t_0}{t_1 - t_0} \quad \frac{w(t_m^2)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon} \log \frac{t_m^2 - t_0}{t_1 - t_0}$$

En combinant 2 par 2 les expressions précédentes, on obtient alors un système de 3 équations à 3 inconnues  $H(t_c)$ ,  $C_{\alpha\varepsilon}$  et  $t_0$  résolvable par approximations successives de  $t_0$  - que l'on pourra éventuellement assimiler à  $t_c$  suivant les remarques faites précédemment (§ 3.2.2.1.) :

$$[3.18] \quad \frac{\Delta w_0^1}{H(t_c)} = \frac{w(t_m^1) - w(t_m^0)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon} \log \frac{t_m^1 - t_0}{t_m^0 - t_0}$$

$$[3.19] \quad \frac{\Delta w_0^2}{H(t_c)} = \frac{w(t_m^2) - w(t_m^1)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon} \log \frac{t_m^2 - t_0}{t_m^1 - t_0}$$

$$[3.20] \quad \frac{\Delta w_0^2}{H(t_c)} = \frac{w(t_m^2) - w(t_m^0)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon} \log \frac{t_m^2 - t_0}{t_m^0 - t_0}$$

Au cas où  $t_c$  est connu (ou tout au moins estimé), la résolution du système précédent devient nettement plus aisée et l'on est capable de déterminer une valeur du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  (non unique toutefois puisque fonction de la valeur sélectionnée pour  $t_0$ ) en l'absence de valeur de  $H(t_c)$ . Cette rétro-analyse à partir du modèle de Sowers au moyen de 3 levés topographique seulement reste cependant schématique. En réalité, pour déterminer avec une assez bonne précision le coefficient de compression secondaire du déchet, des mesures en nombre supérieur et de surcroît réalisées sur une période de temps suffisamment longue sont requises.

#### 3.2.2.4. Application du modèle de Sowers à partir des taux de déformation

Une approche voisine a été présentée dans la littérature suivant une expression en taux de déformation avec pour objectif là encore l'évaluation du coefficient de compression secondaire global de Sowers (1973) :

$$[3.21] \quad m(t) = \frac{d\left(\frac{w(t)}{H(t_c)}\right)}{dt} = \frac{C_{\alpha\epsilon}}{t \cdot \ln 10} \cong \frac{0,434 \cdot C_{\alpha\epsilon}}{t}$$

Cette formulation (appelée équation d'atténuation) permet de s'affranchir du temps origine et de prévoir les tassements secondaires d'une colonne de déchet à partir de quelques levés topographiques. A l'inverse de la formulation classique du modèle de Sowers (1973), l'origine des temps et l'origine des tassements secondaires de la colonne n'intervient pas ici.

Comme précédemment, considérons au minimum trois levés (un levé initial puis deux levés supplémentaires) effectués à  $t_m^0$ ,  $t_m^1$  et  $t_m^2$ . Si  $t_x$  ( $> t_c$ ) est le temps écoulé (inconnu) depuis l'origine des temps  $t_0$  (également inconnue),  $\Delta w_0^1/H(t_c)$  et  $\Delta w_1^2/H(t_c)$  les déformations successives pendant les intervalles de temps  $\Delta t_1$  et  $\Delta t_2$  (entre les deux premiers et les deux seconds levés),  $t_{x1}$  et  $t_{x2}$  sont donnés par :

$$\frac{\Delta w_0^1}{H(t_c)} = m_1 \Delta t_1 \quad \text{et} \quad m_1 = \frac{C_{\alpha\epsilon}}{t_{x1} \cdot \ln 10} \quad \text{soit} \quad [3.22] \quad t_{x1} = \frac{1}{m_1} \frac{C_{\alpha\epsilon}}{\ln 10}$$

$$\frac{\Delta w_1^2}{H(t_c)} = m_2 \Delta t_2 \quad \text{et} \quad m_2 = \frac{C_{\alpha\epsilon}}{t_{x2} \cdot \ln 10} \quad \text{soit} \quad [3.23] \quad t_{x2} = \frac{1}{m_2} \frac{C_{\alpha\epsilon}}{\ln 10}$$

où  $m_1$  et  $m_2$  sont déterminés à partir du diagramme de tassement.

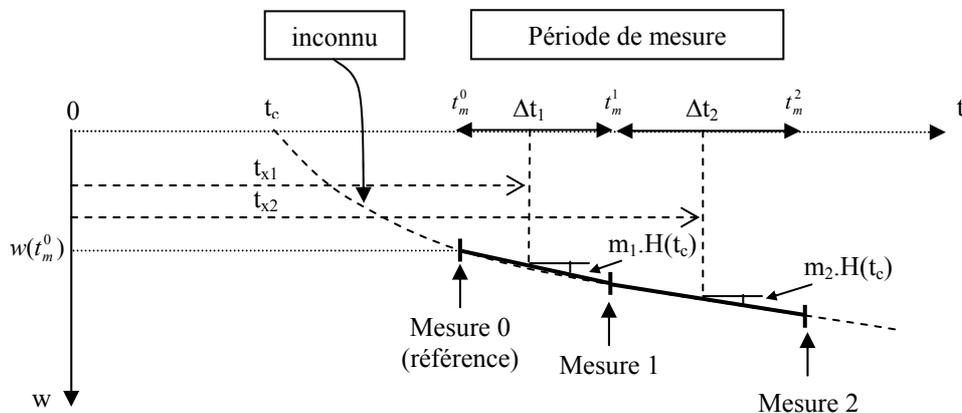


Figure 3.4 Notations utilisées pour l'application de l'équation d'atténuation

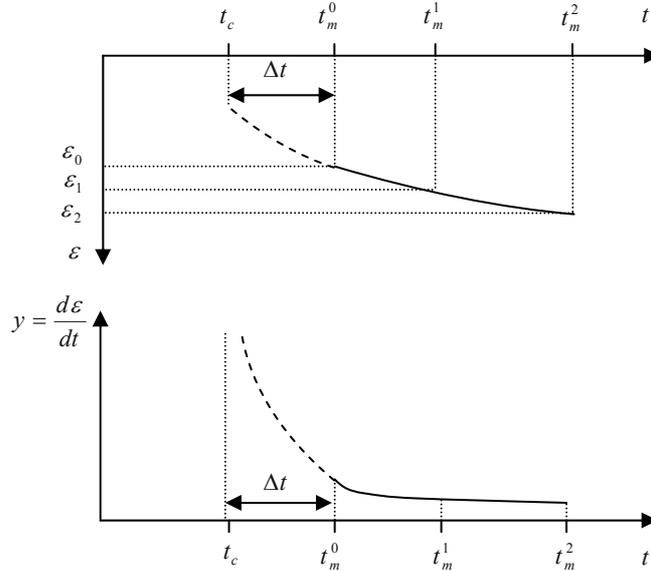
L'origine des temps étant inconnue, il en va de même de  $t_x$ . En revanche, on est en mesure de calculer  $t_{x2} - t_{x1}$ , temps entre deux mesures de la vitesse de déformation ( $m$ ) et par suite de déterminer une valeur de  $C_{\alpha\varepsilon}$  en combinant les équations [3.22] et [3.23].

$$[3.24] \quad C_{\alpha\varepsilon} = \ln 10. \frac{(t_{x2} - t_{x1})}{(1/m_2 - 1/m_1)}$$

En conclusion, il est possible de calculer une valeur de  $C_{\alpha\varepsilon}$  à partir de deux mesures de taux de déformation (ou autrement dit 3 levés topographiques) sans connaître l'origine des temps  $t_0$ . Cependant une approximation est faite sur la hauteur de la colonne  $H(t_c)$  dans la mesure où celle-ci est inconnue on doit l'approcher par  $H(t_m^0) = H(t_c) - w(t_m^0)$ , hauteur correspondante au levé topographique de référence (mesure 0). Par ailleurs, si  $t_m^0$ ,  $t_m^1$  et  $t_m^2$  correspondent à des temps trop rapprochés, l'incertitude demeure importante. Ainsi qu'expliqué précédemment (§ 3.2.2.3.), 3 levés topographiques se révèlent insuffisants dans la pratique. Une fois  $C_{\alpha\varepsilon}$  déterminé avec une assez bonne précision, on peut déterminer  $t_{x1}$  et  $t_{x2}$  et donc en déduire le temps de fin de construction.

A titre d'exemple, la méthodologie proposée par Coumoulos et Koryalos (1997) est rappelée ci-dessous. L'équation [3.21] est reconsidérée avec une origine des temps coïncidant avec le levé topographique initial à  $t_m^0$ , ce qui donne l'équation d'atténuation suivante :

$$[3.25] \quad m(t) = \frac{0,434C_{\alpha\varepsilon}}{\Delta t + t}$$



**Figure 3.5** Principe de la méthode de Coumoulos et Koryalos (1997)

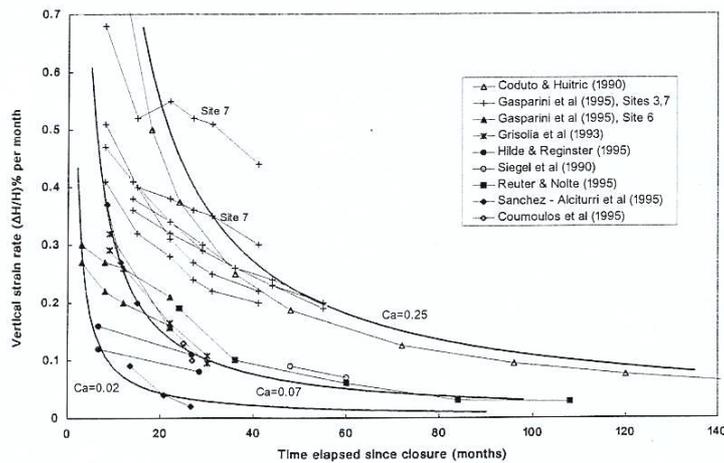
A partir de 3 levés topographiques effectués aux instants  $t_m^0 = 0$ ,  $t_m^1$  et  $t_m^2$ , on tire les valeurs suivantes de la courbe d'atténuation :

$$- \text{ Courbe d'atténuation à } t = \frac{t_m^1}{2} \quad [3.26] \quad y_1 = \frac{\varepsilon_1 - \varepsilon_0}{t_m^1 - t_m^0} = \frac{0,434C_{\alpha\varepsilon}}{\Delta t + \frac{t_m^1}{2}}$$

$$- \text{ Courbe d'atténuation à } t = \frac{t_m^2}{2} \quad [3.27] \quad y_2 = \frac{\varepsilon_2 - \varepsilon_0}{t_m^2 - t_m^0} = \frac{0,434C_{\alpha\varepsilon}}{\Delta t + \frac{t_m^2}{2}}$$

Le problème revient à résoudre le système à 2 inconnues ( $C_{\alpha\epsilon}$  et  $\Delta t$ ) composé des équations [3.26] et [3.27]. Une fois les 2 inconnues déterminées, il est alors possible de tracer l'hyperbole d'équation  $y(t) = \frac{0,434C_{\alpha\epsilon}}{\Delta t + t}$ .

Dans le but de valider leur méthode, Coumoulos et Koryalos (1997) ont analysé un certain nombre de données tirées de la littérature pour différents sites de stockage de déchet ménagers (Figure 3.6). Malheureusement, leur étude comprend un certain nombre de sites en pente ou marqués par des phases d'exploitation multiples avec des déchets de nature différente. Par ailleurs, on regrettera que les durées d'exploitation des colonnes étudiées n'aient pas été considérées, ne serait-ce qu'au stade de la discussion.

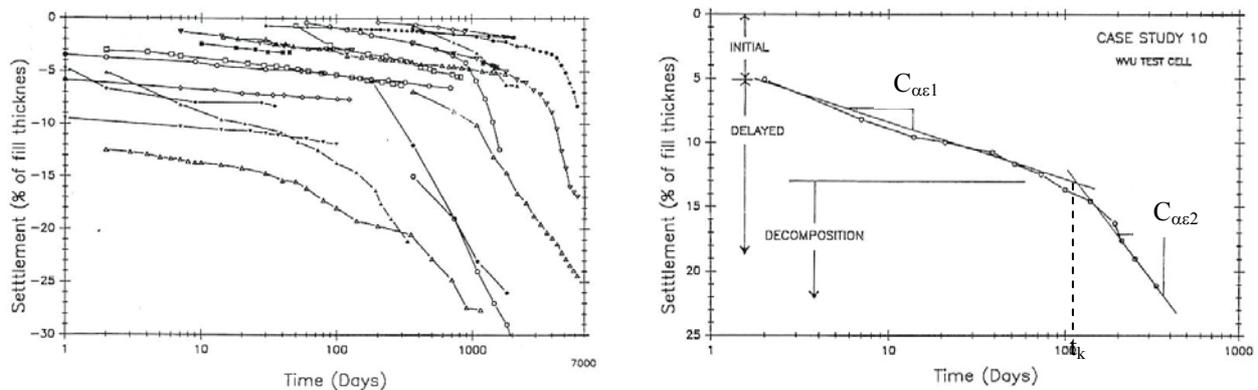


**Figure 3.6** Valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  (notées  $C_a$ ) déterminées par Coumoulos (1999) à partir de mesures de tassement de surface sur différents sites

### 3.2.3. Modèle de Bjarngard et Edgers (1990)

Dans le cadre d'un programme de recherche supporté par l'EPA ('Environment Protection Agency') aux Etats-Unis, Bjarngard et Edgers (1990) ont eu l'opportunité de suivre un ensemble de 22 sites de stockage de caractéristiques variées :

- déchets composés d'OM et/ou de DIB ;
- périodes d'exploitation de moins d'un an à quelque 24 ans ;
- hauteur de déchet comprise entre 1,5 m et 46 m.



**Figure 3.7** (a) Courbes de tassement relatif en fonction du temps relevées sur les 22 CSD (b) Allure 'type' des courbes de tassement relatif à double pente  $C_{\alpha\epsilon 1}$  et  $C_{\alpha\epsilon 2}$  (Bjarngard et Edgers, 1990)

Ces sites ont été instrumentés au cours de périodes comprises entre 35 jours et 6205 jours (17 ans !) pour une moyenne de 1 à 5 ans. Sur la Figure 3.7 ont été répertoriées les 22 courbes de tassement relatif en fonction du temps (sur échelle semi-logarithmique). Nonobstant les particularités (pourtant notables) des différents cas étudiés, Bjarngard et Edgers (1990) notent l'allure répétitive des courbes de tassement relatif caractérisées par 2 sections approximativement linéaires présentant des pentes différentes. Si dans approximativement la moitié des cas cette pente évolue effectivement à la hausse 200 à 4000 jours après la fin d'exploitation, notons toutefois que cette tendance est peu marquée voire absente dans les autres cas.

Face au constat d'une accélération des tassements au cours du temps, Bjarngard et Edgers (1990) ont déduit que la compression secondaire du déchet suivait schématiquement une loi de déformation logarithmique, non plus à 1 coefficient  $C_{\alpha\varepsilon}$  comme dans la loi de Sowers (1973), mais à 2 coefficients  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  et  $C_{\alpha\varepsilon 2}$  et ont proposé de subdiviser le tassement secondaire en deux phases successives de compression suivant la loi suivante (exprimée d'après nos propres notations) :

$$[3.28] \quad \frac{w_s(t)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon 1} \log \frac{t-t_0}{t_1-t_0} \text{ pour } t \leq t_k$$

$$[3.29] \quad \frac{w_s(t)}{H(t_c)} = C_{\alpha\varepsilon 1} \log \frac{t_k-t_0}{t_1-t_0} + C_{\alpha\varepsilon 2} \log \frac{t-t_0}{t_k-t_0} \text{ pour } t > t_k$$

où  $t_k$  correspond au temps critique coïncidant avec l'accélération du taux de déformation en fonction du logarithme du temps.

A partir des données étudiées, les auteurs déduisent deux gammes de compressibilité secondaire, à savoir  $0,003 < C_{\alpha\varepsilon 1} < 0,038$  et  $0,017 < C_{\alpha\varepsilon 2} < 0,51$ . Par ailleurs, quelques sites ont fait l'objet d'une phase de rechargement, ce qui a permis de déduire des valeurs du coefficient de compression primaire  $C_R$  (compris entre 0,12 et 0,25).

Bien que repris par bon nombres d'auteurs, ce modèle est pourtant basé sur un raisonnement erroné. L'augmentation observée du coefficient de compression secondaire traduit en effet bien plus la non-prise en compte par le modèle de l'historique d'exploitation détaillé de la colonne de déchet qu'une accélération réelle de la cinétique de tassement (§ 7.1.7). De plus, les paramètres  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  et  $t_k$  ne pouvant être déterminés par rétro-analyse qu'à partir d'un suivi topographique de durée supérieure à  $t_k$  (qui peut dépasser 10 ans), cela n'est pas sans poser de difficulté pratique. Or, dans les conditions actuelles, il n'est pas possible de présupposer une valeur de  $t_k$ .

Suivant une approche peu différente de celle de Bjarngard et Edgers (1990), Watts et Charles (1990) ont eu l'idée de définir deux paramètres  $\alpha_c$  (coefficient de fluage) et  $\alpha_b$  (coefficient de biodégradation) tous deux homogènes à des coefficients de compression secondaire (tel que défini par Sowers) et censés représenter respectivement le fluage mécanique (à court terme) et la compression liée à la biodégradation (à long terme). Considérant eux aussi l'équation générale du modèle de Sowers (1973) dérivée par rapport au temps:

$$[3.30] \quad \frac{d\varepsilon}{dt} = \frac{d[w(t)/H(t_c)]}{dt} = C_{\alpha\varepsilon} \frac{1}{t \ln 10} \cong \frac{C_{\alpha\varepsilon}}{2,303t}$$

ils définissent  $\alpha_c$  et  $\alpha_b$  à partir d'une seule et même formule appliquée à des intervalles de temps différents :

$$[3.31] \quad \alpha_c = \left( 2,303t \cdot \frac{\Delta\varepsilon}{\Delta t} \right)_{t < t_k}$$

$$[3.32] \quad \alpha_b = \left( 2,303t \cdot \frac{\Delta\varepsilon}{\Delta t} \right)_{t > t_k}$$

En l'absence d'intervalle clairement défini par les auteurs, un certain flou entoure la détermination de ces deux coefficients  $\alpha_c$  et  $\alpha_b$ . Dans la pratique, Watts et Charles (1999) calculent  $\alpha_c$  et  $\alpha_b$  après détermination géométrique de la pente de la courbe de déformation en fonction du temps ( $\Delta\varepsilon/\Delta t$ ) rapportée sur échelle semi-logarithmique. Compte tenu de la forme approximativement bi-linéaire des courbes de déformation prises en compte,  $\alpha_c$  et  $\alpha_b$  ont donc été tirées respectivement à gauche et à droite du coude mis en évidence par Bjarngard et Edgers (1990), ce qui nous amène à conclure que  $\alpha_c$  et  $\alpha_b$  équivalent grossièrement aux coefficients  $C_{\alpha\varepsilon 1}$  et  $C_{\alpha\varepsilon 2}$  introduits précédemment.

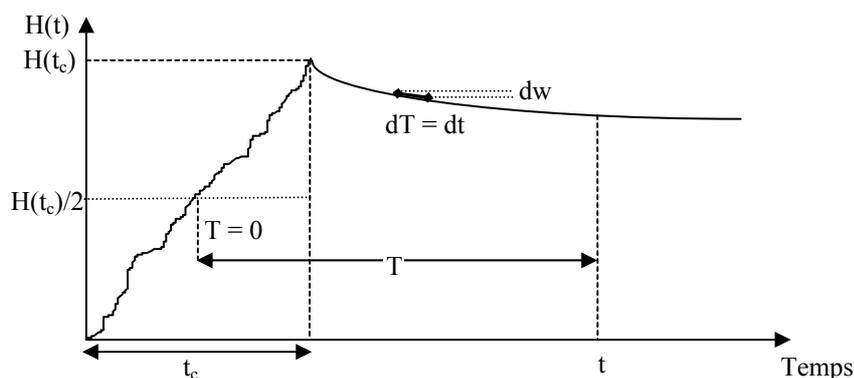
### 3.2.4. Modèle de Yen et Scanlon (1975)

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  $6,4 \text{ kN/m}^3$ . 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.

Comme précédemment avec l'approche de Coumoulos et Korialos (1997), la méthode proposée par Yen et Scanlon (1975) a consisté à observer l'évolution du taux de déformation ( $m$ ) pour chacun des sites en fonction du temps.

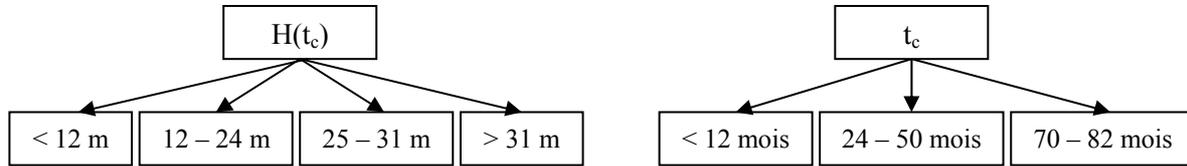
$$[3.33] \quad m = \frac{dw/H(t_c)}{dt}$$

Compte tenu des durées de construction ( $t_c$ ) généralement importantes, Yen et Scanlon (1975) ont introduit le paramètre temps de construction ( $t_c$ ) dans leur modèle sous la forme d'une échelle de temps relative ( $T$ ), dont l'origine est prise égale à la demi-période de construction ( $t_c/2$ ). Le temps écoulé entre l'origine des temps relative ( $T = 0$ ) et le temps de mesure considéré représente l'âge moyen de la colonne  $T$  égal à  $t - t_c/2$  (Figure 3.8).



**Figure 3.8** Définition de l'âge moyen de la colonne de déchet

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 :



Les auteurs déduisent de leurs observations un faisceau de courbes de forme générale :  $m = f[t, t_c, H(t_c)]$ . A l'intérieur de chacune des classes, une relation est proposée du type :

$$[3.34] \quad m = a - b \log T \quad \text{avec } T \text{ (mois)} > t_c/2$$

A hauteur de déchet  $H(t_c)$  et temps de construction  $t_c$  donnés, les paramètres  $a$  et  $b$  sont des constantes. Les taux de déformation sont donc supposés évoluer linéairement en fonction du logarithme du temps. En revanche, la dépendance de  $a$  et  $b$  vis-à-vis de la hauteur de déchet montre que la prise en compte globale du tassement de la colonne (hypothèse de Sowers) n'est qu'une approximation par rapport à la considération du comportement propre à chacune des couches élémentaires. Par ailleurs, l'utilisation de la variable de temps 'âge moyen' ( $T$ ) traduit le fait que le tassement post-exploitation est fonction de la vitesse de construction du dépôt : cette prise en compte d'un temps moyen reste cependant imparfaite. En effet, considérant le cas d'un casier à montée d'exploitation irrégulière – résultant soit de variations de la surface d'exploitation en fonction de l'altitude (casier évasé) ou encore de fluctuations des quantités de déchet stockés au cours du temps, on comprend que la demi durée de construction représentera assez mal l'âge moyen effectif de la colonne.

Par ailleurs, l'expression de ce modèle souffre d'une seconde faiblesse. Si l'on considère l'expression de la vitesse de déformation en fonction du temps, on remarque qu'au-delà d'un temps donné ( $T = t - t_c/2 = 10^{a/b}$ ), les tassements deviennent négatifs ce qui s'avère physiquement impossible. Dans la pratique, la prédiction doit donc être stoppée à  $T_{\text{ult}} = 10^{a/b}$ .

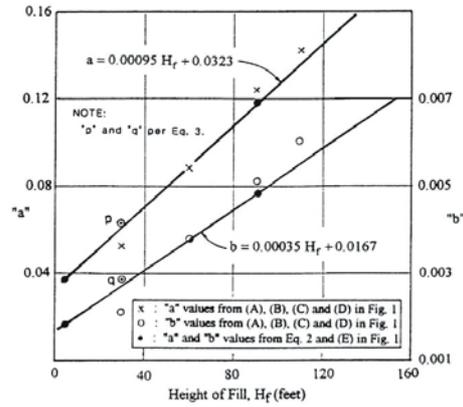
La formulation proposée par Yen et Scanlon (1975) peut en outre être comparée à l'équation [3.14] de Sowers (1973) exprimée sous sa forme différentielle (entre les instants  $t$  et  $t + dt$ ) suivant l'hypothèse courante  $(t_0, t_1) = (t_c, t_c + 1 \text{ mois})$ .

$$[3.35] \quad d\varepsilon = \varepsilon(t + dt) - \varepsilon(t) = C_{ae} \cdot \log \left[ \frac{(t + dt) - t_c}{t - t_c} \right]$$

On aboutit à la relation suivante avec  $m = d\varepsilon/dt$  (taux de tassement moyen sur la période considérée):

$$[3.36] \quad C_{ae} = m(t) \cdot \frac{dt}{\log \left[ \frac{(t + dt) - t_c}{t - t_c} \right]}$$

Cette dernière équation permet de déduire des valeurs du coefficient  $C_{ae}$  à partir des taux de déformation tirés du modèle de Yen et Scanlon (1975).



**Figure 3.9** Evaluation des coefficients a et b en fonction de  $H(t_c)$  (Sohn et Lee, 1994)

Reprenant les données de tassement de Yen et Scanlon (1975), Sohn et Lee (1994) considèrent que a et b ne dépendent en fait que de la hauteur  $H(t_c)$  de la colonne. a et b sont alors exprimés suivant les relations suivantes :

$$[3.37] \quad a = 0,00095 H(t_c) + 0,0323$$

$$[3.38] \quad b = 0,00035 H(t_c) + 0,0167$$

Les taux de tassement deviennent nuls après  $10^{a/b}$ , soit considérant les hauteurs  $H(t_c)$  des colonnes de déchet étudiées par Yen et Scanlon (1975), après 100 à 200 mois. A partir du présent modèle, on peut enfin déterminer le tassement post-exploitation  $w$  de la colonne en fonction du temps relatif  $T$  :

$$[3.39] \quad \frac{w(T)}{H(t_c)} = \int m \cdot dT = \int_{T=t_c/2}^T (a - b \log T) dT = T \left[ a - \frac{b}{\ln 10} (\ln T - 1) \right]_{T=t_c/2}^T$$

ce qui donne après intégration (en fonction du temps absolu  $t$  cette fois) :

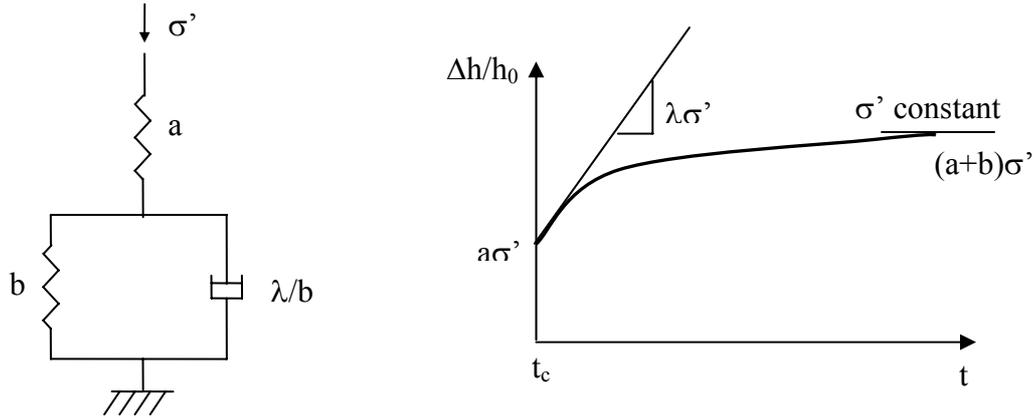
$$[3.40] \quad \frac{w(t)}{H(t_c)} = (t - t_c) \cdot \left[ a + \frac{b}{\ln 10} \right] + \frac{t_c}{2} \cdot \frac{b}{\ln 10} \cdot \ln \left( \frac{t_c}{2} \right) - \left( t - \frac{t_c}{2} \right) \cdot \frac{b}{\ln 10} \cdot \ln \left( t - \frac{t_c}{2} \right)$$

### 3.3. Modèles tirés de lois exponentielles

#### 3.3.1. Modèle de Gibson et Lo (1961)

Gibson et Lo (1961) ont proposé un modèle rhéologique représentatif à la fois des phases primaire et secondaire décrites pour les sols compressibles. La compression primaire du squelette (supposée instantanée) est représentée par un ressort de Hooke de compressibilité (a) indépendante de la contrainte de compression  $\sigma'$ .

La compression secondaire (fonction du temps) est représentée par un élément de Kelvin composé d'un ressort de Hooke de compressibilité (b) monté en parallèle avec un amortisseur de viscosité ( $\lambda/b$ ) (Figure 3.10). Lors de l'application d'une contrainte  $\sigma'$ , seul le ressort de Hooke (a) se comprime instantanément, la compression de l'élément de Kelvin étant retardée par la présence de l'amortisseur.



**Figure 3.10** Représentation du modèle rhéologique de Gibson et Lo (1961)

La relation contrainte effective - déformation développée par Gibson et Lo (1961) s'écrit sous la forme :

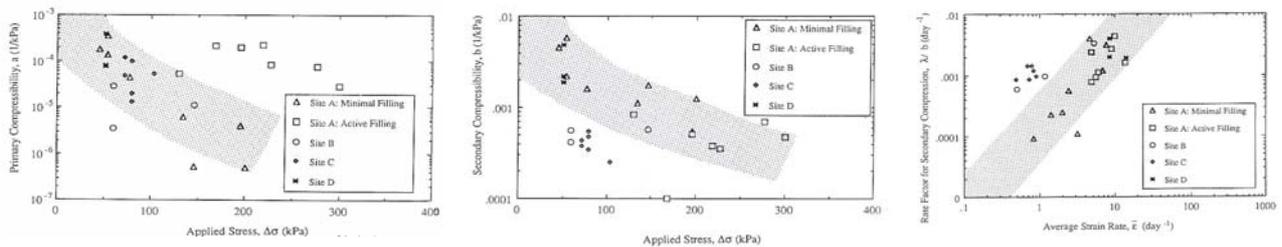
$$[3.41] \quad \varepsilon(t) = \frac{\Delta h(t)}{h_0} = \sigma' \left[ a + b(1 - e^{-\lambda/b(t-t_0)}) \right]$$

pour  $t > t_0$  (temps d'application de la charge effective  $\sigma'$ )

avec :

- a : coefficient de compression primaire équivalent à un module oedométrique  $E_s$  ( $\text{kPa}^{-1}$ )
- b : coefficient de compression secondaire ( $\text{kPa}^{-1}$ )
- $\lambda/b$  : taux de compression secondaire ( $\text{jour}^{-1}$ )

On notera que pour ce modèle la déformation de fluage est dépendante de la contrainte effective appliquée. Ce modèle a été introduit initialement pour être appliqué à des couches de sols fins d'épaisseur oedométrique. Toutefois, Edil et al. (1990) ont proposé une adaptation du modèle au matériau déchet. Ils donnent des gammes de valeurs pour les paramètres a, b (fonction de la contrainte) et  $\lambda/b$  (fonction du taux de déformation moyen), calculées à partir de mesures sur quatre sites de stockage déchets ménagers (Figure 3.11) :



**Figure 3.11** Valeurs de a et b et  $\lambda/b$  proposées par Edil et al. (1990) en fonction de la contrainte moyenne ( $\Delta\sigma$ ) et du taux de déformation moyen ( $\bar{\varepsilon}$ ).

Toutefois, compte tenu des incertitudes relatives à l'âge moyen et la saturation partielle des déchets ainsi qu'aux contraintes de compression, l'étude d'Edil et al. (1990) conclut que ce modèle fournit des résultats généralement moins satisfaisants que la loi puissance de fluage.

Les paramètres a et b peuvent également être déduits à partir d'observations. En effet,  $\sigma'a$  et  $\sigma'b$  correspondent respectivement à la déformation primaire et à la déformation secondaire de la colonne de déchet quand  $t \rightarrow \infty$ . Le tassement final est par conséquent donné par

$\Delta h_{\infty}/h_0 = \sigma' \cdot (a + b)$ . Considérant un dépôt ancien dont les déformations sont stabilisées, le paramètre  $b$  est donc accessible à condition de connaître la côte initiale du dépôt (en fin d'exploitation). Quant au coefficient  $a$ , il peut être déterminé à l'aide d'essais de chargement (court terme) en laboratoire.

Une autre méthode de résolution du système à 3 inconnues ( $a$ ,  $b$ ,  $\lambda$ ) a été proposée par Park et al. (2002) à partir de l'expression dérivée de la déformation du déchet par rapport au temps :

$$[3.42] \quad \frac{d\varepsilon(t)}{dt} = \sigma' \cdot \lambda \cdot e^{-(\lambda/b)t}$$

La méthode consiste à tracer  $d\varepsilon/dt = f(t)$  sur échelle semi-logarithmique.  $\lambda$  et  $b$  sont déterminés par résolution géométrique :

- Ordonnée à l'origine de la courbe :  $\sigma' \lambda$
- Pente de la courbe :  $-\frac{\lambda/b}{\ln 10}$

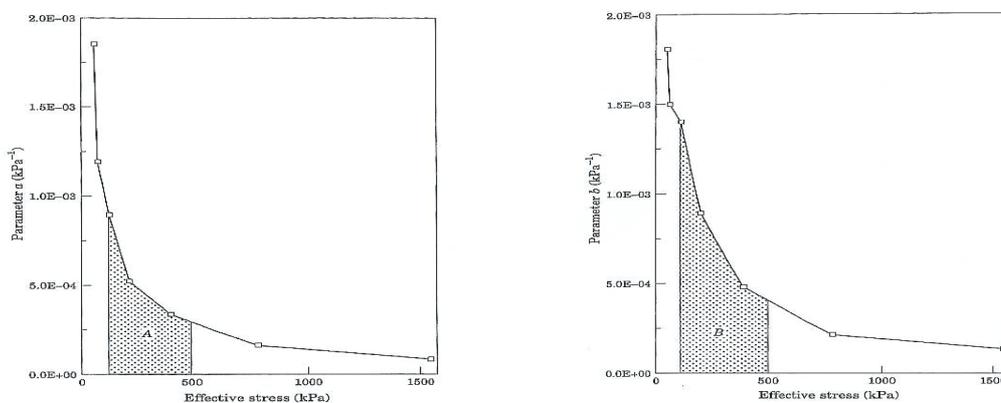
Enfin,  $a$  est calculé à partir de l'équation [3.41] en substituant le temps  $t_k$  correspondant à la fin de la compression primaire ce qui donne  $a = \varepsilon(t_k)/\sigma' - b \cdot [1 - e^{-(\lambda/b)t_k}]$

Considérant que la biodégradation constitue une composante majeure de la déformation à long terme, ce modèle rhéologique représente assez mal l'évolution physique du déchet. Par ailleurs, la prise en compte de l'accroissement de contrainte tend à surestimer l'effet du confinement sur la déformation secondaire.

Bleiker et al. (1995) ont proposé une approche similaire à partir du modèle de Gibson et Lo (1961) adapté par Edil (1990).

$$[3.43] \quad \varepsilon(t) = \sigma' [a + b(1 - e^{-k(t-t_0)})]$$

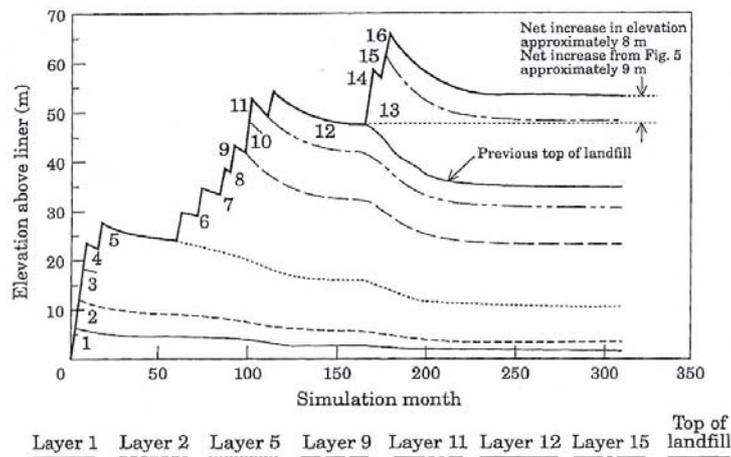
Toutefois, contrairement au modèle de Gibson et Lo (1961) pour lequel les valeurs de  $a$  et  $b$  sont constantes pour une classe de hauteur et de durée d'exploitation données, les valeurs des coefficients de compressibilité  $a$  et  $b$  proposés par Bleiker et al. (1995) décroissent en fonction de la contrainte appliquée (Figure 3.12). En conséquence, les vitesses de déformation deviennent de plus en plus faibles au fur et à mesure de l'augmentation des contraintes de chargement.



**Figure 3.12** Valeurs de  $a$  et  $b$  proposées par Rao (1977)

Bleiker et al. (1995) relèvent par ailleurs qu'une difficulté tient à la détermination du temps initial  $t_0$ . Ceci est un problème récurrent en géotechnique, la plupart des modèles supposant une application de charge instantanée ce qui est loin d'être le cas s'agissant de casiers de déchets. En

réponse à cette difficulté, ils supposent un principe d'évolution consiste à superposer les déformations pour chaque incrément de charge (Figure 3.13).

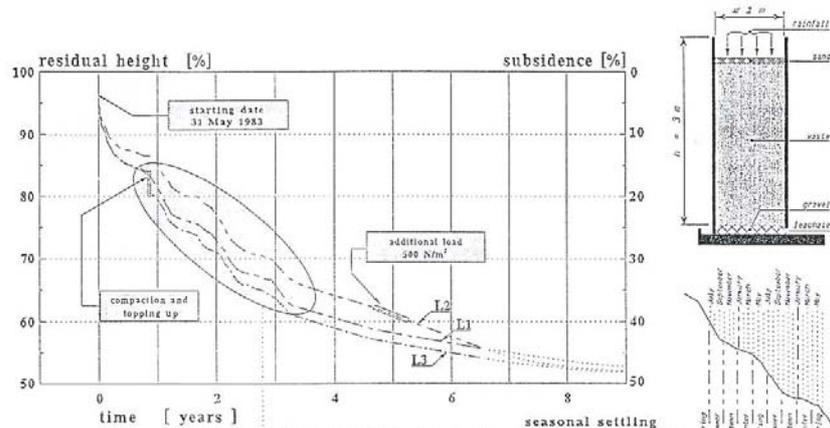


**Figure 3.13** Simulation du chargement couche par couche d'après le principe d'évolution de Bleiker et al. (1995)

Pour terminer, citons l'existence d'un autre modèle rhéologique (Zimmerman, 1972) présenté par El-Fadel et Houry (2000). Développé dans le but de modéliser la compression à long terme d'un déchet broyé à partir d'un élément de Kelvin (ressort + amortisseur en parallèle) combiné à un ressort et un amortisseur (tous deux non linéaires) en série. A ce stade de sophistication, l'expression analytique est d'une complexité trop grande (plus de 10 paramètres indépendants) pour que son application soit réalistement envisageable.

### 3.3.2. Modèle de Gandolla (1992)

Encore appelé loi exponentielle de fluage, ce modèle a été développé à la suite d'un programme d'essais prototype à partir de trois cuves cylindriques identiques (lysimètres L1, L2, L3 :  $\phi$  1 m ; h : 3 m) localisées sur le CSD de Sottoceneri (Suisse). Découpé avant essai, le déchet était essentiellement composé d'OM (60 % de constituants organiques). Sa teneur en eau (rapportée à la masse solide) équivaut à  $w_s = 55$  %, à quoi s'est ajouté 6,8 % de boue préalablement digérée pendant 1 mois. Le tout a été initialement soumis à une compression verticale de 57 kPa puis, comme l'indique la Figure 3.14, les lysimètres L2 et L3 ont subi un léger rechargement qui toutefois ne semble pas avoir modifié notablement la cinétique de tassement. Le suivi des trois cuves s'est prolongé pendant 6 ans (31/05/1983 → 28/11/1989). Du fait des variations de température et de pluviométrie (plus élevée en été), on observe une alternance de périodes de tassement accéléré puis ralenti en fonction des saisons (été / hiver).

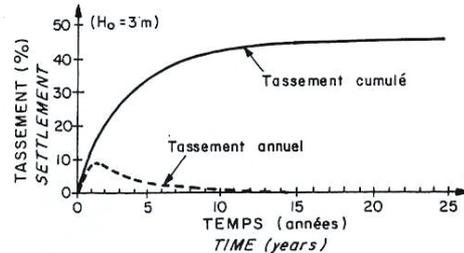


**Figure 3.14** Résultats des essais de compression suivis par Gandolla (1992)

Un des objectifs de l'étude consistait à établir une formule analytique susceptible de représenter l'évolution du tassement secondaire au cours du temps, en respectant les conditions initiales et finales des essais, à savoir un tassement nul au temps origine coïncidant avec la fin de la mise en place des déchets ( $t_c$ ) et au final tendant vers une valeur asymptotique. La courbe expérimentale obtenue est approchée par une fonction exponentielle décroissante du type :

$$[3.44] \quad \frac{\Delta h}{h_0} = a.(1 - e^{-k(t-t_c)})$$

où  $a$  et  $k$  sont des constantes respectivement égales à 0,4416 et 0,0077,  $t$  étant donné en mois.


**Figure 3.15** Expressions analytiques et graphiques de l'évolution du tassement d'après Gandolla et al. (1992)

Pour un temps infini, la déformation tend vers une valeur stabilisée équivalente au coefficient  $a$  (en l'occurrence 44,16 % de la hauteur initiale de déchet). Au regard des déformations généralement observées sur site (de 10 à 35 %), la valeur proposée par Gandolla et al. (1992) paraît excessivement élevée. Notons pour finir que ce modèle se distingue du modèle de Gibson et Lo (1961) par sa formulation ne faisant pas intervenir la contrainte appliquée.

### 3.3.3. Modèle d'Asaoka (1978)

L'évaluation de la hauteur de déchet initiale est un préalable à l'application des lois précédentes. Dans le cas d'anciennes décharges pour lesquelles la hauteur de déchet initiale et/ou l'historique d'exploitation restent inconnus, les méthodes de résolution géométrique en aveugle du type de celle proposée par Asaoka (1978) – ou encore Ling et al. (2001) (§ 3.4.2) – ont obtenu un certain succès ces dernières années auprès d'exploitants et bureaux d'études quelque peu découragés par le caractère complexe du comportement en tassement des déchets.

Asaoka (1978) a proposé une procédure de détermination géométrique du tassement final de sols compressibles. Cette méthode a été introduite en France par Magnan et Deroy (1980). Elle est fondée sur l'analyse des tassements observés à des intervalles de temps réguliers  $\{t_m^i = t_m^0 + i\Delta t\}_{i=1,2,\dots}$ . Ces tassements  $w_i = w(t_i)$  tirés de la courbe de compression discrétisée d'un sol (ou en l'occurrence d'un déchet) sont reportés sur le diagramme de la Figure 3.16 (b) sous la forme  $w_i = f(w_{i-1})$ .

Dans le cas de sols sableux, l'analyse de l'équation de consolidation unidimensionnelle de Terzaghi a montré que ces points sont alignés sur une droite de pente :

$$[3.45] \quad \beta_1 = -\frac{5}{12} H^2 \frac{\ln \beta_1}{\Delta t}$$

qui coupe la première bissectrice des axes de coordonnées en un point dont l'abscisse est égale au tassement primaire final  $w_\infty$  de la couche considérée.

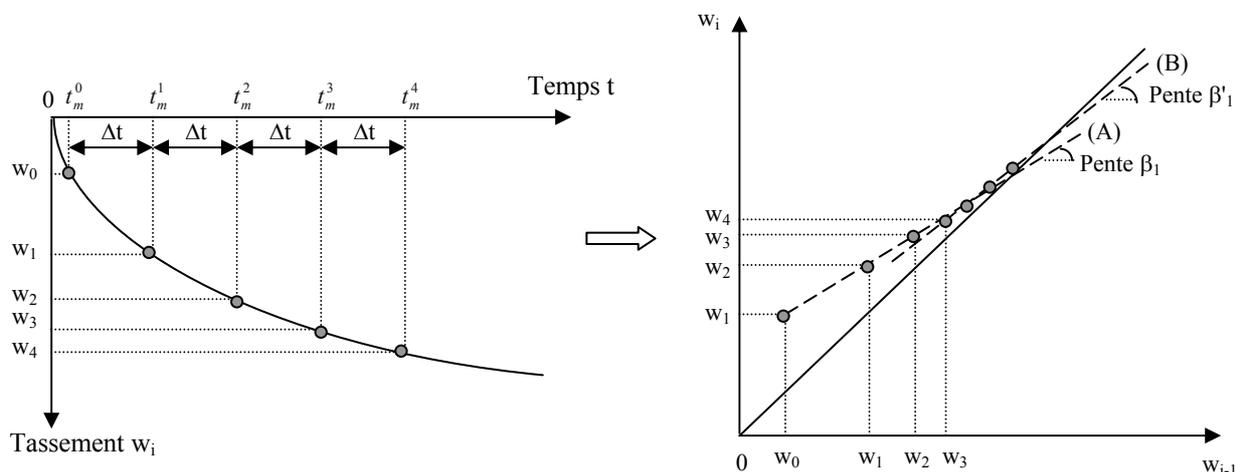
Dans le cas de sols ou déchets sujets au fluage, on trace deux droites (A) et (B) correspondant respectivement à la consolidation primaire et à la compression secondaire du matériau. La droite

(B) permet de déterminer graphiquement le tassement secondaire final  $\Delta w_\infty$  et la pente  $\beta'_1$ , paramètres constitutifs d'une loi de fluage exponentielle décroissante :

$$[3.46] \quad w(t) = w_\infty \cdot [1 - e^{(-\lambda t)}]$$

où

$$[3.47] \quad \lambda = -\frac{\ln \beta'_1}{\Delta t}$$



**Figure 3.16** (a) Discretisation de la courbe de compression du déchet (b) Construction géométrique d'Asaoka (1980)

En l'absence de surpressions interstitielles dans les déchets, on peut s'attendre à observer une phase de compression primaire très courte voire inexistante dans le cas d'un suivi topographique légèrement retardé après la fin d'exploitation. Dans le cas d'un chargement par étapes successives, plusieurs séries de droites (A) et (B), approximativement parallèles entre elles, peuvent être tracées. Dans la pratique, Asaoka (1978) préconise la sélection d'un intervalle de temps  $\Delta t$  compris entre 30 et 100 jours (1 à 3 mois). Toutefois, la méthode présente une restriction majeure qui tient à la nécessité de conserver des intervalles de temps égaux. Pour des raisons de contingences pratiques (calendrier du géomètre, imprévis), cette condition est en effet assez difficile à satisfaire sur une longue période de temps. Cela contraint alors l'utilisateur à interpoler les tassements mesurés aux intervalles réguliers ( $\Delta t$ ) sélectionnés avec les risques d'erreur que cela engendre.

### 3.4. Autres modèles tirés de lois courantes

#### 3.4.1. Modèle d'Edil (1990) : loi puissance

Aussi appelé loi puissance de fluage, le modèle d'Edil et al. (1990) exprime la déformation en fonction du temps (sous contrainte constante) sous la forme :

$$[3.48] \quad \frac{\Delta h}{h_0} = \sigma' \cdot m \cdot \left( \frac{t}{t_r} \right)^n$$

où :

- $\sigma'$  représente la contrainte de compression effective moyenne
- $t$  le temps écoulé depuis la fin du chargement

- $t_r$  un temps de référence introduit dans l'équation pour obtenir une expression adimensionnelle ( $t_r = 1$  jour en général)
- $m$  la compressibilité du déchet ( $\text{kPa}^{-1}$ )
- $n$  le taux de compression

Les coefficients  $m$  et  $n$  ont été évalués à partir d'observations de terrain du tassement de colonnes de déchet (pendant 1 à 3 ans). La constitution précise des déchets n'est pas précisée par les auteurs.

- En moyenne :  $m = 2,5 \cdot 10^{-5} \text{ kPa}^{-1}$   $n = 0,55$
- Pour des déchets âgés compactés :  $m = 3,4 \cdot 10^{-5} \text{ kPa}^{-1}$   $n = 0,37$
- Pour des déchets jeunes :  $m = 2,0 \cdot 10^{-5} \text{ kPa}^{-1}$  non stipulé

Remarquons que la fonction puissance de fluage tend à diverger, ce qui se traduit par une nette surestimation des tassements.

### 3.4.2. Modèle de Ling (1998) : loi hyperbolique

Partant du constat que la caractérisation physico-mécanique des déchets est difficile, Ling et al. (1998) adoptent une approche résolument empirique de prédiction des tassements. Une loi hyperbolique de fluage est proposée suivant la forme suivante :

$$[3.49] \quad \frac{\Delta w(t)}{H_0} = \frac{w(t) - w(t_m^0)}{H_0} = \frac{t - t_m^0}{\frac{H_0}{\rho_0} + \frac{H_0(t - t_m^0)}{\Delta w_{ult}}}$$

avec :

- $t_m^0$  : temps de début du suivi topographique ;
- $\Delta w(t)$  : tassement (correspondant à l'intervalle de temps de  $t_m^0$  à  $t$ ) ;
- $\rho_0$  : taux de tassement initial (i.e. quand  $t \cong t_m^0$ ) ;
- $\Delta w_{ult}$  : tassement ultime de la colonne de déchet de  $t_m^0$  au temps infini (i.e. quand  $t \rightarrow \infty$ ).

L'équation précédente peut aussi être exprimée sous la forme  $t - t_m^0 / \Delta w(t) = f(t)$  soit :

$$[3.50] \quad \frac{t - t_m^0}{\Delta w(t)} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t - t_m^0}{\Delta w_{ult}}$$

Le tracé de la courbe tirée de [3.50] fournit approximativement une droite dont la pente permet de déduire les valeurs de  $\rho_0$  et  $\Delta w_{ult}$ , respectivement égaux à l'inverse de l'ordonnée à l'origine de la courbe et l'inverse de la pente de la courbe. Le temps nécessaire pour atteindre 95 % du tassement ultime ( $\Delta w_f = 0,95 \cdot \Delta w_{ult}$ ) est par ailleurs égal à  $t_f = 19 \Delta w_{ult} / \rho_0$ .

Lorsque le suivi topographique est entrepris immédiatement après la pose de la couverture finale, l'expression du modèle s'écrit avec  $t_m^0 = t_c$  et  $\Delta w = w$ . Cependant, la caractéristique principale de ce modèle est d'être suffisamment flexible pour envisager des prédictions à partir de n'importe quel instant initial retardé après la fin d'exploitation (ce qui justifie l'expression générale du tassement sous la forme  $\Delta w$ ).

Exploitant les données tirées des sites de Sprada (Merz et Stone, 1962), Southeastern Wisconsin (Edil et al., 1991) et Meruelo (Sanchez-Alciturri et al., 1993a), Ling et al. (1998) ont comparé

l'application de leur modèle hyperbolique à deux autres fonctions empiriques, à savoir la fonction logarithme de fluage (Yen et al., 1975) et la fonction puissance de fluage (Edil et al., 1990). La comparaison des résultats tirés de cette étude justifie selon les auteurs de privilégier la loi hyperbolique de fluage vis-à-vis des deux fonctions empiriques précédentes.

### 3.4.3. Module de Baguelin (1999)

Baguelin (1999) propose une alternative à la méthode d'Asaoka (1978) permettant de prédire les tassements à partir d'un suivi topographique effectué à des intervalles de temps quelconques. Il a recours à une méthode semi-manuelle d'approximations successives aisément programmable sur tableur. Cette méthode est basée sur les 3 équations suivantes :

$$[3.51] \quad S_r^2 = \sum_{i=1}^{i=n} (w_i - F_i)^2 \quad (\text{somme des écarts quadratiques entre } w_i \text{ et } F_i)$$

où  $w_i$  représente le tassement effectivement mesuré au temps  $t_i$   
 $F_i$  est une approximation du tassement au temps  $t_i$   
 $n$  correspond au nombre de mesures de tassement effectué

avec :

$$[3.52] \quad F_i = a + b.X_i$$

et :

$$[3.53] \quad X_i = e^{-\frac{t_i}{c}}$$

Dans la pratique, on commence par fixer une valeur d'essai du paramètre  $c$  ( $c = c_1$ ) et de calculer les valeurs  $X_i$  correspondant à chacun des temps de mesure  $t_i$ . Les  $w_i$  sont alors portés sur un graphique en fonction des  $X_i$  et une régression linéaire est effectuée sur les  $n$  couples  $(X_i, w_i)$  permettant d'obtenir les valeurs des coefficients  $a$  et  $b$  et donc de calculer tous les  $F_i$ . Les valeurs à retenir des coefficients  $a$  et  $b$  sont celles qui minimisent  $S_r^2$  après avoir essayé un nombre suffisant de valeurs de  $c$  ( $c_2, c_3, \dots$ ).

Vanderkelen (2000) a testé la méthode Baguelin à partir des données de plusieurs sites de stockage en Belgique. D'après l'auteur, la méthode fournirait des résultats assez médiocres, à moins d'effectuer au préalable un tri sélectif des données (suivant quel critère ?).

## 3.5. Modèles biochimiques (ou biomécaniques)

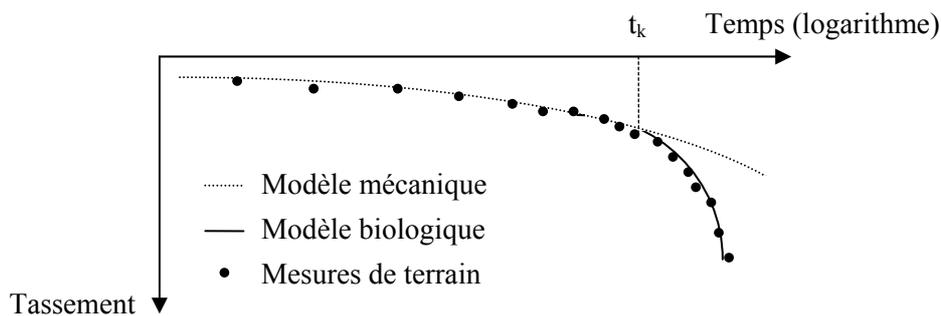
Les modèles biochimiques de prédiction des tassements biologiques se fondent sur l'hypothèse que le tassement est directement proportionnel à la quantité de composés solides solubilisés sous forme gazeuse ou liquide. La production de biogaz étant généralement exprimée suivant une cinétique de premier ordre, des expressions analogues sont donc proposées pour les tassements. Trois modèles ont été retenus à titre d'exemple [Edgers et al. (1992), Guasconi (1995) et Meissner (1996)] pour leur simplicité d'utilisation. A l'exception du modèle de Guasconi (1995), les modèles de prédiction précédents peuvent être décrits comme des 'modèles biomécaniques', la composante biochimique (à long terme) étant associée à une composante mécanique (à court terme) représentative du tassement primaire.

D'autres modèles du même type ont été proposés [Leonard et al. (2000), etc.] mais leur applicabilité est en question. Enfin, l'idée de développer une nouvelle génération de modèles intégrés (ou multi-phases) capables de coupler les tassements aux propriétés du milieu (déchet +

lixiviat) et à la production et au transfert de fluide (biogaz + lixiviat) a été suggérée par El Fadel et Khoury (2000) mais une telle approche reste à présent au stade conceptuel.

### 3.5.1. Module d'Edgers (1992)

Sur la base de l'étude de 22 des 24 sites de stockage préalablement introduits par Bjarngard et Edgers (1990) (§ 3.2.3), Edgers et al. (1992) ont proposé un modèle à deux composantes de tassement liées d'une part à la compression mécanique du squelette du déchet, d'autre part aux phénomènes de dégradation biologique (Figure 3.17). Les auteurs justifient leur approche par le fait que les formulations tirées par analogie de la mécanique des sols ne peuvent selon eux expliquer l'accélération du tassement souvent observée à long terme (sur échelle logarithmique) (voir § 3.2.3 et § 7.1.7 à ce sujet).



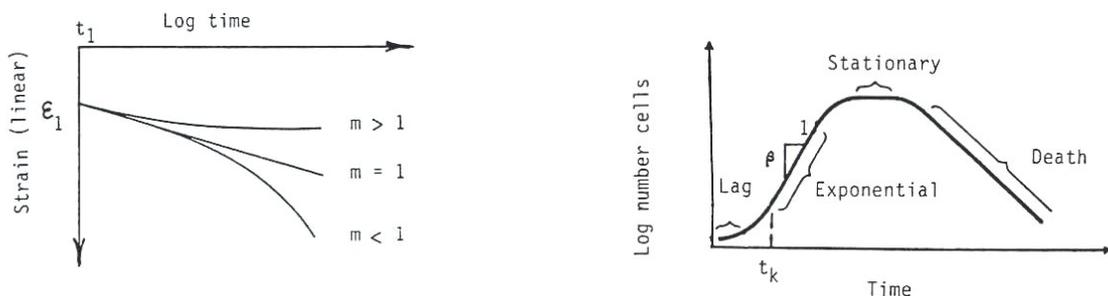
**Figure 3.17** Allure générale du tassement modélisé par Edgers et al. (1992)

➤ Composante mécanique (valable  $\forall t$ ) :

Tirée du modèle de Glasstone et al. (1941) à 3 paramètres ( $A$ ,  $\alpha$ ,  $m$ ), la composante mécanique du tassement est exprimée sous la forme suivante :

$$[3.54] \quad \varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + \frac{Ae^{\alpha\sigma_v}}{1-m} \left[ \left( \frac{t}{t_1} \right)^{1-m} - 1 \right] \text{ pour } m \neq 1$$

$$[3.55] \quad \varepsilon(t) = \varepsilon_1(t) + Ae^{\alpha\sigma_v} \cdot t_1 \cdot \ln \left( \frac{t}{t_1} \right) \text{ pour } m = 1$$



**Figure 3.18** Allure des courbes de fluage mécanique et de croissance bactérienne (Edgers et al., 1992)

➤ Composante biochimique (valable à partir de  $t_k$ ) :

Cette composante est supposée négligeable jusqu'à un temps critique  $t_k$ . La déformation est exprimée comme une fonction directe du nombre de bactéries à travers l'expression suivante :

$$[3.56] \quad \varepsilon_{bio}(t) = B \cdot [e^{\beta \cdot (t-t_k)} - 1]$$

fonction de 3 paramètres B,  $\beta$  et  $t_k$ , où

- $\beta$ , évalué entre 0,1223/an et 1,267/an à partir de données expérimentales, représente une valeur moyenne de l'activité biologique des micro-organismes présents dans le déchet
- B représente un facteur d'échelle permettant de relier le tassement biochimique et la cinétique de croissance des bactéries.

La modélisation biochimique tient compte essentiellement des hypothèses suivantes :

- les effets de la décomposition sont peu importants jusqu'à un temps critique  $t_k$  à partir duquel le taux de tassement tendrait à augmenter. Ce retard correspond à la phase d'adaptation des bactéries au milieu ;
- la décomposition et la production de biogaz associée sont caractérisées par une phase de croissance exponentielle des bactéries ;
- le tassement est directement proportionnel à la multiplication du nombre de bactéries dans le déchet.

Bien que différent du modèle de Bjarngard et Edgers (1990), le modèle d'Edgers et al. (1992) souffre de la même faiblesse que le modèle précédent, à savoir l'intervention d'un paramètre de temps critique  $t_k$  dont la détermination demeure pour le moins problématique.

### 3.5.2. Modèle de Guasconi (1995)

Le modèle développé par Guasconi (1995) au New Jersey Institute of Technology (NJIT) comporte la particularité de schématiser la biodégradation en 2 phases successives :

- une première phase d'une dizaine d'année (à partir du début d'exploitation d'un casier) au cours de laquelle la production annuelle de biogaz est supposée linéairement croissante :

$$[3.57] \quad q = \frac{at}{T} \quad (0 \leq t \leq T)$$

avec :

- q : production annuelle de biogaz ( $m^3 / m^3$  de déchet / an)
- a : production moyenne annuelle de gaz jusqu'au temps T
- T : durée totale de la phase initiale (années)

- une seconde phase de dégradation d'une durée moyenne de 30 ans au cours de laquelle la production annuelle de biogaz décroît suivant une fonction exponentielle inverse :

$$[3.58] \quad q' = a \cdot e^{-k(t-T)} \quad (t \geq T)$$

avec :

- $q'$  : production annuelle de biogaz ( $m^3 / m^3$  de déchet / an)
- k : constante

La primitive de  $q''(t) = q(t) + q'(t)$  par rapport au temps représente la production totale de biogaz (V) par  $m^3$  de déchet au temps  $t > T$  :

$$[3.59] \quad V = (aT / 2) + a / k \cdot (1 - e^{-k(t-T)})$$

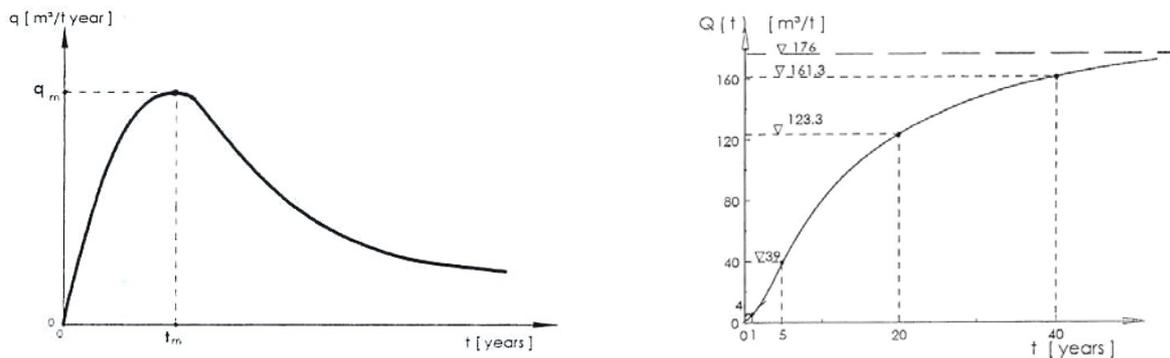
Le potentiel de dégradation final (pourcentage de matière réellement dégradable, convertissable en biogaz) est estimé au moyen d'essais sur échantillons de déchet reconstitués supposés représentatifs du déchet réel (détermination des paramètres a et k). Considérant les valeurs ainsi

déterminées par Guasconi (1995), il est obtenu une production de biogaz équivalente à 95 % de la production totale à l'issue des 2 phases (soit après  $10 + 30 = 40$  ans) et une déformation ultime voisine de 19,7 % (en l'absence d'incrément de charge).

### 3.5.3. Module de Meissner (1996)

Meissner (1996) propose un autre modèle de tassement divisé en deux composantes :

- une composante équivalente au tassement instantané exprimé en fonction du module de rigidité sécant  $E_s$  (§ 2.4.3) ;
- une composante de bio-consolidation illustrée sur la Figure 3.19.



**Figure 3.19** Courbes de production de biogaz d'après Meissner (1996) (a) débit instantané  $q$  (b) quantité cumulée  $Q$

La courbe de production de biogaz est approchée au moyen de la formule suivante :

$$[3.60] \quad q(t) = a \cdot (1 - e^{-\tau_1}) \cdot e^{-\tau_2}$$

avec  $\tau_1 = t/a_1$ ,  $\tau_2 = t/a_2$ ,  $a = 12 \text{ m}^3 / \text{tonne} / \text{an}$ ,  $a_1 = 1,1$  année et  $a_2 = 15,7$  années

Le pic de production de biogaz est ainsi prédit au temps  $t_m = 3$  ans et le débit maximum correspondant représente  $9,3 \text{ m}^3 / \text{tonne} / \text{an}$ .

La primitive de [3.60] par rapport au temps représente la production totale de biogaz  $Q$  ( $\text{m}^3 / \text{tonne}$ ) au temps  $t$  :

$$[3.61] \quad Q(t) = 12 \cdot (-15,7 + 1,03 \cdot e^{-\tau_1}) \cdot e^{-\tau_2} + 176$$

La quantité de biogaz produite après un temps infini équivaut à  $176 \text{ m}^3 / \text{tonne}$  de déchet frais. Environ 22 % du biogaz est par ailleurs produit au cours des 5 premières années ou encore 92 % pendant les 40 premières années.

Enfin, le tassement lié à la bio-consolidation est exprimé comme suit :

$$[3.62] \quad w(t) = p \cdot Q(t)$$

où  $p$  représente un facteur de proportionnalité à déterminer.

L'hypothèse retenue par les auteurs est celle d'une déformation de la couche de déchet de 20 % (rapportée à sa hauteur après consolidation primaire) à 40 ans. On tire ainsi :

$$[3.63] \quad \varepsilon(t) = 0,015 \cdot [e^{-(\tau_1 + \tau_2)} - 15,3 \cdot e^{-\tau_2} + 14,3]$$

### 3.6. Modèle Incrémental de Prédiction des Tassements (ISPM)

#### 3.6.1. Origine de la proposition d'un nouveau modèle

En règle générale, les tassements sont mesurés en couverture de stockage et les modèles de prédiction sont appliqués conventionnellement à l'échelle de la colonne de déchet, sans prise en compte de l'historique d'exploitation. Ceci correspond à une simplification grossière dont l'influence n'a jamais été quantifiée. Il nous a paru important de montrer ce que ce manque de rigueur dans l'extrapolation de modèles pour la plupart tirés de la mécanique des sols (et par conséquent strictement applicables à des couches élémentaires) à des colonnes de déchet entraîne comme dérive des coefficients de compressibilité.

Par analogie avec le tassement des sols, le tassement des déchets a généralement été décomposé en deux phases successives : une première phase liée aux surcharges appliquées et une seconde phase liée aux dégradations biochimiques. Ces phases sont généralement considérées comme distinctes et se succédant dans le temps pour des facilités de modélisation. Or, à l'évidence, ces différentes phases de tassement ne se succèdent pas mais leurs actions se chevauchent. Pour ne considérer que la biodégradation, il est évident que celle-ci débute dès la mise en dépôt et non à la fin de la construction du casier considéré.

Des tentatives de prise en compte de l'historique de stockage des déchets ont toutefois été amorcées au cours des dernières années.

Morris et Woods (1990) ont développé sur la base des équations de Sowers un programme informatique (SETT 87) en langage Fortran permettant le calcul des composantes primaire et secondaire du tassement par sommation des tassements des couches discrétisées. Bien que cet algorithme préfigure dans sa démarche le modèle incrémental ISPM développé ci-après, le modèle de Morris et Woods (1990) n'en reste pas moins un modèle global compte tenu que l'historique d'exploitation n'est pas pris en compte dans l'expression du tassement secondaire des différentes couches. Par ailleurs, il souffre d'une autre faiblesse, d'ordre pratique cette fois : la détermination du coefficient de compression secondaire n'est pas envisagée par rétro-analyse à partir de données de terrain. Sa valeur est fixée arbitrairement par le modélisateur ou à partir de l'indice des vides, paramètre systématiquement méconnu pour un matériau tel qu'un déchet.

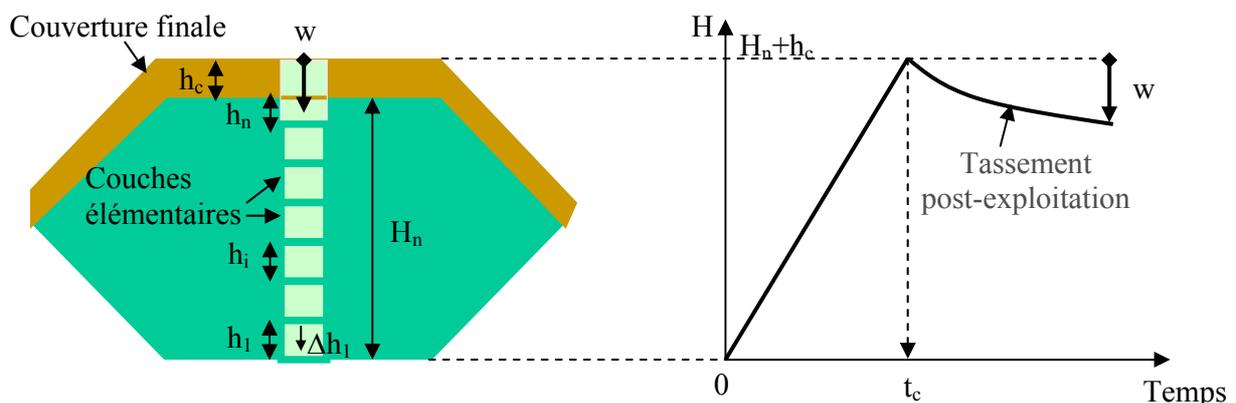
Par ailleurs, Bouazza et Pump (1997) ont présenté un logiciel (FILLS) développé au sein du bureau d'ingénierie AGC Woodward-Clyde (Australie). S'appuyant sur un maillage carré de 30 à 100 m de côté, ce programme rédigé en langage Visual Basic permet d'obtenir une projection couche par couche, casier par casier, du remplissage d'un site. Les résultats (sous la forme de 2 fichiers) incluent l'évolution des contraintes verticales, du tassement, de la porosité et du poids volumique au cours du temps. Plus largement, la capacité de stockage et le phasage de remplissage du site sont estimés sur la base des tonnages estimés. Comme précédemment, cet algorithme fonctionne sur la base d'une approche globale identique à celle de Sowers et ne permet pas à l'utilisateur de déterminer la valeur du coefficient de compression secondaire par rétro-analyse à l'issue d'une période de suivi topographique initiale –  $C_{\alpha\varepsilon}$  étant au contraire

prédéfini par l'utilisateur. Enfin, il n'offre pas la possibilité de modéliser l'expansion verticale d'un ancien casier.

Suivant une approche différente, Bleiker et al. (1995) ont suggéré une évolution du modèle de Gibson et Lo (1961) suivant une approche d'inspiration incrémentale en superposant les déformations couche par couche (§ 3.3.1.). La même année, Van Meerten et al. (1995) ont proposé un modèle de tassement complexe basé sur la théorie des isotaches contrainte – volume. Si le modèle intègre bien le temps de construction de la colonne de déchets, la construction est implicitement supposée linéaire en l'absence de discrétisation par couche. Par ailleurs, l'incrément de charge est également moyenné pour l'ensemble de la colonne en l'absence de réelle discrétisation. Dans sa version ultime (Van Meerten et al., 1997), une prise en compte de l'historique détaillé du matériau serait toutefois possible. Mais en tout état de cause, ce modèle incluant trois paramètres de compressibilité et deux paramètres de hauteur (hauteur 'virtuelle' de déchet non comprimé en cours de construction et hauteur en fin de construction), à quoi s'ajoute un facteur d'échelle déterminé à partir du taux de déformation initial de la colonne ne nous semble pas utilisable dans la pratique.

Pour terminer avec cette brève rétrospective historique, rappelons que cette idée de discrétisation de la colonne de déchet en couches élémentaires (avec pour objectif la prise en compte de l'histoire du matériau) a aussi été suggérée par Green et Jamnejad (1997).

C'est dans ce contexte que le modèle incrémental de prédiction des tassements ('ISPM' suivant l'abréviation de 'Incremental Settlement Prediction Model') a été introduit par Gourc et al. (1999) avant d'être développé par Thomas (2000) et Olivier et al. [(2003a), (2003c)]. Basé sur l'empilement de couches élémentaires de déchet conduisant à la formation de la hauteur totale du dépôt (colonne), cet algorithme intègre le comportement en tassement primaire et secondaire de chacune des couches élémentaires constituant la colonne. A chaque couche sont affectés des paramètres de comportement intrinsèques et le comportement de chaque couche est étudié individuellement en fonction de l'évolution de la surcharge et du temps.



**Figure 3.20** Illustration de la discrétisation d'un casier de stockage en couche élémentaires

### 3.6.2. Terminologie spécifique au modèle ISPM

Le remplissage d'un casier de déchet s'effectue typiquement sur une durée de plusieurs mois à plusieurs années. Les déchets sont mis en place par couches successives compactées et parfois séparées par des couvertures périodiques. Un dépôt de déchet est donc constitué de sous-couches de déchet d'âge et d'histoire différents. Le comportement mécanique de l'ensemble du dépôt doit donc être envisagé en fonction du comportement propre de chacune des sous-couches.

L'originalité de la présente étude nous a contraint à définir une terminologie plus rigoureuse que celle habituellement utilisée dans ce domaine.

➤ Couche élémentaire de déchet :

On appelle 'couche élémentaire' ou encore 'sous couche' une couche d'épaisseur  $h_i$  (généralement comprise entre 50 cm et 2 m) représentative de l'épaisseur de déchet mise en place et compactée en une seule opération lors de l'exploitation d'un casier. Les couvertures intermédiaires éventuellement intercalées entre les couches élémentaires de déchet ne sont pas dissociées de celui-ci. La subdivision en couches élémentaires permet de distinguer le comportement du déchet en fonction de ses caractéristiques propres (âge, surcharge et éventuellement nature). Les paramètres relatifs à l'épaisseur des couches varient en fonction de la surcharge et du temps. Nous y reviendrons un peu plus loin.

➤ Colonne de déchet :

On appelle 'colonne' de déchet de hauteur  $H_n$  un empilement de  $n$  'couches élémentaires' d'épaisseur  $h_i$ .

➤ Tassement :

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  $\Delta h_i$ . A  $\Delta h_i$  correspondent les composantes primaire et secondaire du tassement  $\Delta h_i^p$  et  $\Delta h_i^s$ . Elles correspondent à la réduction d'épaisseur par rapport à l'épaisseur initiale  $(h_i)_0$  obtenue après mise en place et compactage de la couche considérée. Les composantes primaire et secondaire du tassement (de surface) d'une 'colonne' de déchet sont notées  $w_n^p$  et  $w_n^s$ . Nous appellerons  $w$  le tassement de surface post-exploitation mesuré à partir de la pose de la couverture finale et  $\Delta w$  le tassement de surface mesuré à partir d'un temps retardé par rapport à la fin d'exploitation.

➤ Déformation :

La comparaison des données de tassement pour des épaisseurs de déchet différentes nous amène parfois à traiter les données sous forme de tassement relatif. On appellera donc 'déformation'  $\varepsilon$  le tassement d'un horizon de déchet rapporté à sa hauteur de référence. A l'échelle d'une couche élémentaire, cette hauteur de référence correspond à l'épaisseur initiale de déchet  $h_0$  (après compactage). Dans le cas d'une colonne de déchet, on considèrera sa hauteur en fin de construction, généralement après la pose de la couverture finale (ou exceptionnellement avant).

➤ Temps :

L'origine des temps ( $t = 0$ ) coïncide, pour chaque dépôt, avec la date de début de construction de la colonne (i.e. mise en place des premiers déchets).  $\tau_i$  renvoie au temps de construction d'une couche d'indice  $i$  et  $\tau_{ri}$  au temps d'arrêt d'exploitation susceptible d'intervenir à l'issue de la construction de la couche  $i$ .  $t_i$  correspond au temps de construction d'une colonne composée de  $i$  couches. Enfin,  $\tau_c$  représente le temps de construction de la couverture finale et  $t_c$  le temps nécessaire à l'édification de la colonne complète (déchet + couverture).

### 3.6.3. Hypothèses du modèle ISPM

L'extension de l'application des modèles de tassement (rigoureusement applicables à un échantillon de sol ou par analogie à une couche élémentaire de déchet) à des colonnes multi-métriques comporte un certain nombre de difficultés généralement passées sous silence dans la

littérature. Celles-ci vont être explicitées à partir du modèle de tassement de Terzaghi (§ 3.2.1.) mais peuvent être transposées aux autres modèles de tassement.

Assimilant une colonne de déchet à une superposition de  $n$  couches horizontales, le modèle ISPM fonctionne à partir des hypothèses générales suivantes :

➤ Géométrie de stockage :

- La colonne de déchet est supposée située hors de la zone d'influence des bords du casier et sa hauteur est faible en comparaison de sa largeur de sorte que les déplacements horizontaux peuvent être négligés.

➤ Matériau déchet :

- Les hauteurs initiales  $h_0$  et les poids volumiques initiaux  $\gamma_0$  après mise en place (compactage inclus) sont identiques pour chacune des couches.
- Le déchet est supposé non saturé à tout instant de sorte que les contraintes effectives  $\sigma'$  sont équivalentes aux contraintes totales  $\sigma$  et qu'il n'est pas utile d'introduire le coefficient de consolidation  $C_v$ .
- Pour cette étude, nous considérerons que la dégradation aboutit à une perte de masse totale (fluide compris) négligeable sur la période d'étude et qu'elle n'influe donc pas sur l'évolution du poids volumique des déchets.

➤ Compactage :

- Le compactage est supposé n'affecter que la couche supérieure de déchet du fait de la rapide dispersion latérale des contraintes avec la profondeur.
- La contrainte de préconsolidation du déchet résultant du compactage est supposée identique pour toutes les couches de déchet ( $\sigma_{ci} = \sigma_c = \text{constante}$ ). Elle a été estimée voisine de 40 kPa pour les compacteurs à pied de mouton courants [Thomas (2000) ; Olivier (§ 2.4.2 et § 5.4.5)]. La confirmation de cette estimation mériterait cependant une étude plus approfondie.
- Le tassement immédiat relatif à l'épandage et au compactage des déchets (immédiatement après déversement) n'est pas pris en compte dans la modélisation des tassements. Cela se traduit par la prise en compte d'un poids volumique initial  $\gamma_0$  déterminé après compactage.

➤ Sol et couvertures :

- Dans le cas de sites partiellement en excavation, le sol de fondation surconsolidé du fait de la perte de poids du sol excavé ne sera pratiquement pas sujet au tassement tant que la surcharge provenant du déchet restera inférieure au poids excavé. Dans notre étude, le tassement du sol de fondation sera, sauf indication contraire, toujours considéré comme négligeable.
- Bien que les couvertures journalières / intermédiaires puissent représenter jusqu'à 20 à 25 % de la masse totale stockée (notamment aux Etats-Unis, bien moins en France), il est sans doute erroné d'imaginer les couches de terre s'intercalant entre les couches de déchet. Au contraire, les couvertures en terre ont tendance à migrer au sein du déchet si bien qu'il est illusoire de les distinguer de ce dernier (Morris et Wood, 1990). Pour cette raison, nous ne considérerons pas spécifiquement ces couches de terre dans notre modélisation. En revanche, la quantité de terre ajoutée au déchet (hors couverture finale) est comptabilisée en vue d'une prise en compte qualitative au stade de l'analyse de la compressibilité du matériau.
- La couverture finale de poids volumique  $\gamma_c$  et d'épaisseur  $h_c$  est supposée incompressible à tout instant.

Remarque liminaire : Dans l'ensemble de cette étude, nous considérerons que les contraintes verticales de compression  $\sigma$  sont positives (convention habituelle en mécanique des sols) de même que les tassements ( $\Delta h$ ,  $w$ ) vers le bas, les déformations en contraction ou encore les diminutions d'indice des vides  $\Delta e$ .

### 3.6.4. Equations fondamentales du modèle ISPM

L'étude bibliographique effectuée nous a amené à retenir pour l'interprétation de nos propres résultats de recherche deux phases de comportement en tassement. Nous ne considérerons pas le tassement dit 'instantané' car il n'est pas défini d'une manière qui permette de le dissocier de la phase primaire. Il sera donc considéré comme inclus dans le tassement primaire, à l'exception du tassement résultant directement de l'épandage et du compactage des déchets qui n'est pas comptabilisé (l'épaisseur initiale  $h_0$  et le poids volumique  $\gamma_0$  d'une couche élémentaire de déchet étant tous deux définies après compactage).

Mis à part la phase initiale d'épandage et de compactage des déchets, l'histoire d'une couche élémentaire comprend 2 phases :

- une phase de compression sous le poids propre des couches élémentaires sus-jacentes au cours de laquelle tassement primaire et tassement secondaire se superposent ;
- une phase de compression dite de 'post-exploitation' à charge constante – si l'on exclut toutefois les variations de masse relatives à la biodégradation et à l'évolution de la teneur eau – au cours de laquelle seuls ont lieu des tassements secondaires.

Les tassements primaire et secondaire sont définis de la manière suivante :

#### ➤ Tassement primaire :

Le tassement primaire résulte des actions mécaniques et est directement lié à l'application d'une surcharge. Le délai de réaction du matériau ne peut pas être imputé aux dissipations des surpressions d'eau dans le cas du déchet car celui-ci n'est généralement pas saturé. En revanche, il peut être attribué d'une part à la dissipation des surpressions d'air contenues dans les macropores du déchet et d'autre part aux réarrangements importants de la structure des matériaux.

D'une manière générale, nous considérerons dans cette étude le temps de tassement primaire comme très court, à savoir :

- dans le cas de l'exploitation d'un casier de CSD, le tassement primaire d'une couche de déchet est supposé achevé à la fin d'exploitation de la dite couche (temps  $\tau_i$ ) ;
- dans le cas d'essais de laboratoire sur des échantillons de déchet d'épaisseur métrique, la fin du tassement primaire sera déterminée à partir du coude de la courbe  $\Delta h = f(t)$ . Le temps  $t_1$  correspondant à la fin du tassement primaire variera en général de quelques minutes à quelques heures après l'application du dernier incrément de charge (§ 4.3.5).

Le tassement primaire de la couche d'indice  $i$  est décrit par analogie avec la théorie de Terzaghi (Figure 3.2) développée en mécanique des sols comme suit (en contraintes totales) :

$$[3.64] \quad \frac{\Delta h_i^p}{h_0} = C_S^* \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_0} \text{ en phase surconsolidée } (\sigma_0 \leq \sigma_i \leq \sigma_c) \text{ avec } C_S^* \cong 0$$

$$[3.65] \quad \frac{\Delta h_i^p}{h_0} = C_R^* \cdot \log \frac{\sigma_i}{\sigma_c} \text{ en phase normalement consolidée } (\sigma_i > \sigma_c)$$

Le déchet surconsolidé est supposé insensible à la surcharge (tassement nul).  $C_R^*$  représente le coefficient de compression primaire ‘intrinsèque’ du déchet que l’on distinguera du coefficient  $C_R$  déduit directement de l’application de la formule à une colonne. La contrainte  $\sigma_i$  correspond à la contrainte appliquée au sommet de la couche  $i$  (sur une facette horizontale). Elle résulte du poids des couches de déchet sus-jacentes (et éventuellement de la couverture finale) de la colonne.

➤ Tassement secondaire :

Le tassement secondaire est supposé indépendant de la charge et fonction uniquement du temps. Le tassement secondaire de la couche d’indice  $i$  est décrit par analogie avec la loi de Buisman (1936) :

$$[3.66] \quad \frac{\Delta h_i^s}{h_0} = C_{\alpha\epsilon}^* \cdot \log \frac{\tau}{\tau_i}$$

où  $C_{\alpha\epsilon}^*$  représente le coefficient de compression secondaire ‘intrinsèque’ du déchet,  $\tau_i$  le temps de construction de la couche  $i$  et  $\tau$  le temps depuis le début de la construction de la couche  $i$  (dont l’origine coïncide par conséquent avec le début de la construction de cette couche  $i$ ).

### 3.6.5. Formulation générale du modèle ISPM : modélisation des tassements de surface

#### 3.6.5.1. Expression du tassement primaire d’une colonne de déchet

Nous considérerons que le tassement primaire est indépendant du chemin de contrainte suivi lors du chargement et ne dépend donc que de la contrainte de compression. En autre terme, la mise en place des déchets peut être effectuée de manière régulière ou par phases : lorsque le déchet a atteint la hauteur  $H(t_c)$  et que la couverture est construite, la valeur finale de tassement primaire est supposée identique quel que soit le chemin de chargement suivi.

Le déchet compacté se comportera, si on l’identifie à un sol, comme un matériau ‘surconsolidé’ tant que la contrainte de préconsolidation résultant du compactage reste supérieure à la contrainte transmise par la colonne de déchet supérieure. Au-delà, il se comprimera tel un matériau ‘normalement consolidé’ et son poids volumique augmentera donc avec la profondeur sous l’effet de la compression primaire.

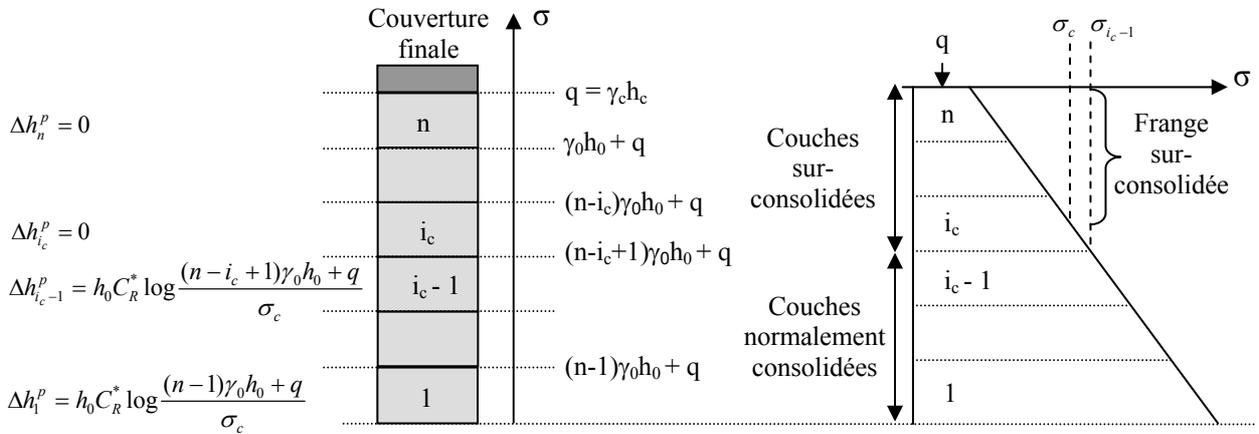
Considérant l’historique de remplissage pas à pas, lors de la mise en place de la première couche élémentaire de déchet, celle-ci est supposée préconsolidée par suite du compactage. Lorsque la seconde couche de déchet est installée sur la première, elle induit une contrainte verticale correspondante à son poids propre. Et ainsi de suite pour les couches suivantes. A partir d’un niveau de contrainte supérieur à la contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$ , l’application des couches additionnelles incrémente le tassement primaire des couches normalement consolidées. Ainsi, l’installation de la couche  $i$  initialise une nouvelle phase de tassement primaire pour les couches  $1, 2, \dots, i_c-1$ , l’indice  $i_c$  correspondant à la première couche préconsolidée. Il en va de même pour l’installation des couches  $i+1$  à  $n$  et la pose de la couverture finale.

Quantitativement, la contrainte verticale agissant sur la couche  $i$  en fin d’exploitation ( $n$  couches) correspond au poids propre des couches sus-jacentes et de la couverture soit :

$$[3.67] \quad \sigma_i = (n-i)\gamma_0 h_0 + \gamma_c h_c$$

où  $\gamma_c h_c$  (noté ultérieurement  $q$ ) représente la contrainte verticale induite par le poids propre de la couverture.

Compte tenu de la contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$  induite par le compactage, les couches élémentaires subissant une contrainte verticale  $\sigma < \sigma_c$  sont supposées surconsolidées et leur tassement primaire est considéré nul. A l'opposé, les couches subissant une contrainte verticale  $\sigma > \sigma_c$  sont supposées normalement consolidées. Le tassement primaire concerne donc les couches d'indice  $i$  telles que  $\sigma_i > \sigma_c$ , soit si l'on se réfère à l'équation [3.67], les couches satisfaisant à l'inégalité  $i < n - \frac{\sigma_c - q}{\gamma_0 h_0}$  avec  $q_c = \gamma_c h_c$ . Si l'on définit  $i_c = ENT\left(n - \frac{\sigma_c - q}{\gamma_0 h_0}\right)$ , le seuil critique de surconsolidation coupe la couche d'indice  $i_c$ . Par soucis de simplicité, nous supposons que la couche  $i_c$  est entièrement surconsolidée. Cette approximation engendre une erreur faible pour une épaisseur élémentaire  $h \ll H_n$ . Ainsi,  $\Delta h_i^p = 0, \forall i \in [i_c, \dots, n]$ . Les expressions de  $\Delta h_i^p$  pour  $i < i_c$  sont illustrées sur la Figure 3.21.



**Figure 3.21** Expressions du tassement primaire pour les couches élémentaires d'indice 1 à n

Si l'on considère que les coefficients de compression primaire intrinsèques sont identiques pour chacune des couches de déchet, on obtient l'expression du tassement primaire ( $w_n^p$ ) de la colonne complète en sommant les  $\Delta h_i^p$  pour  $i$  variant de 1 à  $i_c-1$ , soit :

$$[3.68] \quad w_n^p = \sum_{i=1}^{i_c-1} \Delta h_i^p = h_0 C_R^* X \quad \text{avec} \quad X = \log \frac{\prod_{i=1}^{i_c-1} ((n-i)\gamma_0 h_0 + q)}{(\sigma_c)^{i_c-1}}$$

### 3.6.5.2. Expression du tassement secondaire d'une colonne de déchet

Le temps absolu ( $t$ ) a pour origine le temps de début d'exploitation de la colonne de déchet. On peut l'exprimer en fonction du temps  $\tau$  (pris à partir du début d'exploitation de la couche sommitale), des temps d'exploitation ( $\tau_j$ ) et des temps de repos ( $\tau_{rj}$ ) de chacune des couches inférieures,  $\tau_{rj}$  renvoyant à une période d'arrêt intercalée entre la mise en place des couches  $j$  et  $j+1$  ( $\tau_{rj} \neq 0$  uniquement en cas de discontinuité entre deux couches successives). Cela donne pour la couche d'indice  $i$  :

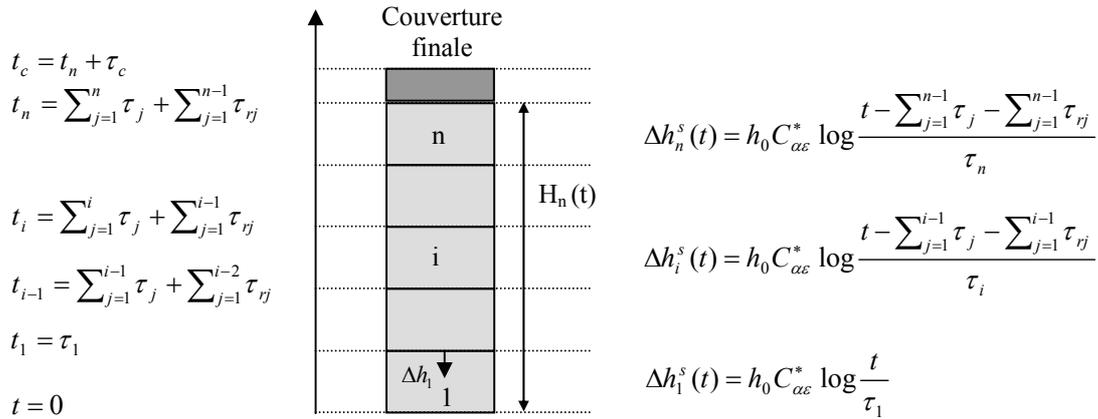
$$[3.69] \quad t = \sum_{j=1}^{i-1} \tau_j + \sum_{j=1}^{i-1} \tau_{rj} + \tau$$

A partir de l'équation [3.69], on est en mesure de déduire les valeurs de  $t_i$  et  $t_c$ , correspondant respectivement à la fin d'exploitation de la couche  $i$  et la fin d'exploitation de la colonne complète (couverture incluse). Rappelons que  $\tau_c$  représente le temps d'installation de la couverture.

$$[3.70] \quad t_i = \sum_{j=1}^i \tau_j + \sum_{j=1}^{i-1} \tau_{rj}$$

$$[3.71] \quad t_c = t_n + \tau_{rn} + \tau_c = \sum_{j=1}^n \tau_j + \sum_{i=1}^n \tau_{rj} + \tau_c$$

En exprimant l'équation fondamentale du tassement secondaire [3.66] en fonction du temps absolu  $t$ , on tire les expressions du tassement secondaire des couches 1 à  $n$  ainsi que représenté sur la Figure 3.22.



**Figure 3.22** Expressions du tassement secondaire pour les couches élémentaires d'indice 1 à  $n$

Si l'on considère que les coefficients de compression secondaires intrinsèques sont identiques pour chacune des couches, on obtient l'expression du tassement secondaire  $w_n^s(t)$  de la colonne complète en additionnant les contributions  $\Delta h_i^s$  des couches d'indice 1 à  $n$  :

$$[3.72] \quad w_n^s(t) = \sum_{i=1}^n \Delta h_i^s(t) = h_0 C_{\alpha\epsilon}^* Y(t) \quad \text{avec} \quad Y(t) = \log \left\{ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} (t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj})}{\prod_{i=1}^n \tau_i} \right\} \quad \text{pour } t > t_n$$

On remarquera que le tassement secondaire s'initie (pour la couche 1) dès le temps  $\tau_1$ .

### 3.6.5.3. Application du modèle pour une évaluation directe des tassements

L'objectif est l'évaluation du tassement post-exploitation  $w(t)$ .

#### ➤ Définition du tassement de surface

Tel qu'expliqué précédemment, le tassement primaire d'une colonne de déchet est supposé achevé au temps  $t_c$ . Par conséquent, le tassement post-exploitation  $w(t)$  (pour  $t > t_c$ ) (mesuré à l'aide de repères de surface) peut être assimilé à un tassement exclusivement secondaire égal à :

$$[3.73] \quad w(t) = w_n^s(t) - w_n^s(t_c) = h_0 C_{\alpha\epsilon}^* [Y(t) - Y(t_c)] = h_0 C_{\alpha\epsilon}^* \log \left\{ \frac{t \prod_{i=1}^{n-1} (t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj})}{t_c \prod_{i=1}^{n-1} (t_c - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{rj})} \right\} \quad \text{pour } t \geq t_c$$

Par ailleurs, la hauteur de la colonne de déchet (couverture exclue) équivaut à :

$$[3.74] \quad H_n(t) = nh_0 - w_n^p - w_n^s(t)$$

Enfin, la déformation post-exploitation  $\varepsilon(t)$  (moyennée sur la colonne) est calculée en rapportant le tassement de surface  $w(t)$  à la hauteur totale de déchets  $H_n$  (couverture exclue) considérée en général au temps  $t_c$  (plus rarement au temps  $t_n$ ) :

$$[3.75] \quad \varepsilon(t) = w(t)/H_n(t_c)$$

Aussi, si pour une raison quelconque le suivi topographique est retardé (de  $\Delta t$ ) après l'installation de la couverture, le tassement effectivement mesuré en surface n'est plus équivalent au tassement post-exploitation  $w(t)$ . Supposons que la première mesure topographique de surface soit réalisée au temps  $t_m^0 > t_c$ ,  $t_m^{\text{ult}}$  correspond à la dernière mesure et  $t_m$  se rapporte à une mesure intermédiaire quelconque. Le tassement mesuré équivaut alors à :

$$[3.76] \quad \Delta w(t) = w(t) - w(t_m^0) = w_n^s(t) - w_n^s(t_m^0)$$

### ➤ Détermination des paramètres d'étude

Les durées d'exploitation  $\tau_i$  de chacune des couches sont cependant rarement connues dans le détail par les exploitants. Dans la pratique, le modélisateur doit donc reconstituer l'historique d'exploitation aussi précisément que possible, en s'aidant pour cela :

- des plans d'exploitation intermédiaires ;
- des flux de déchet stockés (tonnages périodiques) ;
- de l'évolution de la surface d'exploitation du casier en activité au cours du temps.

Si malgré cela, la reconstitution de l'historique d'exploitation n'est pas possible, on appliquera le modèle incrémental ISPM en supposant une montée d'exploitation à vitesse constante ( $\tau_i = \tau =$  constante soit  $t_c = n\tau + \tau_c$ ).

Le tassement est par ailleurs conditionné par la valeur de  $C_{\alpha\varepsilon}$  : il reste difficile à l'heure actuelle de relier les valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon}^*$  à la composition du déchet stocké et à son conditionnement pendant / après exploitation. Ceci découle de différences relatives aux conditions de mise en place (nature et intensité de compactage) et de stockage (teneur en eau des déchets, flux thermiques, aération, etc.) que nous tenterons d'identifier plus précisément dans le Chapitre 6.

### ➤ Cas d'une montée d'exploitation à vitesse constante

A condition que la vitesse de montée du remblai de déchet n'ait pas trop fluctué ou comme expliqué précédemment, en l'absence d'information tangible sur l'historique d'exploitation, un temps d'exploitation moyen par couche  $\tau$  ( $= t_n/n$ ) peut être considéré à la place des temps d'exploitation  $\tau_i$  et des temps de repos  $\tau_{ri}$ , simplifiant ainsi de manière significative l'expression de l'équation [3.72].

$$[3.77] \quad w_n^s(t) = h_0 C_{\alpha\varepsilon}^* Y(t) \quad \text{où} \quad Y(t) = \log \left[ \prod_{i=1}^{n-1} (t/\tau) - i \right]$$

En outre, à condition que la couverture ait été installée rapidement ( $t_c - t_n \cong 0$ ) et que le suivi topographique ait été lancé immédiatement après pose de la couverture, le tassement post-exploitation mesuré équivaut à :

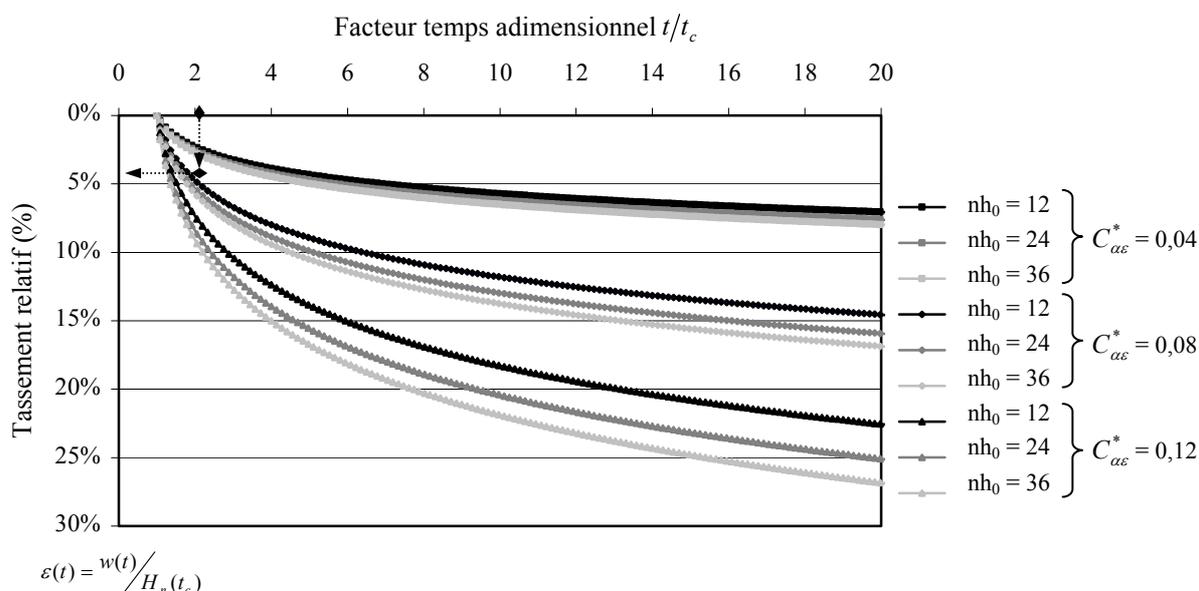
$$[3.78] \quad w(t) \cong w_n^s(t) - w_n^s(t_c) = nh_0 C_{\alpha\varepsilon}^* Y'(t) \quad \text{où} \quad Y'(t) = \log \left[ \prod_{i=1}^{n-1} (t/t_c) - i \right]$$

Considérant l'équation [3.78], un abaque de prédiction des tassements post-exploitation (Figure 3.23) peut être obtenu : les 2 paramètres de temps  $t$  et  $t_c$  sont remplacés par un facteur temps adimensionnel  $t/t_c$  en fonction duquel est tracé la déformation post-exploitation  $\varepsilon(t) = w(t) / H_n(t_c)$ .

L'intérêt de ce diagramme tient au fait que le paramètre  $C_{\alpha\varepsilon}^*$  a une influence prépondérante :

- la gamme de variation du coefficient  $C_R^*$  tend en effet à être assez réduite (0,17 – 0,22) : ce dernier peut donc être fixé à 0,20 en première approche. Par ailleurs, une légère erreur sur la valeur de  $C_R^*$  a peu d'effet sur la valeur prédite de  $\varepsilon(t)$ , compte tenu que la compression primaire est terminée au début du suivi topographique ;
- l'influence de  $\gamma_0$  est peu importante : il peut être montré qu'une fluctuation de 50 % sur sa valeur ( $8 \text{ kN/m}^3 \pm 50 \%$ ) induit une erreur de prédiction maximum de 2,5 %, quelque soient les valeurs de  $H_n$ ,  $t_c$  et  $C_{\alpha\varepsilon}^*$ .
- $nh_0$  est estimé grossièrement par majoration de  $H_n(t_c)$ . Les courbes de Figure 3.23 confirment l'effet limité de  $nh_0$  sur la prédiction.

L'utilisation d'abaques tels que celui de la Figure 3.23 pourrait se développer dans un avenir proche au fur et à mesure que notre connaissance des valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon}^*$  ira en s'affinant.



**Figure 3.23** Abaque de prédiction des tassements ( $C_R^* = 0,2$  ;  $\gamma_0 = 8 \text{ kN/m}^3$  ;  $t_m^0 \cong t_c \cong t_n$ )

#### 3.6.5.4. Application du modèle ISPM au stade d'avant-projet : détermination des capacités de stockage (exemple du bioréacteur de Woodlawn - Australie) (Olivier et al., 2002)

Dans un contexte de pénurie de sites de stockage, ces derniers sont aujourd'hui conçus sur la base de profondeurs accrues – jusqu'à 60 m en Europe et parfois plus de 100 m aux Etats-Unis ou en Australie où les CSD sont souvent implantés dans d'anciennes carrières ou mines à ciel ouvert. C'est le cas de l'ancienne mine de Woodlawn qui a été sélectionnée par les autorités australiennes pour accueillir les déchets ménagers en provenance de Sydney et Canberra à partir de 2004.

Compte tenu de ses caractéristiques uniques (près de 200 m de profondeur, une capacité de quelque 24 millions de m<sup>3</sup> pour 30 millions de tonnes attendues au cours d'une durée de vie de près d'un siècle) et de son mode de gestion (transport des déchets par chemins de fer, recirculation des lixiviats), ce CSD fait figure de site expérimental. Son étude présente toutefois un certain nombre de difficultés atypiques s'agissant notamment de l'impact des tassements. Il serait évidemment caricatural d'assimiler une dépression d'une telle profondeur à une couche de déchet unique. Le modèle ISPM permet au contraire d'intégrer l'histoire du matériau sous la forme d'une montée d'exploitation couche par couche à vitesse variable. A ce stade, l'étude concerne les quarante premières années de stockage uniquement.

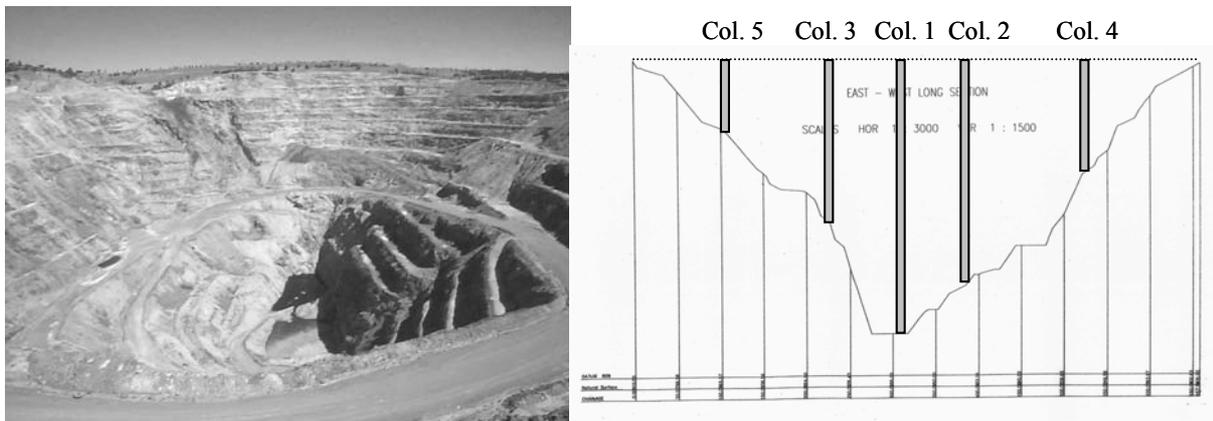
### ➤ Géométrie de stockage

L'ancienne mine à ciel ouvert représente une cavité de 185 m de profondeur – en excluant son flanc nord-est au voisinage duquel la profondeur dépasse 200 m. Toutefois, nous nous limiterons dans la présente étude aux 150 m inférieurs. Les caractéristiques principales du site sont regroupées dans le Tableau 3.3.

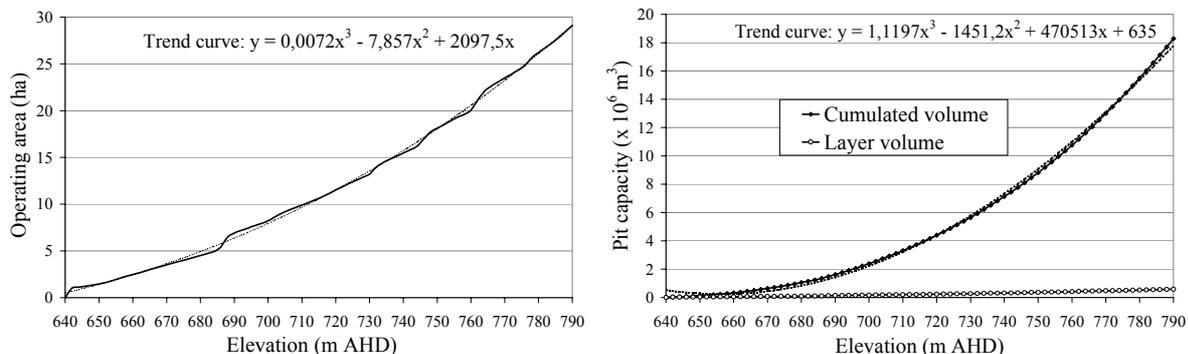
**Tableau 3.3** Caractéristiques géométriques de la mine de Woodlawn

Côtes ( <i>Australian Hard Datum</i> )	Description	Autres caractéristiques	Description
- Fond de la mine	+ 635 m	- Surface de la couche du fond n°1	1 ha
- Sommet de la mine	+ 820 m	- Surface de la couche sommitale n°36	29 ha
- Côte inférieure du stockage	+ 640 m	- Surface en tête de mine	38 ha
- Côte supérieure du stockage	+ 790 m	- Pentes maxi (flanc est)	> 45°

Par ailleurs, la mine est formée de terrasses latérales délimitant des couches de 5 m environ tel que représenté sur la Figure 3.24.



**Figure 3.24** (a) Vue de la mine de Woodlawn (b) Positionnement des colonnes virtuelles 1 à 5 le long du profil est-ouest



**Figure 3.25** (a) Evolution de la surface de stockage en fonction de l'altitude (b) Evolution de la capacité de stockage cumulée en fonction de l'altitude

➤ Composition des déchets stockés

Le site devrait accueillir une combinaison de déchets ménagers et de DIB représentant environ 56 % de déchets rapidement dégradables (Tableau 3.4), ou un peu moins compte tenu de l'évolution récemment apparue en Australie qui consiste à exclure les déchets putrescibles de la filière stockage (Yuen et al., 1999).

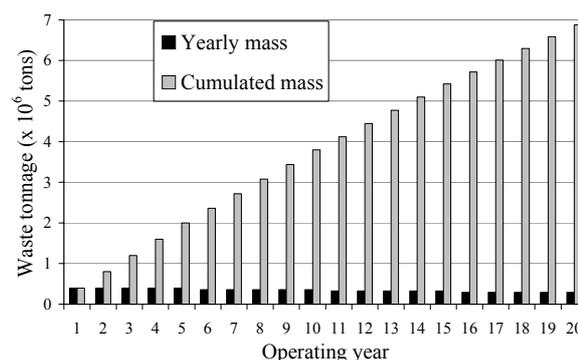
**Tableau 3.4** Description du déchet attendu à Woodlawn (NSWB Regional Waste Plan, 1998)

Catégorie de déchet	Description	Pourcentage pondéral (%)
Rapidement dégradable	- Restes alimentaires	29,6
	- Déchets verts	26,6
Lentement dégradable	- Papier / carton	15,6
	- Autres	3,2
Inerte ou peu dégradables	- Verre	5,2
	- Plastiques	1,2
	- Métaux ferreux	0,2
	- Métaux non-ferreux	0,5
	- Matériaux non recyclables	17,9

➤ Flux de déchets stockés

Le flux de stockage est évalué entre 290 000 et 400 000 tonnes / an au cours des 40 premières années d'exploitation, soit dans le détail :

- Années 1 à 5 :	400 000 tonnes/an
- Années 6 à 10 :	360 000 tonnes/an
- Années 11 à 15 :	325 000 tonnes/an
- Années 16 à 40 :	290 000 tonnes/an



**Figure 3.26** Tonnages de déchet attendus au cours des 40 premières années d'exploitation

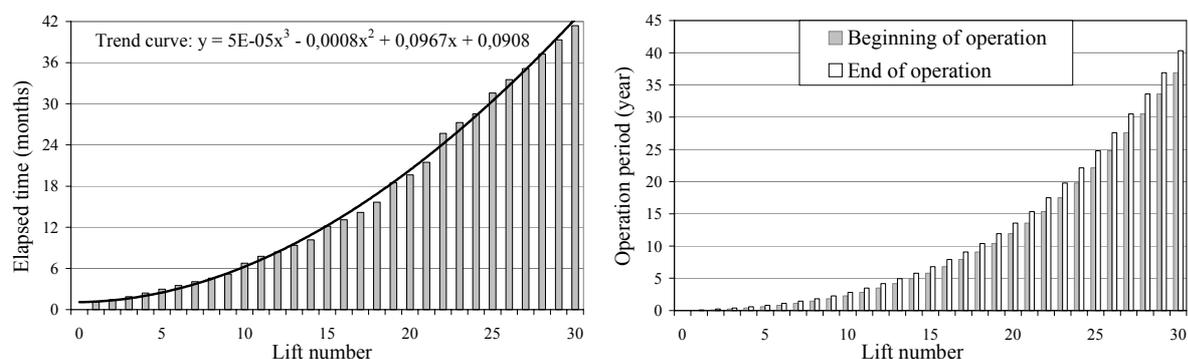
➤ Mode de mise en place et de stockage des déchets

Profitant des terrasses préformées sur le pourtour de la mine, le déchet sera mis en place en couches d'épaisseur initiale 5 m, chacune des couches étant constituée de sous-couches d'épaisseur métrique. Dans la pratique, les couches devraient présenter une surface légèrement convexe (hauteur supérieure au centre) de manière à anticiper les tassements différentiels qui apparaîtront inévitablement en phase d'exploitation. Toutefois, la mise en pratique de ce concept dépendra de nombreux paramètres difficilement évaluables pour l'instant tant et si bien qu'à ce stade, les couches sont supposées d'épaisseur homogène. En vue de l'optimisation de la production de biogaz, le déchet sera broyé au préalable et sa teneur en eau ajustée approximativement à sa capacité de rétention. L'intensité de compactage devrait rester modérée compte tenu de la densification attendue sous l'effet du poids des déchets. En effet, des densités trop élevées peuvent s'avérer contre-productives car susceptibles de perturber la production de méthane (apparition d'une phase acide hypertrophiée) (Yuen et al., 1995) et de réduire la perméabilité hydraulique empêchant la diffusion de l'eau, des bactéries et des nutriments nécessaires à la biodégradation. Ainsi, le poids volumique du déchet immédiatement après compactage devrait varier entre 6,5 et 8 kN/m<sup>3</sup>. Nous supposons  $\gamma_0 = 7 \text{ kN/m}^3$  soit légèrement

moins que la valeur moyenne ( $7,5 \text{ kN/m}^3$ ) suggérée par Manassero et al. (1997). Au cours des périodes de repos (nuits / week-ends), les déchets seront recouverts par une couverture temporaire retroussée avant reprise d'exploitation : celle-ci sera donc exclue de la modélisation. Enfin, le stockage devrait s'effectuer sous la forme de sous-casiers de 2 à 4 ha, la zone au repos étant humidifiée activement de manière à stimuler la biodégradation.

### ➤ Phasage d'exploitation

En divisant la mine en couches horizontales de 5 m, il est possible d'estimer l'évolution du stockage couche après couche en fonction du tonnage des déchets entrants (Figures 3.27). Les durées d'exploitation sont représentées pour chacune des couches 1 à 30. Elles augmentent de manière spectaculaire avec l'altitude (jusqu'à plus de 3 ans pour la couche 30) compte tenu de la forme évasée de la fosse. Sont aussi représentées les dates de début et de fin d'exploitation (tassements non pris en compte à ce stade) pour chacune des couches. A partir du tonnage de déchet supposé, l'exploitation des 30 couches inférieures devrait durer approximativement 40 ans, la durée de vie totale de la mine (à flux de déchets constants : 290 000 tonnes /an) approchant 64 ans (après exploitation de la 36<sup>ème</sup> et dernière couche à la côte + 820 m). En réalité, les tassements primaires et secondaires en cours d'exploitation devraient être soustraits pour évaluer la capacité de stockage et la durée de vie effective du CSD.



**Figure 3.27** (a) Simulation des durées d'exploitation des 30 couches (b) Simulation du phasage d'exploitation cumulé des 30 couches (tassement exclu)

Considérant la géométrie de la mine, 5 colonnes ont été sélectionnées à différentes positions et côtes initiales tel qu'illustré sur la Figure 3.24. Dans le Tableau 3.5, les caractéristiques des colonnes considérées dans la simulation sont regroupées incluant le n° de la couche inférieure (numérotation de bas en haut : couche n° 1 : + 640 m, couche n° 2 : + 645 m, etc.), le temps de début de construction (pris à partir du début d'exploitation) et le nombre de couches à différents instants. 19 simulations ont ainsi été réalisées entre  $t = 5,80$  années et  $t = 40,33$  années.

**Tableau 3.5** Caractéristiques des colonnes considérées pour la simulation

Colonne n°	Alt.	Couche inf.	Début du stockage (ans)	Nombre de couches				
				5,80 ans	10,39 ans	15,36 ans	22,15 ans	40,33 ans
1	640 m	1	0	14	18	21	24	30
2	670 m	7	1,12	8	12	15	18	24
3	700 m	13	4,17	2	6	9	12	18
4	730 m	19	10,39	-	-	3	6	12
5	760 m	25	22,15	-	-	-	-	6

Les hypothèses principales considérées pour la prédiction des tassements sont les suivantes :

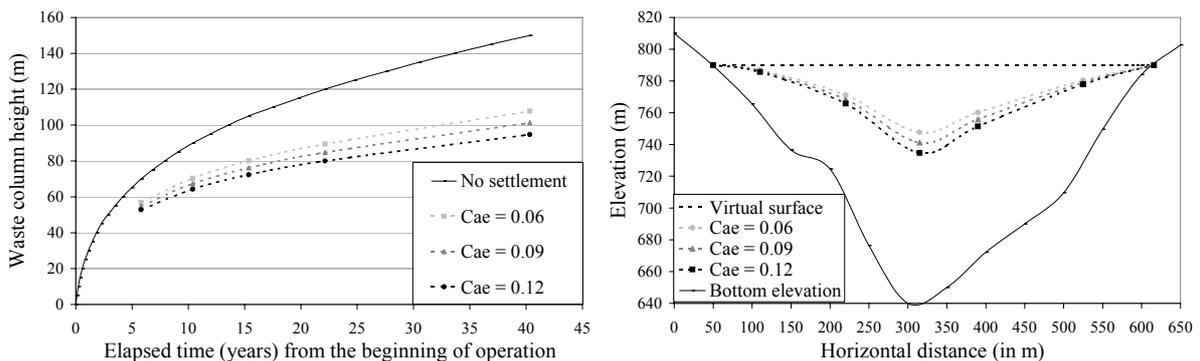
- Nombre de couches maxi (n) : 30
- Epaisseur initiale d'une couche ( $h_0$ ) : 5 m

- Durées d'exploitation des couches ( $\tau_i$ ) : 1,16 à 41,40 mois
- Contrainte de compactage ( $\sigma_c$ ) : 40 kPa
- Coefficient de compression primaire intrinsèque ( $C_R^*$ ) : 0,2
- Coefficient de compression secondaire intrinsèque ( $C_{ae}^*$ ) : 0,06, 0,09 et 0,12
- Nombre de couches préconsolidées ( $ENT(\sigma_c/\gamma_0 h_0)$ ) : 1

La valeur du coefficient de compression primaire a été sélectionnée sur la base des calculs du *Lirigm* (§ 4.3.5 et § 6.1) et des valeurs proposées par Pump (1999) ( $0,20 \pm 0,05$ ) ou encore Landva et al. (2000). S'agissant du coefficient de compression secondaire, trois valeurs ont été sélectionnées censées représenter des conditions de dégradation respectivement médiocres, correctes et satisfaisantes.

➤ Evolution des tassements des déchets en fonction du temps

L'évolution de la hauteur de la colonne 1 en fonction temps est illustrée sur la Figure 3.28 (a). Aux valeurs mini et maxi de  $C_{ae}^*$  correspondent des écarts de tassement de 4 m à  $t = 5,80$  ans et 13 m à  $t = 40,33$  ans. La Figure 3.28 (b) représente la côte supérieure des 5 colonnes à  $t = 40,33$  ans en fonction de leur position relative par rapport au flanc est de la mine. Dans la pratique, un ajustement sera effectué une fois l'apparition de tassements différentiels de manière à éviter une trop forte concavité en surface. La ligne pointillée horizontale tracée à l'altitude + 790 m correspond à la surface virtuelle des déchets, à supposer un tassement nul.



**Figures 3.28** (a) Hauteur de la colonne n° 1 en fonction du temps (b) Profil virtuel du déchet après 40,33 ans (colonnes n° 1 à 5)

Par ailleurs, les effets de bord résultant de frottements et/ou glissements au voisinage des talus périphériques de la mine ne manqueront pas d'influer sur le profil de surface des déchets. Mais compte tenu de leur complexité, ces effets n'ont pu être pris en compte ici.

➤ Evolution du poids volumique (apparent) des déchets en fonction du temps

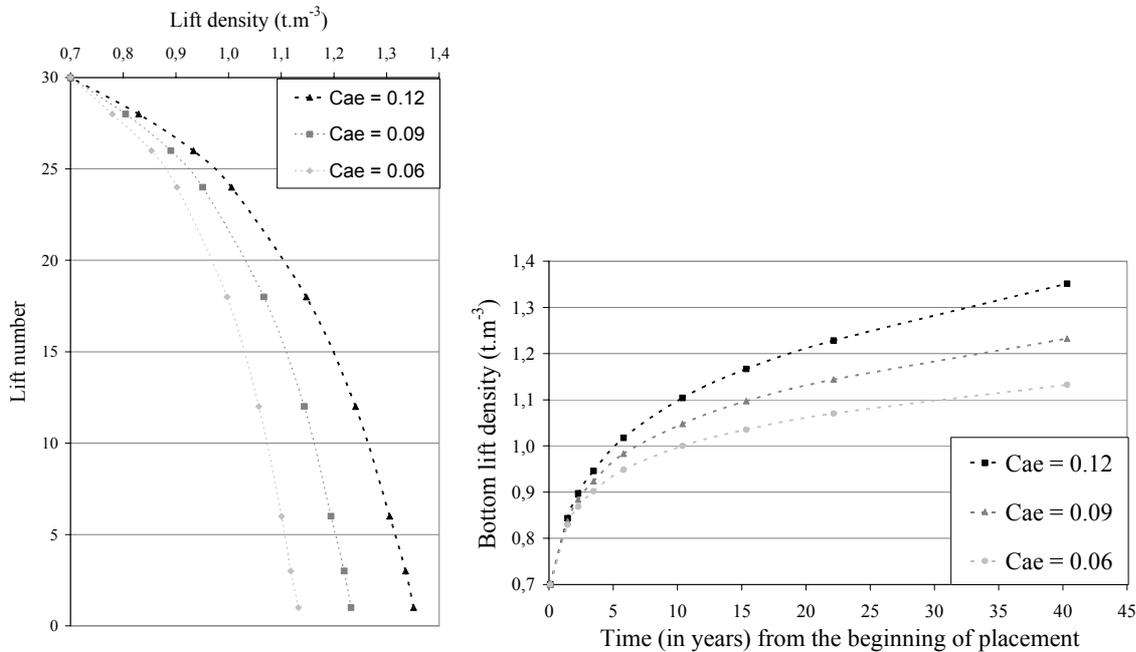
En ne prenant pas en compte la variation de masse globale (solide + liquide) des déchets stockés résultant de la biodégradation et des échanges hydriques, on est en mesure d'appliquer à tout instant  $t$  le principe de conservation de la masse à une couche de déchet (indiquée  $i$ ) d'épaisseur initiale ( $h_0$ ) :

$$[3.79] \quad \gamma_0 \cdot h_0 = \gamma_i(t) \cdot h_i(t)$$

Exprimant l'épaisseur  $h_i$  en fonction de  $h_0$  :  $h_i(t) = h_0 - \Delta h_i(t)$ , on peut calculer le poids volumique de la couche d'indice  $i$  en fonction du temps comme suit :

$$[3.80] \quad \gamma_i(t) = \gamma_0 / [1 - (\Delta h_i / h_0)]$$

On déduit de la formule précédente un profil de poids volumique (apparent). Les résultats pour la colonne n° 1 sont présentés sur la Figure 3.29 (a) correspondant aux 30 couches de déchets. La Figure 3.29 (b) représente la masse volumique (apparente) du déchet de la couche du fond en fonction du temps. De valeurs équivalentes à 10 - 11 kN/m<sup>3</sup> sont obtenues après 10 ans (ou encore entre 11,3 et 13,5 kN/m<sup>3</sup> après 40 ans). Quoique la corrélation entre un déchet et un stérile de mine soit médiocre, notons avec Hancock et al. (2001) que le poids volumique de veines de charbon enfouies à 200 m de profondeur avoisine 13 kN/m<sup>3</sup>.



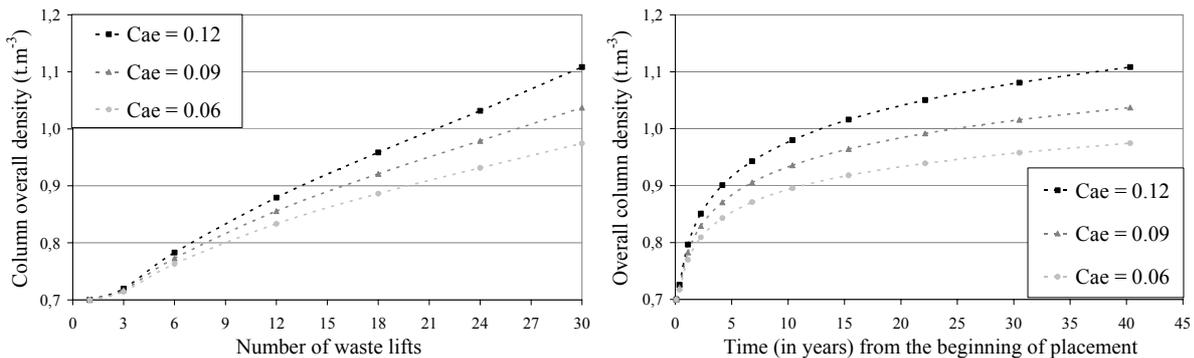
**Figures 3.29** (a) Profil vertical de masse volumique de la colonne n° 1 (à t = 40,33 ans) (b) Evolution de la masse volumique de la couche inférieure en fonction du temps

➤ Evolution du poids volumique moyen (apparent) d'une colonne en fonction du temps

Appliquant le principe de conservation de masse à une colonne complète (composée de n couches) cette fois-ci, on obtient :

$$[3.81] \quad \gamma_0 \cdot n \cdot h_0 = \gamma(t) \cdot H_n(t) \quad \text{où :} \quad H_n(t) = nh_0 - \sum_{i=1}^n h_i(t)$$

La Figure 3.30 (a) a été obtenue par interpolation des valeurs de poids volumique moyen pour les colonnes n° 1 à 5 à t = 40,33 ans. Leur accroissement (au fur et à mesure de la montée de couches additionnelles) est initialement nul compte tenu de la préconsolidation de la 1<sup>ère</sup> couche de déchet, puis augmente rapidement à partir du début d'exploitation de la couche n° 3.

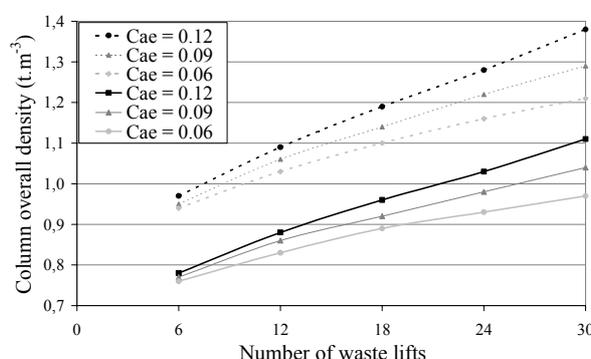


**Figure 3.30** Evolution de la masse volumique moyenne de la colonne (a) en fonction du nombre de couches (colonnes 1 à 5 –  $t = 40,33$  ans) (b) en fonction du temps (colonne 1)

La Figure 3.30 (b) illustre la tendance à l'accroissement du poids volumique en fonction du temps cette fois. L'augmentation du taux de croissance du poids volumique puis son ralentissement sont nettement plus brusques compte tenu des durées d'exploitation croissantes et donc du taux de chargement décroissant avec le temps. A  $t = 40,33$  ans, les poids volumiques moyens des colonnes 1 à 5 varient entre 9,8 et 11,2  $\text{kN/m}^3$  suivant les valeurs du coefficient de compression secondaire intrinsèque considérées.

➤ Influence du poids volumique initial ( $\gamma_0$ ) sur l'évolution du poids volumique moyen

Si l'on ne considère plus  $\gamma_0 = 7 \text{ kN/m}^3$  (valeur modérée) mais par exemple 8,5  $\text{kN/m}^3$  (correspondant à un compactage intensif), le poids volumique moyen de la colonne 1 est alors compris entre 9,7 et 13,8  $\text{kN/m}^3$ . De telles valeurs restent inférieures aux valeurs annoncées par Manassero et al. (1997) – i.e. 11  $\text{kN/m}^3$  pour une colonne de 30 m ou encore 13  $\text{kN/m}^3$  pour une colonne de 90 m.



**Figure 3.31** Evolution de la masse volumique moyenne de la colonne de déchet en fonction du nombre de couches (en traits pleins :  $\gamma_0/g = 0,7 \text{ t/m}^3$  ; en traits pointillés :  $\gamma_0/g = 0,85 \text{ t/m}^3$ )

Etudiant l'effet de l'augmentation des contraintes verticales effectives sur le poids volumique des déchets (fluage exclu), Powrie et al. (1999) ont proposé les équations empiriques suivantes :

- A la capacité au champs :  $\gamma_{FC} = 4,57 \cdot (\sigma')^{0,1563}$

- A la saturation :  $\gamma_{sat} = 6,56 \cdot (\sigma')^{0,0899}$

**3.6.5.5. Application du modèle ISPM par analyse inverse pour une évaluation de  $C_{ae}^*$**

➤ Cas général

L'application du modèle ISPM par analyse inverse (ou rétro-analyse) consiste à déterminer les valeurs de  $C_{ae}^*$  à partir de données de tassement  $w(t_m)$  tirées de mesures de terrain. Dans le cas des CSD modernes, la plupart des paramètres de la loi de tassement peuvent être calculés à partir des informations disponibles auprès des exploitants et en fixant certains paramètres (ayant une influence limitée) tels que  $C_r^*$  et  $\sigma_c$  par approximation (Tableau 3.6).

**Tableau 3.6** Synthèse des paramètres du modèle ISPM et mode de détermination

Catégorie	Paramètre	Symbole	Unité	Mode de détermination
➤ Paramètres géométriques	- nombre de couches	$n$	-	Approximé
	- épaisseur initiale d'une couche	$h_0$	m	Rétro-analyse
	- hauteur de déchet au temps $t_c$	$H_n(t_c)$	m	Exploitant

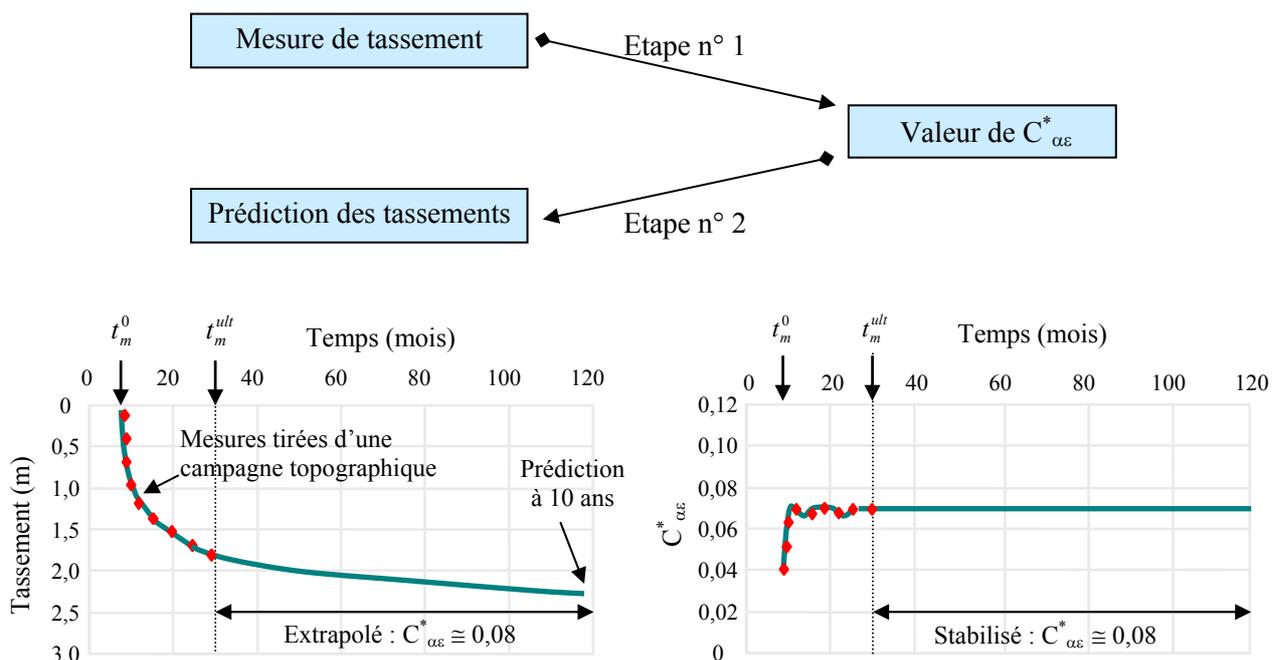
➤ Paramètres de temps	- durées d'exploitation	$\tau_i$	mois	Exploitant
	- durées d'arrêt d'exploitation	$\tau_{ri}$	mois	Exploitant
	- temps d'exploitation totale	$t_c$	mois	Exploitant
	- temps de mesure	$t_m^0, t_m, t_m^{ult}$	mois	Géomètre
➤ Paramètres relatifs au chargement du déchet	- poids vol. initial du déchet	$\gamma_0$	kN/m <sup>3</sup>	Rétro-analyse
	- poids vol. moyen du déchet ( $t_c$ )	$\bar{\gamma}(t_c)$	kN/m <sup>3</sup>	Exploitant
	- contrainte de compactage	$\sigma_c$	kPa	Supposée ( $\cong 40$ kPa)
	- surcharge due à la couverture	$q$	kPa	Exploitant
➤ Paramètres relatifs à la compressibilité du déchet	- coeff. de compression primaire	$C_R^*$	-	Mesuré ( $\cong 0,15 - 0,20$ )
	- coeff. de compression secondaire	$C_{\alpha\epsilon}^*$	-	Rétro-analyse
	- tassement post-exploitation	$w(t_m)$	m	Géomètre

Généralement, la hauteur de la colonne  $H_n(t_c)$  en fin d'exploitation et le poids volumique moyen correspondant  $\bar{\gamma}(t_c)$  sont estimés à partir des données globales issues du géomètre (épaisseur de déchet et volume de stockage) et de l'exploitant (tonnage des déchets) au temps  $t_c$  (ou parfois  $t_n$ ). Il a pu être montré qu'une variation du nombre de couches n'avait aucun effet sur la modélisation, à condition toutefois que  $nh_0$  satisfasse l'équation [3.74] et que  $n$  permette de modéliser de manière réaliste la montée d'exploitation. Par ailleurs, supposant la conservation de la matière au cours de la période d'exploitation, on obtient :

$$[3.82] \quad \bar{\gamma}(t_c) \cdot H_n(t_c) = \gamma_0 n h_0$$

En définitive, l'analyse inverse consiste à résoudre le système composé des 3 équations [3.73], [3.74] et [3.82] qui permet de déterminer les 3 paramètres  $h_0$ ,  $\gamma_0$  et  $C_{\alpha\epsilon}^*$ . Par combinaison du système précédent avec l'équation [3.75], on en déduit l'expression du coefficient de compression secondaire intrinsèque en fonction de la déformation  $\epsilon$  au temps  $t$  :

$$[3.83] \quad C_{\alpha\epsilon}^*(t) = \frac{\epsilon(t)(n - C_R^* X)}{Y(t) - Y(t_c)[1 - \epsilon(t)]}$$



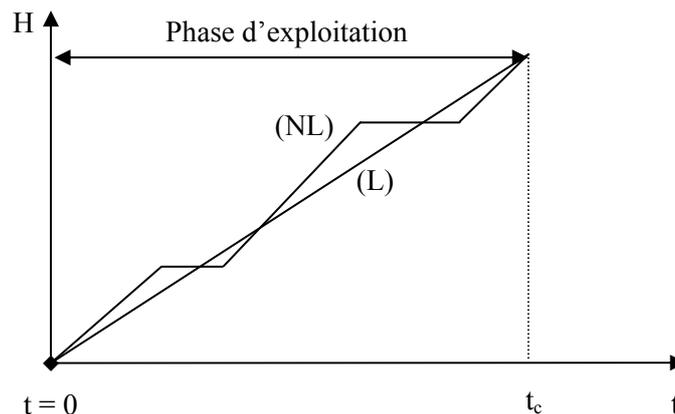
**Figure 3.32** Illustration de la prédiction des tassements par analyse inverse (modèle ISPM)

Pour chaque valeur de tassement de surface  $w(t_m)$  ( $t_m^0 < t_m \leq t_m^{ult}$ ), la résolution du système précédent fournit une valeur  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m)$ . Les cas traités ont montré que  $C_{\alpha\epsilon}^*$  tendait généralement vers une valeur stabilisée à l'issue d'un temps  $t$  suffisamment grand, ce qui confirmerait le caractère intrinsèque du paramètre  $C_{\alpha\epsilon}^*$  obtenu (§ 6.2). Dans le cas où  $t_m^{ult} - t_m^0$  est suffisamment grand, on obtient donc une valeur stable de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  permettant par extrapolation de prédire les tassements à long terme (Figure 3.32) en prolongeant la courbe de tassement expérimentale.

➤ Influence de l'hypothèse de non-linéarité sur la montée d'exploitation

On compare l'hypothèse d'une montée linéaire d'une colonne de déchet en fonction du temps à celle d'une montée non linéaire incluant des périodes de repos. A titre d'exemple, la rétro-analyse des tassements du site de Lyndhurst (§ 8.2.4.1) a été réalisée suivant les deux approches, à partir des dates de début et de fin d'exploitation :

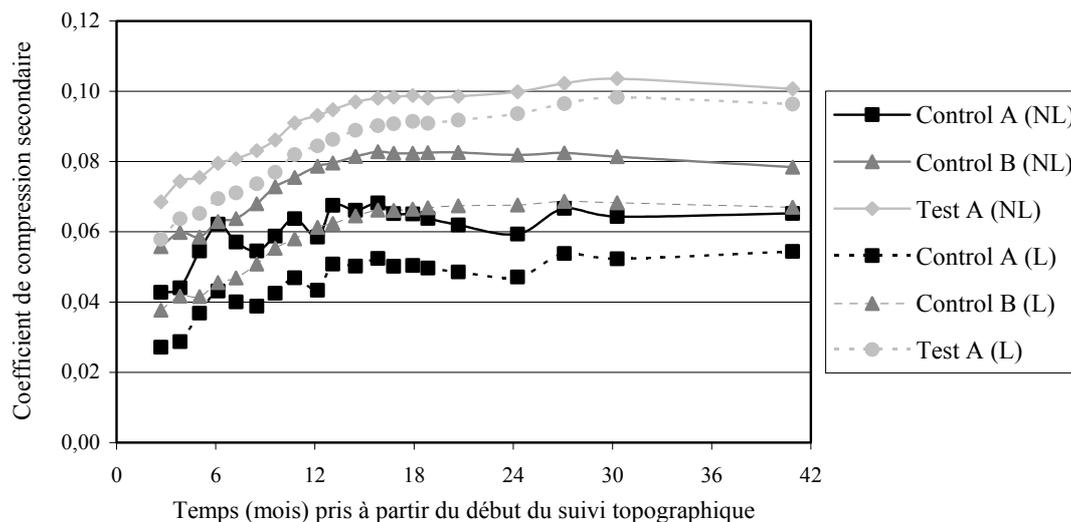
- Modélisation non-linéaire (NL) : montée d'exploitation à vitesse variable suivant les flux exacts de déchet stocké ;
- Modélisation linéaire (L) : montée d'exploitation à vitesse constante sans prise en compte des irrégularités des flux de déchets stockés.


**Figure 3.33** Schéma d'exploitation sur la base d'une montée non-linéaire (NL) ou linéaire (L).

Les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  tirées des mesures à  $t_m^1$  (après 2,69 mois de suivi) et  $t_m^{ult}$  (après 40,89 mois) sont reportées dans le Tableau 3.7 tandis que les courbes d'évolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps sont représentées sur la Figure 3.34.

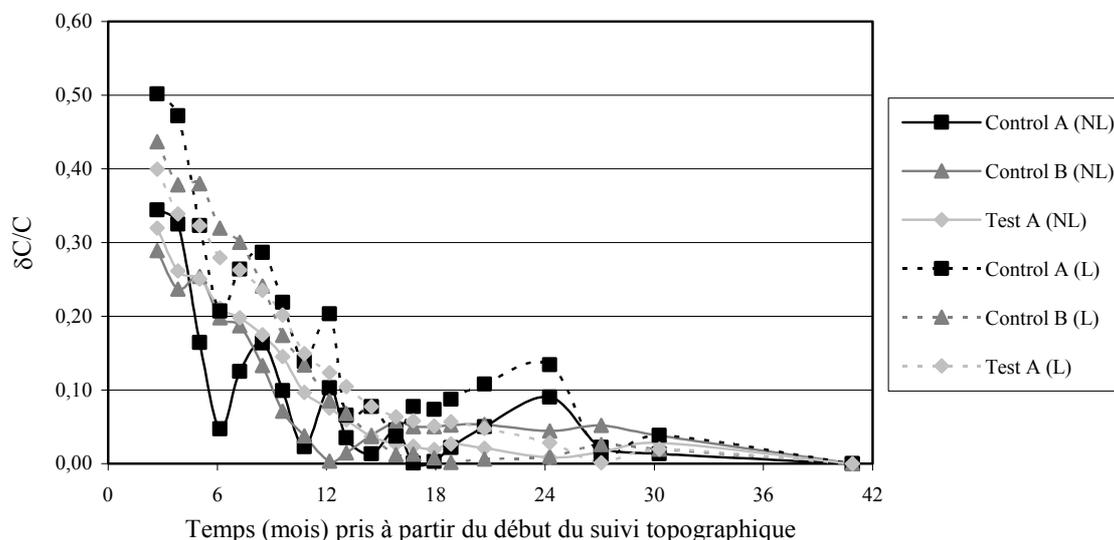
**Tableau 3.7** Variations comparées des valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  suivant 2 hypothèses (Site de Lyndhurst)

Zone	Modélisation linéaire			Modélisation non-linéaire		
	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^1)$	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$	$\delta C / C$	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^1)$	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$	$\delta C / C$
Control A	0,027	0,054	50,19 %	0,043	0,065	34,43 %
Control B	0,038	0,067	43,69 %	0,056	0,078	28,90 %
Test A	0,058	0,096	39,98 %	0,069	0,101	31,95 %



**Figure 3.34** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction du temps à partir de 2 hypothèses de modélisation : montée d'exploitation non linéaire (NL) / linéaire (L) (Site de Lyndhurst, zone 'Control')

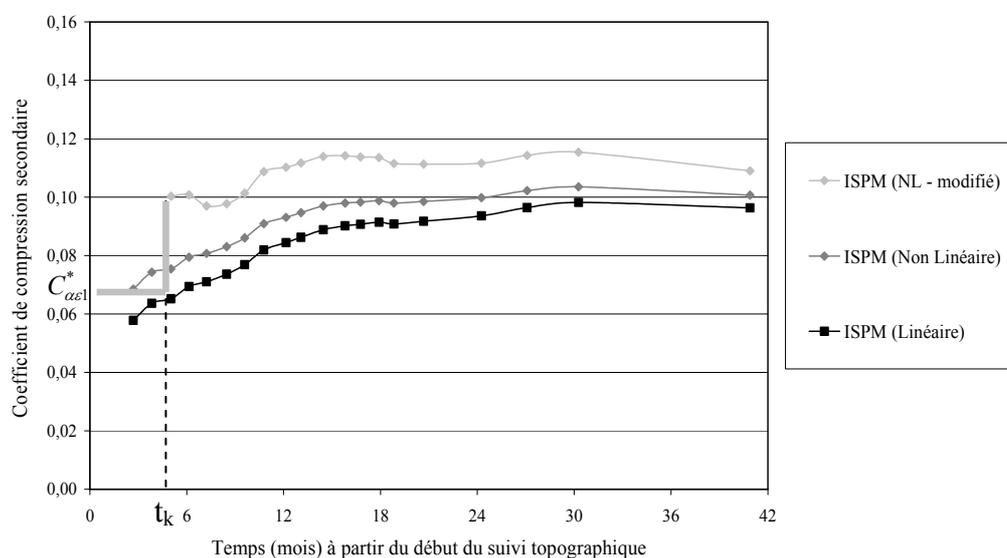
On constate que les valeurs de compressibilité tirées de l'application du modèle non linéaire sont systématiquement supérieures à celles tirées du modèle linéaire. Ceci peut se justifier par les longues périodes de repos (n° 5, 6 et 7) concentrées en fin d'exploitation. Du fait de ces temps d'arrêt, il résulte en effet que la modélisation linéaire tend à sous-estimer l'âge moyen des déchets et donc à surestimer leur compressibilité (à tassement relatif donné). De longs épisodes de repos intervenus en début d'exploitation auraient donné une tendance inversée. La Figure 3.35 illustre dans les deux cas la vitesse de convergence du coefficient  $C_{ac}^*$  à travers le rapport  $|C_{ac}^*(t_m^1) - C_{ac}^*(t_m^{ult})| / C_{ac}^*(t_m^{ult})$  (noté  $\delta C / C$ ).



**Figure 3.35** Evolution de  $\delta C / C$  en fonction du temps à partir de 2 hypothèses de modélisation : montée d'exploitation non linéaire (NL) / linéaire (L) (Site de Lyndhurst, zone 'Control')

Remarque :

Reprenant l'exemple du site de Lyndhurst pour lequel la convergence du coefficient de compression secondaire  $C_{ac}^*$  correspondant à la zone 'Test' est modérément rapide, une version modifiée du modèle ISPM a été testée. Cette version proposée prend en compte non plus 1 coefficient  $C_{ac}^*$  mais 2 coefficients  $C_{ac1}^*$  et  $C_{ac2}^*$  suivant le principe suggéré par Bjarngard et Edgers (1990) (§ 3.2.3.). Après avoir fixé  $C_{ac1}^*$  (0,066) et  $t_k - t_c$  (5 mois) par approximations successives, on peut suivre l'évolution du paramètre  $C_{ac2}^*$  en fonction du temps (Figure 3.36). Dans ce cas, une convergence plus rapide est obtenue à l'aide du modèle ISPM modifié, ce qui tend à montrer que dans certains cas, le coefficient de compression secondaire peut fluctuer sensiblement au cours des premiers mois suivant la fin d'exploitation. Néanmoins, pour les raisons développées précédemment à propos du modèle de Bjarngard et Edgers (1990) (§ 3.2.3.), cette version modifiée du modèle ISPM est en fait inapplicable dans la pratique. Ajoutons enfin que  $C_{ac1}^*$  et  $t_k$  ayant été déterminés par approximations successives, ils ne correspondent pas nécessairement au couple de valeurs les mieux appropriées.



**Figure 3.36** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction du temps à partir de 3 hypothèses de modélisation (linéaire, non linéaire à 1 coefficient  $C_{ac}^*$  et non linéaire à 2 coefficients  $C_{ac1}^*$  et  $C_{ac2}^*$  (Site de Lyndhurst, zone 'Control')

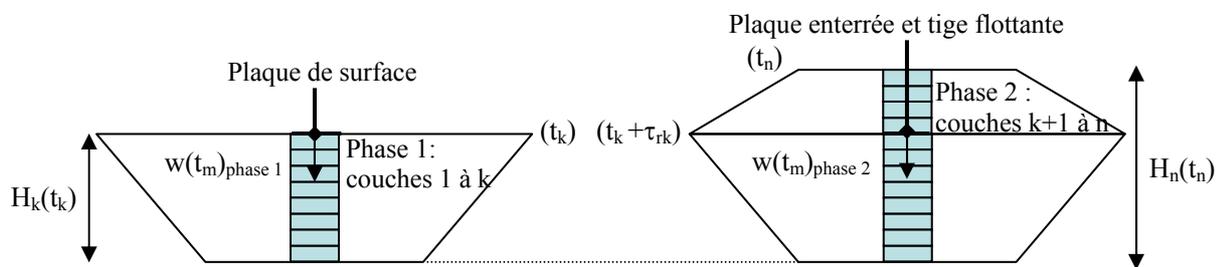
### 3.6.6. Application du modèle incrémental ISPM pour une évaluation de $C_R^*$ et $C_{ac}^*$ (construction en 2 phases)

En règle générale, le suivi des tassements est effectué au moyen de repères de surface installés à l'issue de la phase d'exploitation (une fois la couverture mise en place). En conséquence, le suivi topographique inclut exclusivement la mesure du tassement secondaire, le tassement primaire étant achevé lors du levé de référence (à  $t_m^0$ ). Néanmoins, une réactivation des tassements primaires est possible dans le cas d'extensions (ou rechargements verticaux) de casiers ou encore dans le cas de réhabilitation d'anciennes décharges incluant la construction d'ouvrages divers (remblais de terre, constructions légères, routes, etc.). Dans la pratique, les tassements primaires ont fait l'objet de peu d'études de terrain [Watts et Charles (1990), Coumoulos et al. (1995), Yuen et Styles (2000), Bowders et al. (2000)] et leur interprétation s'est souvent révélée peu

satisfaisante. Des recherches analogues ont été menées par le *Lirigm* sur 3 sites français (Torcy, Lapouyade et Chatuzange) au moyen d'instrumentations internes (§ 5.3.2).

En parallèle, la formulation du modèle ISPM a été étendue de manière à permettre la modélisation d'un stockage en 2 phases. Une application originale concerne le stockage de déchet en 2 phases distinctes (phase 1: mise en place des couches 1 à  $k$  ; phase 2 : mise en place des couches  $k+1$  à  $n$ ) séparées par une période de repos de durée  $\tau_{rk}$  tel que considéré dans l'exemple de la Figure 3.37. L'originalité de cet exemple tient dans le fait qu'il est possible de résoudre indépendamment le système formé par les équations [3.73], [3.74] et [3.82] au cours de la période de repos intermédiaire (par instrumentation de surface), pendant et après la phase de recharge (phase 2) par suivi interne. Les valeurs de  $(C_{ae}^*)_{Phase2}$  peuvent être comparées aux valeurs de  $(C_{ae}^*)_{Phase1}$  dans le but de vérifier l'hypothèse de l'indépendance de  $C_{ae}^*$  vis-à-vis de la surcharge.

Le coefficient de compression primaire  $C_R^*$  peut être déterminée par ailleurs à condition de ne pas interrompre le suivi topographique au cours du rechargement.



**Figure 3.37** Schéma d'exploitation en 2 phases interrompues par une période de repos.

A condition qu'une instrumentation de surface soit disposée en tête de colonne (à la verticale des repères internes) après la fin d'exploitation (phase 2), des valeurs de  $C_{ae}^*$  relatives à la colonne complète (couches 1 à  $n$ ) peuvent enfin être évaluées. Par soustraction des tassements de la colonne inférieure aux tassements mesurés en tête de colonne, il est possible de déduire les valeurs de  $C_{ae}^*$  pour la colonne supérieure. Une telle technique peut aussi être appliquée au cas spécifique d'un casier élevé en 2 phases mais ayant reçu des déchets de composition bien différente au cours de chacune des 2 phases. En effet, bien que l'hypothèse d'un  $C_{ae}^*$  constant ne soit naturellement plus valide, il est alors possible de déduire  $C_{ae1}^*$  (coefficient de compression secondaire intrinsèque de la colonne inférieure) à partir d'une première campagne de mesure (avant rechargement). Dans un second temps,  $C_{ae2}^*$  (colonne supérieure) sera déterminé à partir des deux suivis topographiques combinés tel que décrit précédemment.

## **Chapitre 4. Essais prototype de laboratoire**

### **4.1. Contexte général et objectifs**

L' « Observatoire des CSD » mentionné en introduction, incluant un ensemble de sites au spectre large, a fourni un nombre considérable de données, qui d'ores et déjà ont permis de borner les valeurs des coefficients de compressibilité des déchets ménagers et assimilés à court et long terme. Mais cet observatoire a aussi permis de mettre en lumière certains verrous scientifiques :

➤ l'évaluation des paramètres de compressibilité d'un déchet :

Le modèle incrémental de prédiction des tassements introduit au Chapitre 3 est issu d'une approche géomécanicienne des milieux particuliers. L'amélioration du modèle et en particulier une meilleure estimation des coefficients de compressibilité caractéristiques d'un type de déchet et de son conditionnement passe par une analyse fine de son comportement. Or, les mesures en centres de stockage réels ne permettent pas à l'heure actuelle d'aboutir à une maîtrise totale des phénomènes multi-paramètres. Leur diversité en terme de composition de déchet, hauteur, mode de mise en place et conditionnement, humidité, etc. rend en effet difficile la 'modulation' sur les coefficients de compressibilité observées. Ceci justifie de compléter les expérimentations sur site (approche 'macro') par des essais de laboratoire (approche 'meso'). S'agissant du tassement primaire, il s'avère par ailleurs difficile et coûteux d'effectuer des mesures sur site, à l'instar des expérimentations conduites à Lapouyade ou encore Chatuzange (§ 5.1.3 et 5.1.4).

➤ le couplage des comportements hydro-biochimique et mécanique :

Lanini (1998) a mis en œuvre deux lysimètres (ou digesteurs) instrumentés pour suivre l'évolution spatiale et temporelle de la biodégradation d'un déchet-type, avec succession des phases aérobie et anaérobie. Les résultats tirés de cette recherche ont constitué pour nous une importante base de travail sur la composition et la biodégradation des déchets. En revanche, cette étude n'abordait pas, comme d'ailleurs la plupart des études sur pilote de laboratoire répertoriées dans la littérature, l'interaction entre le comportement biochimique et le comportement mécanique du déchet. Pourtant, ce couplage associé aux aspects de circulation fluide (Aran, 2001) apparaît plus que jamais nécessaire à la compréhension physique des phénomènes se déroulant sous l'effet de la surcharge et du temps. Pour ne prendre qu'un exemple, on ne sait pas actuellement quantifier l'influence de la teneur en eau et de la recirculation des lixiviats sur la cinétique de tassement, ni inversement l'influence des modifications de structure liées aux tassements sur les transferts dans le déchet. Une étude de laboratoire représentative constitue un complément incontournable pour une étude paramétrique couplant paramètres hydro-biochimiques et mécaniques.

### **4.2. Historique des expérimentations prototype de laboratoire**

Comme nous l'avons vu précédemment, la majorité des modèles de tassement appliqués aux déchets sont basés sur le comportement oedométrique des sols compressibles. Il y a donc une certaine logique à vouloir approcher le comportement des déchets à partir d'expériences dérivées de la mécanique des sols. Cependant, la taille de l'échantillon oedométrique traditionnel ne peut plus être considérée comme représentative, au vu de la dimension maximale des éléments

particulaires constitutifs (décimétrique voire métrique). C'est ainsi qu'un certain nombre de dispositifs de laboratoire de grande taille ont été développés, spécifiquement conçus pour le suivi du comportement des déchets. D'après la littérature, le premier oedomètre de grande taille (0,28 m<sup>3</sup>) a été développé par Rao en 1974. Au cours de la dernière décennie, on a dénombré un certain nombre d'essais plus ou moins sophistiqués, certains plus particulièrement adaptés au suivi mécanique du déchet (consolidomètres), d'autres à sa biodégradation (lysimètres). Les principaux essais relatifs à la compression du déchet ont été reportés dans le Tableau 4.1. Aucun de ces essais ne simule le processus complet du stockage (de la mise en place du déchet jusqu'à son inertage). Par ailleurs, les comparaisons entre essais sont rendues difficiles par l'absence de standardisation des équipements et des procédures.

**Tableau 4.1** Caractéristiques principales des essais de compression en laboratoire

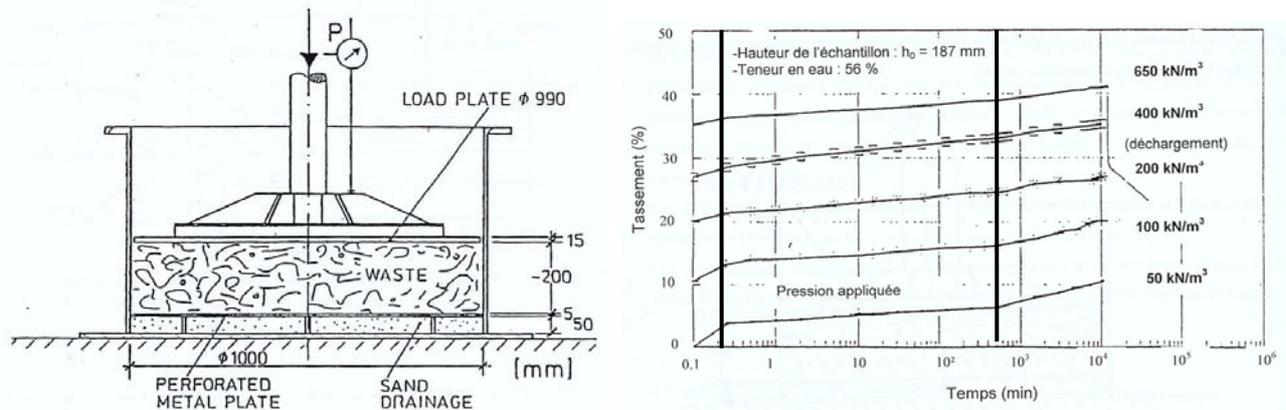
Auteur	Volume (m <sup>3</sup> )	$\sigma$ (kPa)	Points forts	Points faibles
Gandolla et al. (1992)	2,35 (x 3)	57	Essai à long terme Cuves témoin / test	Déchet broyé mélangé à des boues
Jessberger et Kockel (1993)	0,20	25 - 650	Contraintes de confinement élevées	Essai à court terme
Beaven et Powrie (1995)	9,42	25 - 600	Taille de la cellule Suivi hydraulique	Essai à court terme
Green et Jamenjad (1997)	0,21	0 - 160	Contraintes de confinement significatives	Essai à court terme Faible densité
Kavazanjian et al. (1999)	0,08	0 - 2000	Echantillons de déchet âgés	Essai à court terme
El Fadel et al. (1999)	0,23	7	Essai à long terme Recirculation des lixiviats	Faible confinement Pas de biogaz produit
Landva et al. (2000)	0,13	3 - 1500	Mesure des contraintes latérales	Essai à court terme
Watts et al. (2001)	86,40	19	Taille de la cuve Mesure des contraintes	Températures faibles Dégradation avortée
Simpson et Zimmie (2001)	0,007	6 - 766	Contraintes de confinement élevées	Essai à court terme
Warrith (2002)	0,08 (x 3)	1 - 2	Essai à long terme Cuves test / témoin	Faible confinement Faible densité
Ivanova et al. (2003)	0,16	47 - 130	Essai à long terme Température adéquate	Déchet ancien broyé (15 ans)

Parmi les expérimentations introduites dans le Tableau 4.1, nous illustrerons brièvement celles menées par Jessberger et Kockel (1993) et Beaven et Powrie (1995). Par ailleurs, les expérimentations menées par Watts et al. (2001) ont été totalement ré-analysées et feront l'objet d'une présentation plus consistante (§ 4.3).

#### ➤ Expérimentations de Jessberger et Kockel (1993)

Les auteurs ont réalisé une série d'essais de compression à l'aide d'une cellule de compression cylindrique (oedomètre) de diamètre 1000 mm et de hauteur 200 mm (rapport hauteur / diamètre  $\cong$  rapport standard de  $\frac{1}{4}$ ). Le déchet testé est un déchet ménager âgé de 8 mois, non saturé, dont le poids volumique est compris entre 7 et 10 kN/m<sup>3</sup>. Après un préchargement équivalent à 25 kPa, des paliers de charge de 50, 100, 200, 400 et enfin 650 kPa ont été appliqués chacun pendant 1 semaine ( $\cong 10^4$  minutes). L'échantillon a été suivi pour chaque palier de chargement au cours du temps (Figure 4.1 (b)). Sur les courbes de tassement relatif en fonction du temps (échelle semi-logarithmique), une modification de la pente apparaît après 8 h de chargement, sans qu'une

explication ait été fournie par les auteurs. Les déformations atteignent 20 % à 100 kPa et 40 % pour la contrainte ultime de 650 kPa.



**Figure 4.1** (a) Schéma de la cellule de compression de Jessberger et Kockel (1993) (b) Courbes de tassement relatif (%) tirées d'un déchet de 8 mois (Jessberger et Kockel, 1993)

➤ Expérimentations de Beaven et Powrie (1995)

Beaven et Powrie (1995) ont développé une cellule cylindrique de compression de grande taille (cellule 'Pitsea' : diamètre = 2 m, h = 3 m) permettant là aussi de comprimer le déchet sous une contrainte verticale maximale voisine de 600 kPa. Les principaux objectifs de ce dispositif expérimental étaient d'analyser l'effet de la compression sur la densité du déchet, d'estimer la capacité d'absorption de celui-ci et enfin d'approcher certains paramètres hydriques tels que la porosité efficace ou encore la perméabilité.



Vidage  
de la cuve



**Figure 4.2** Cellule de compression Pitsea (Projet Sunrise, [www.soton.ac.uk/~sunrise](http://www.soton.ac.uk/~sunrise))

Le matériau testé était composé de déchets ménagers d'âge variable (0 à 20 ans) prélevés sur site, utilisés tels quels ou préalablement broyés. La mise en compression s'est effectuée sous la forme de cinq pas de charge de 40 à 600 kPa. Toutefois, contrairement à l'oedomètre développé par Jessberger et Kockel (1993), la hauteur atypique de la cuve 'Pitsea' et son élancement ont occasionné des frottements substantiels le long de la paroi latérale de la cuve (effet 'silo'), frottements qui ont entraîné une diminution de 20 % des contraintes verticales moyennes (soit entre 35 à 460 kPa). Le dispositif a par ailleurs été équipé de 18 piézomètres horizontaux permettant d'évaluer les gradients de pression au sein du déchet.

Pour terminer, rappelons que quelques essais de grande dimension ont également été conduits par d'autres auteurs à l'aide de cellules triaxiales. Grisolia et al. (1995b) notamment ont conduit une série d'essais (diamètre = 25 cm ; h = 65 cm) sur un déchet composé de fermentescibles (22%), papier (32 %), plastique (8%), bois (6%) et déchets de construction inertes (32 %) sous des pressions variant de 50 à 300 kPa.

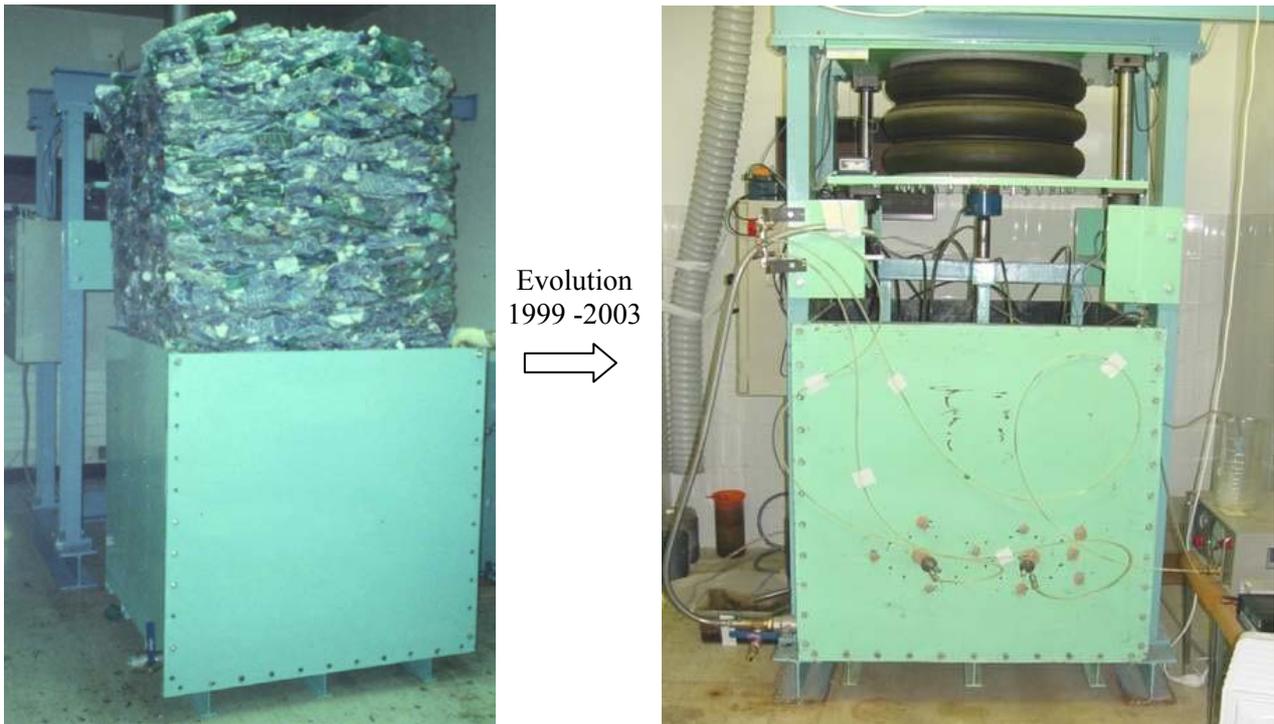
### **4.3. Expérimentations sur pilote prototype C4DC**

#### **4.3.1. Description du dispositif prototype**

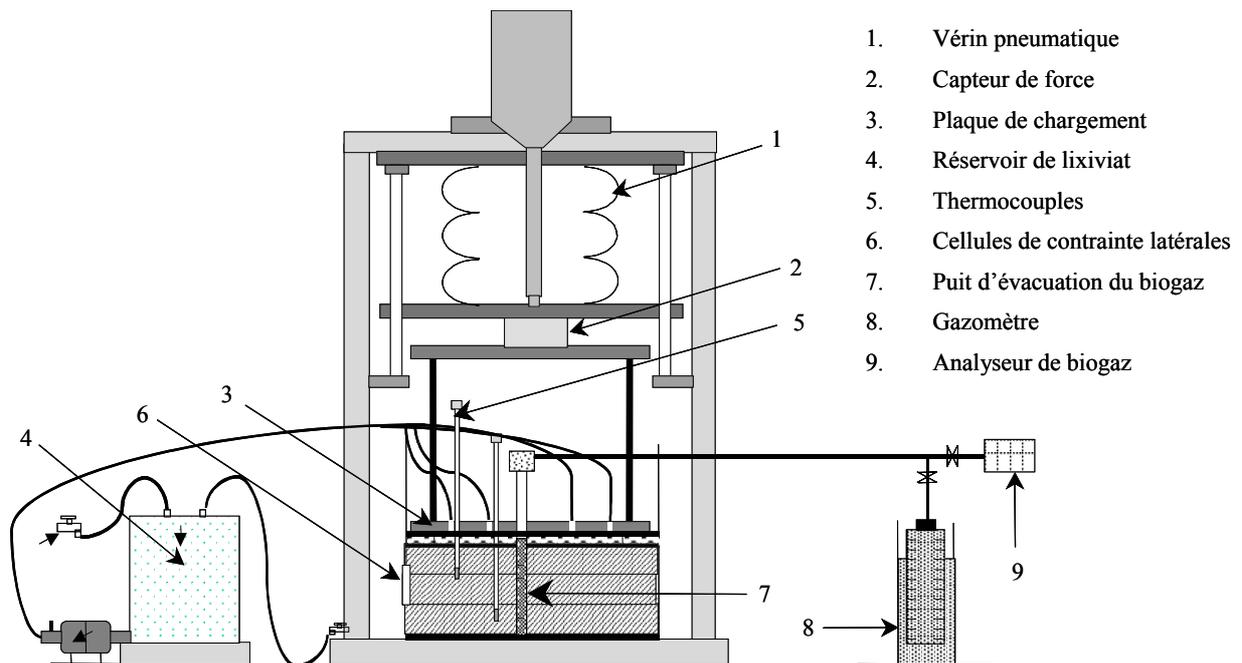
Construite en 1998, la cellule de compression oedométrique C4DC a initialement permis de tester la compression de déchets inertes (assemblage de bouteilles en PVC) ou essentiellement déformables (papier, carton, conserves, gaines). Deux essais préliminaires ont ainsi été menés entre 1998 et 2000 contribuant à vérifier la rigidité de la cuve, l'asservissement de la charge verticale par le vérin pneumatique, enfin la mise au point d'une méthodologie de préparation et de suivi des essais. En parallèle, l'instrumentation du pilote a été développée. Après avoir équipé le dispositif d'une centrale d'acquisition automatisée des paramètres mécaniques (force, déplacement vertical) et de la température, un premier essai d'une durée de 10 mois a été lancé avec un déchet ménager reconstitué suivant le principe du déchet-type (§ 4.3.2). Suite à cet essai, dont les résultats seront discutés un peu plus loin, l'appareillage a été substantiellement amélioré au cours de l'année 2001 afin de permettre le suivi intégré de déchets dégradables, incluant une mesure des indicateurs biochimiques de la dégradation et l'application de la technique de réinjection des lixiviats.

Dans son état actuel, le dispositif expérimental ( $\cong 1 \text{ m}^3$ ) consiste en une cuve métallique de section carrée (1 m x 0,98 m) surmontée d'un vérin capable de développer une contrainte verticale maximale de 130 kPa (équivalent à une surcharge de 15 m de déchet). L'ensemble du dispositif est placé dans un local thermostaté (avec pour objectif de recréer les conditions de température régnant au sein d'un CSD) soumis à une intense ventilation forcée de manière à rester à tout instant dans des conditions de concentration en méthane 20 fois inférieures à la limite inférieure d'explosivité (LIE). Le biogaz est collecté au moyen d'un tube vertical en PVC percé installé à la mise en place du déchet. Ce dernier est relié en sortie à un analyseur infrarouge (mesure qualitative des concentrations en méthane et dioxyde de carbone) et à un gazomètre (mesure du débit de biogaz).

Un capteur de force, placé sous le vérin pneumatique, permet un contrôle de la pression verticale moyenne appliquée sur l'échantillon. Deux cellules de contrainte 'Glötz' ont par ailleurs été installées à l'intérieur de la paroi avant de la cuve afin de quantifier la poussée latérale en relation avec la pression verticale. Cette paroi amovible permet la visualisation de la structure du déchet en fin d'essai. L'appareillage et son schéma de principe sont illustrés sur les Figures 4.3 et 4.4.



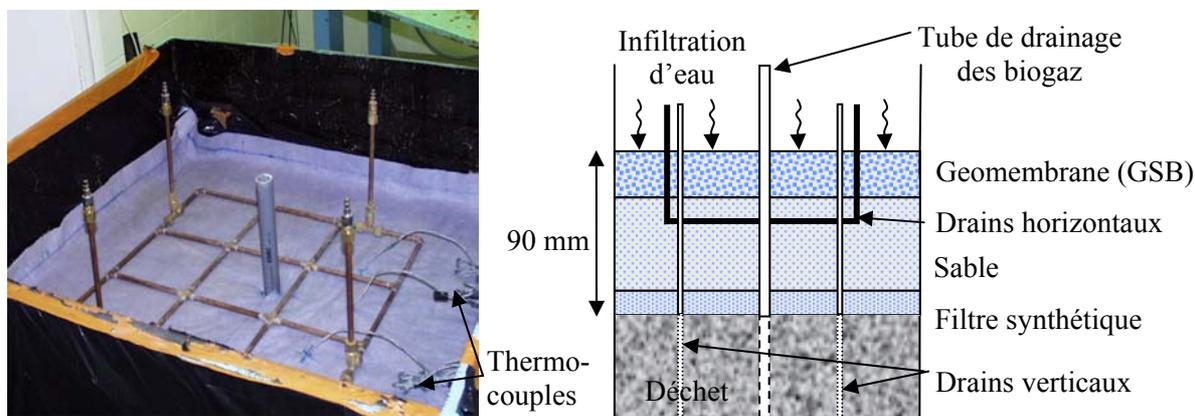
**Figure 4.3** Evolution de la cuve C4DC de son état initial (1999) à son état actuel (2003)



**Figure 4.4** Coupe en travers de la cuve C4DC et instrumentation associée

Le lixiviat est drainé librement en fond de cellule (pour éviter la saturation du déchet) avant d'être réinjecté en sommet de colonne. La recirculation a été initialement assurée au moyen d'un réseau de distribution horizontal (composé de tubes de cuivre percés) (Figure 4.5). Du fait du colmatage progressif du système, deux puits verticaux ont dû être foncés au cours de l'essai n°2 de manière à assurer la poursuite de la recirculation.

Le déchet est recouvert d'un lit de sable contenu par un feutre géosynthétique filtrant et l'ensemble est étanché au moyen d'un géosynthétique bentonitique sur lequel est disposé la plaque de chargement (elle-même percée de trous pour permettre le passage des tubes de biogaz et de réinjection ainsi que les thermocouples enfouis dans le déchet). Compte tenu des possibles défauts d'étanchéité entre les parois de la cuve et le géosynthétique bentonitique, la barrière de couverture n'est pas totalement étanche, ce qui nous a privé de mesures quantitatives des flux de biogaz.



**Figure 4.5** (a) Vue de la maille de réinjection du lixiviat (b) Section de la couverture de la C4DC

#### 4.3.2. Description du déchet : notion de déchet-type

Le concept de 'déchet-type' a été proposé par Vincent (1991) associé à une méthodologie précise de sélection du matériau, dont la nature composite est censée représenter au mieux les phénomènes observés sur sites en vraie grandeur, tant sur le plan hydro-biochimique que mécanique. Le 'déchet-type' (encore appelé déchet de synthèse) que nous avons reconstitué comprend volontairement un nombre restreint de constituants de nature courante. Il présente ainsi l'avantage d'être reproductible en tout lieu.

Si la taille des cuves expérimentales exclut la possibilité d'utiliser un déchet directement prélevé sur site, d'autres chercheurs tels Gandola et al. (1992) ou encore El Fadel et al. (1999) ont choisi de tester un déchet prélevé (préalablement broyé). Selon nous, cette solution n'apporte pas nécessairement une réponse satisfaisante pour les raisons suivantes :

- la représentativité de l'échantillonnage vis-à-vis de l'ensemble du site est loin d'être garantie ;
- l'utilisation d'un déchet prélevé permet rarement d'approcher sa composition initiale et son histoire, notamment s'il est âgé. Par ailleurs, son degré d'évolution est difficilement mesurable ;
- le broyage tend à uniformiser la taille des éléments ce qui entraîne inévitablement une uniformisation de la taille des pores : la macro porosité constitue pourtant une des caractéristiques majeures du déchet ;
- la reproductibilité de l'échantillon de déchet en vue d'autres essais demeure problématique.

S'agissant des deux essais que nous avons développés de 2000 à 2003, un seul et même déchet a été utilisé, conçu sur la base des compositions proposées par Lanini (1998) et Thomas (2000) (Tableau 4.6) – i.e. 55 % de déchet organique dégradable et 45 % de déchet inerte ou plastique :

- Matière organique dégradable : les éléments composant cette classe ont été sélectionnés en considérant la biodégradabilité et le potentiel de dégagement énergétique moyen des déchets de classe II.
- Matière inerte et plastique : Lanini (1998) n'utilisait que des blocs de polymère pour représenter la fraction inerte mais elle ne s'intéressait qu'au comportement biochimique du matériau. Le comportement mécanique associé, objet de notre étude, sera partiellement conditionné par le comportement de la fraction inerte, qui ne peut donc plus être représenté par des blocs polymères. Une composition type du déchet non organique a par conséquent été proposée par Thomas (2000), affinée ultérieurement par Olivier et al. (2003b). La gaine électrique et les canettes garantissent une porosité 'en grand' importante, les graviers représentent la fraction incompressible tandis que les plastiques ont un comportement 'élastique'. Le matériau a par ailleurs été écrêté à 150 mm (par simple découpage des éléments grossiers).

### 4.3.3. Méthodologie du suivi instrumental

Le détail du suivi instrumental tel que réalisé à partir de l'essai n°2 est reporté dans le Tableau 4.2. Il inclut le 'monitoring' d'une série de paramètres hydro-biochimiques et mécaniques.

**Tableau 4.2** Description des paramètres mesurés

Caractéristique	Paramètres	Unité	Fréquence	Détails
• Mécanique	- Contraintes $\sigma_v$	kPa	quotidien	précision +/- 3 %
	- Tassements $\Delta h$	m	continu	précision +/- 0,2 mm
	- Contraintes $\sigma_h$	kPa	hebdomadaire	mesure manuelle
• Hydrologie	- Porosité ouverte	%	occasionnel	tirée des mesures de tassement
	- Porosité effective	%	occasionnel	test de percolation (vidange)
	- Teneur en eau	%	occasionnel	bilan hydrique
• Température	- T° interne	°C	continu	thermocouples
	- T° externe	°C	continu	thermomètre
• Recirculation	- pH	-	hebdomadaire	pH mètre (manuel)
	- Conductivité	mS/cm	hebdomadaire	conductivimètre (manuel)
• Biogaz	- Teneur en CH <sub>4</sub>	%	continu	analyseur infrarouge (+/- 2 %)
	- Teneur en CO <sub>2</sub>	%	continu	analyseur infrarouge (+/- 2 %)
	- Débit	l/h	-	gazomètre gradué

### 4.3.4. Description des essais n°1 et 2 (2000 – 2003)

Deux essais ont été réalisés dans le cadre de cette thèse, avec une composition de déchet identique mais en revanche une mise en place différente. Les particularités de chacun des deux essais sont reportées dans le Tableau 4.3.

**Tableau 4.3** Spécificités des essais n° 1 et 2

Caractéristiques	Essai n° 1 : sans recirculation (mai 2000 – mars 2001)	Essai n° 2 : avec recirculation (juillet 2002 – en cours)
Mode de mise en place	mélange partiel (litage fin par constituants)	mélange complet du déchet + griffe de jardin
Eau de mouillage	66 litres	155 litres
Hauteur initiale ( $h_0$ )	833 mm	845 mm
Durée du chargement	22 jours	7 heures
Hauteur $h_1$ (130 kPa)	653 mm	630 mm
Température	$\cong 25 - 30$ °C	$\cong 33 - 35$ °C

➤ Description de l'essai n° 1 (mai 2000 – mars 2001)

La méthodologie et l'instrumentation relative à l'essai n° 1 étaient moins élaborées que dans le cas du 2<sup>ème</sup> essai. Nous nous limiterons ici aux données spécifiques à ce 1<sup>er</sup> essai pour nous concentrer plus en détail sur l'essai n° 2. La procédure de mise en place du déchet lors de ce 1<sup>er</sup> essai s'est révélée trop schématique : les différents constituants ont été disposés en sous couches uniformes (mono-constituant). Cinq couches ont été installées pour un total de 442,2 kg de déchet solide, à quoi est venu s'ajouter 66 litres d'eau (Tableau 4.4). Les poids volumiques solide et humide en fin de remplissage de la cuve sont respectivement  $\gamma_{s0} = 5,21 \text{ kN/m}^3$  et  $\gamma_{h0} = 6,10 \text{ kN/m}^3$ .

**Tableau 4.4** Phasage de remplissage de la cuve (essai n° 1)

Couches	$m_s$	Hauteur avant / après pré-chargement	
1	98,3 kg	0,420 m	0,240 m
1 + 2	2 * 98,3 = 196,6 kg	0,650 m	0,490 m
1 + 2 + 3	3 * 98,3 = 294,9 kg	0,860 m	0,600 m
1 + 2 + 3 + 4	4 * 98,3 = 393,2 kg	1 m	0,730 m
1 + 2 + 3 + 4 + 5	5 * 98,3 = 442,2 kg	1 m	0,833 m

L'étape finale de l'essai n° 1 a été l'extraction, le tri et la mesure classe par classe des poids des constituants du déchet dégradé après 10 mois de stockage. Cette opération a été réalisée sur le site de l'incinérateur Athanor suivant la démarche suivante :

- ensachage des déchets (sacs PVC fermés hermétiquement) et transfert sur site ;
- mesure du poids humide de l'échantillon ;
- tri manuel après épandage des déchets ;
- séchage au soleil (1 journée ; T° à l'ombre  $\cong 25 - 30 \text{ }^\circ\text{C}$ ) ;
- mesure du poids final de l'échantillon.

Un bilan de masse a été effectué qui a donné une perte de masse solide voisine de 5,7 % entre le début et la fin de l'essai. Toutefois, cette estimation est imprécise. D'une part, le séchage pendant une journée au soleil n'a pas permis d'évacuer toute l'eau de mouillage du déchet, ce qui va dans le sens d'une sous-estimation de la perte de masse. En même temps, le bilan de masse est surestimé par le fait que les constituants ont relargué une partie de leur eau constitutive au cours de l'essai. Une étuve spécialement adaptée a été acquise entre temps, qui devrait permettre d'effectuer un bilan de masse plus rigoureux à la fin de l'essai n°2 (i.e. sur la base du poids sec de l'échantillon avant / après essai).

➤ Description du test n° 2 (juillet 2002 – en cours)

Avant la mise en place du déchet, le fond de la cuve a été recouvert d'un filtre géotextile pour éviter au maximum le lessivage des particules solides. Le déchet lui-même a été mélangé manuellement et installé dans la cuve en sous-couches de 50 mm d'épaisseur. Pour simuler le compactage, les différentes couches de déchet ont été patiemment foulées au pied et triturées à l'aide d'une griffe de jardin.

Une fois la mise en place d'une couche effectuée (120 kg de déchet solide, à l'exception de la demi couche supérieure : 60 kg), le déchet a été préchargé par l'application d'une contrainte verticale uniforme (40 kPa) conforme aux valeurs de préconsolidation évaluées plus haut (§ 2.4.2).

**Tableau 4.5** Chronologie de remplissage de la cuve (essai n° 2)

Couches	$m_s$	Hauteur avant / après pré-chargement	
1	120 kg	0,370 m	0,270 m
1 + 2	2 * 120 = 240 kg	0,570 m	0,495 m
1 + 2 + 3	3 * 120 = 360 kg	0,780 m	0,705 m
1 + 2 + 3 + 4	3 * 120 + 60 = 420 kg	0,890 m	0,830 m (0,845 m après 12 h)

Considérant les caractéristiques physiques du déchet, 3 états ont été définis précédemment, à savoir :

- ‘Etat solide’ (incluant l’eau constitutive liée à la fraction solide seulement)

Lors de la mise en place du déchet dans la cuve, ses constituants peuvent être considérés à l’état solide. L’eau de mouillage n’est ajoutée qu’au cours du pétrissage et du compactage.  $m_{si}$  représente la masse du constituant  $i$  et  $m_s$  la masse solide totale du déchet (420 kg en l’occurrence). En référence au Tableau 4.6, le poids volumique ‘solide’ initial de chaque constituant a été évalué par pesée et mesure volumique (au moyen d’un bain de mercure) à partir d’échantillons représentatifs ( $\gamma_{si} = m_{si} \text{ g} / V_{si}$ ). S’agissant de l’herbe et des feuilles, les volumes solides ont probablement été légèrement surestimés (du fait de la présence de micropores à la surface des constituants), d’où une légère sous-estimation des  $\gamma_{si}$  correspondants.  $\bar{\gamma}_s = 1 / \left( \sum_i \mu_i \frac{1}{\gamma_{si}} \right) = 9,79 \text{ kN/m}^3$  devrait toutefois représenter une approximation assez fidèle du poids volumique solide moyen des constituants.

**Tableau 4.6** Composition détaillée du déchet et paramètres correspondants (essai n°2)

Constituants du déchet	$m_{si}$ (kg)	$\mu_i = m_{si}/m_s$	$\gamma_{si}$ (kN/m <sup>3</sup> )	$w_{si}$
➤ <i>Déchets dégradables</i>				
- Papier et journaux	115,5	27,5 %	7,91	4,49 %
- Herbe sèche	23,1	5,5 %	4,75*	28,44 %
- Feuilles sèches	23,1	5,5 %	4,29*	11,95 %
- Fruits et légumes (en morceaux)	37	8,8 %	8,76*	85,80 %
- Riz cru	18,5	4,4 %	13,17*	9,67 %
- Viande crue (en morceaux)	13,9	3,3 %	10,72*	63,58 %
➤ <i>Déchets inertes ou plastiques</i>				
- Gravier ( $\phi \cong 20 \text{ mm}$ )	119,6	28,5 %	25,86*	0,22 %
- Feuille PEHD (ép. = 100 $\mu\text{m}$ )	47,8	11,4 %	9,50	0,35 %
- Gaines plastique ( $\phi = 15 \text{ mm}$ )	10	2,4 %	9,50	0,12 %
- Canettes aluminium ( $\phi \cong 65 \text{ mm}$ )	11,3	2,7 %	26,98	13,46 %

\*évalué par porosimétrie au mercure

- ‘Etat sec’ (sans eau)

L’eau constitutive a été estimée à partir d’échantillons représentatifs de chacun des constituants par séchage au four (60°C pendant 72 heures). Cela nous a permis de déterminer la masse sèche de chacun des constituants  $i$  ( $m_{di}$ ) et par suite leur teneur en eau respective  $w_{si} = \frac{m_{si} - m_{di}}{m_{si}}$  (Tableau 4.6).

- ‘Etat humide’ (incluant à la fois eau constitutive et eau de mouillage)

Le déchet a été humidifié progressivement au cours de sa mise en place (105 litres d’eau ajoutés). Enfin, 50 litres supplémentaires ont été ajoutés juste avant l’installation de la couverture jusqu’à atteindre approximativement la capacité de rétention du déchet. Soit  $m_h$  la masse humide du déchet, ( $m_h - m_s$ ) correspond à la masse d’eau de mouillage (i.e. 105 + 50 kg). Les 9 teneurs en eau définies précédemment (§ 2.1.4) sont reportées dans le Tableau 4.7

**Tableau 4.7** Teneurs en eau initiales (après mise en place et compactage) (essai n°2)

Teneur en eau rapportée à :	$m_s - m_d$ (58,7 kg)	$m_h - m_d$ (213,7 kg)	$m_h - m_s$ (155 kg)
$m_s$ (masse solide) : 420 kg	$w_s$ 13,98 %	$w_h$ 50,88 %	$w_h - w_s$ 36,90 %
$m_d$ (masse sèche) : 361,3 kg	$w'_s$ 16,25 %	$w'_h$ 59,15 %	$w'_h - w'_s$ 42,90 %
$m_h$ (masse humide) : 575 kg	$w''_s$ 10,21 %	$w''_h$ 37,16 %	$w''_h - w''_s$ 26,96 %

Considérant les poids secs, solides et humides du déchet en début d'essai ( $h_0 = 0,845$  m juste avant le cycle de chargement), on obtient des valeurs  $\gamma_{d0}$ ,  $\gamma_{s0}$  et  $\gamma_{h0}$  égales respectivement à 4,28 kN/m<sup>3</sup>, 4,97 kN/m<sup>3</sup> et 6,81 kN/m<sup>3</sup>. Par ailleurs, on peut calculer la porosité ouverte (ou interparticulaire) :

$$[4.1] \quad n_o = \frac{V_0 - V_s}{V_0} = 1 - \frac{m_s * g}{V_0 * \gamma_s} = 1 - \frac{420 * 9,81}{(0,845 * 0,98 * 1) * 9,79 * 10^3} = 0,49$$

$n_o$  se trouve dans la gamme de porosité ouverte (30 - 60 %) proposée par Landva et Clark (1990).

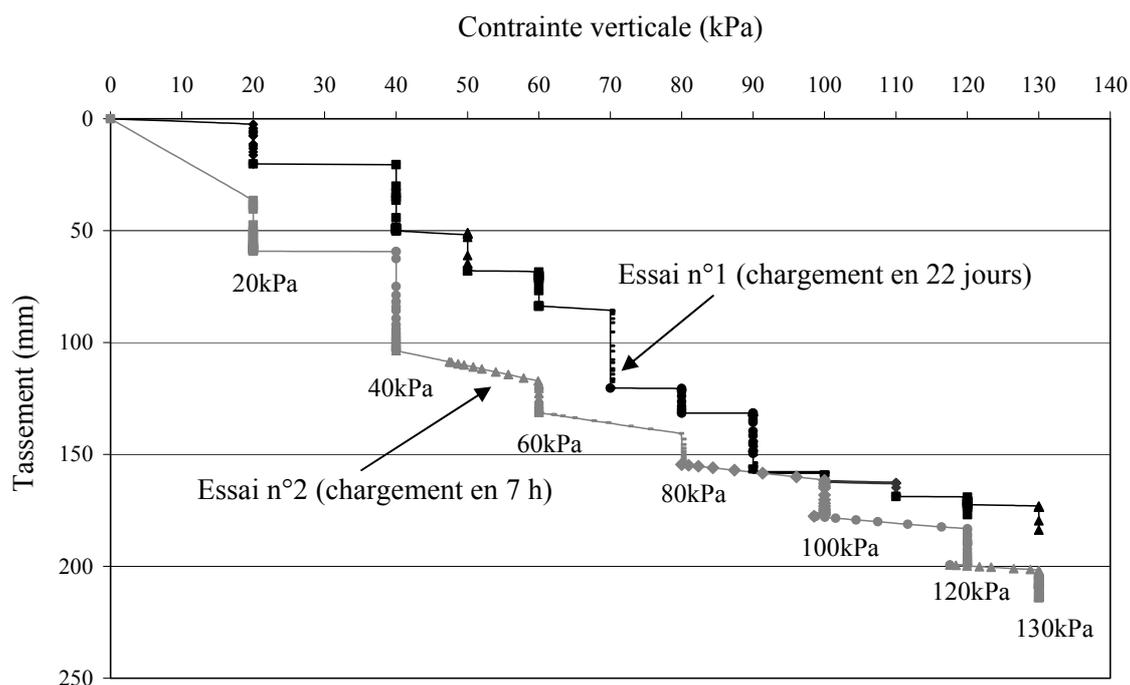
La teneur en eau initiale à saturation serait donc égale à :

$$[4.2] \quad (w_{sat})_0 = \frac{\gamma_{water} * (V_0 - V_s)}{m_s * g} = \frac{n_o}{1 - n_o} * \frac{\gamma_{water}}{\gamma_s} = 98 \%$$

Enfin, le degré de saturation à l'instant initial ( $t = 0$ ) est égal à  $(S_r)_{t=0} = (w_h / w_{sat})_{t=0} = 38 \%$ .

#### 4.3.5. Analyse des tassements primaires

Mis à part le tassement instantané relatif à la mise en place et au compactage du déchet, les composantes primaire et secondaire du tassement ont été mesurées au cours des deux essais. La phase de chargement a consisté en l'application d'incrément de charge de 10 à 20 kPa pendant un temps ( $\delta t$ ) jusqu'à atteindre une contrainte verticale ultime de 130 kPa (équivalente à la pression d'une colonne de déchet de 15 m environ). Les chemins de contrainte - tassement correspondant aux 2 essais sont rapportés sur la Figure 4.6.



**Figure 4.6** Evolution du tassement en fonction de la contrainte verticale (essais n° 1 et 2)

Ainsi que décrit dans le Chapitre 3, la compressibilité primaire du déchet peut être caractérisée à partir du coefficient de compression primaire intrinsèque qui vérifie l'équation suivante :

$$[4.3] \quad \frac{h(\sigma_c) - h(\sigma)}{h(\sigma_c)} = C_R^* \cdot \log\left(\frac{\sigma}{\sigma_c}\right)$$

On peut aussi calculer le module (oedométrique) tangent :  $E_T = \frac{\delta\sigma}{\delta\varepsilon} = \frac{\delta\sigma}{\delta h/h_0} = \frac{\sigma_{i+1} - \sigma_i}{(h_i - h_{i+1})/h_0}$

➤ Analyse des tassements primaires de l'essai n° 1 :

Le Tableau 4.8 rassemble l'ensemble des données relatives au tassement de l'échantillon de déchet en fonction des valeurs de la contrainte et du temps ainsi que les valeurs calculées du coefficient de compression primaire intrinsèque à partir de 4 valeurs supposées de la contrainte de consolidation et du module de déformation oedométrique tangent. Compte tenu de l'allure de la courbe représentative de l'essai n°1 (Figure 4.6),  $h(5 \text{ kPa})$  et  $h(10 \text{ kPa})$ , qui interviennent dans le calcul de  $C_{R1}^*$  et  $C_{R2}^*$ , ont été assimilés à 833 mm (aucun tassement supposé en deçà de 10 kPa). Le déchet a été déchargé à 90 kPa de manière à placer une rehausse additionnelle au vérin (course limitée : 400 mm) puis a été aussitôt rechargé jusqu'à 130 kPa. La déformation primaire subie par le déchet sous l'effet du cycle de chargement complet (de 0 à 130 kPa) représente un peu moins de 22 % (=180/833) de la hauteur initiale du déchet.

**Tableau 4.8** Evolution de  $C_R^*$  le long du chemin de contrainte (essai n° 1 ;  $h_0 = 833 \text{ mm}$ )

$\sigma_i$ kPa	$\sigma_{i+1}$ kPa	$\delta t$ heures	$t - t_0$ jours	$h_i$ mm	$h_{i+1}$ mm	$\delta h$ mm	$C_{R1}^*$ $\sigma_c = 5 \text{ kPa}$	$C_{R2}^*$ 10 kPa	$C_{R3}^*$ 20 kPa	$C_{R4}^*$ 40 kPa	$E_T$ kPa
0	20	21,3	0,89	833	813	20	-	-	-	-	833
20	40	68	3,72	813	783	30	0,07	0,10	0,12	-	555
40	50	22	4,64	783	765	18	0,08	0,12	0,15	0,24	463
50	60	26	5,72	765	749	16	0,09	0,13	0,16	0,24	521
60	70	118	10,64	749	713	36	0,13	0,17	0,23	0,37	231
70	80	24,0	11,64	713	701	12	0,13	0,18	0,23	0,35	694
80	90	72,8	14,67	701	683	18	0,14	0,19	0,24	0,36	463
90	0	1,3	14,76	683	720	-37	-	-	-	-	-
0	90	6,6	15,03	720	675	45	-	-	-	-	-
90	100	26	19,72	675	672	3	0,15	0,19	0,25	0,36	-
100	110	24	20,72	672	664	8	0,15	0,19	0,25	0,35	1041
110	120	29,8	21,96	664	660	4	0,15	0,19	0,24	0,33	2082
120	130	1,2	22,01	660	653	7	0,15	0,19	0,24	0,32	1190

En dépit du fait que le déchet ait été initialement comprimé à 40 kPa, cela n'implique en rien que sa contrainte de pré-consolidation soit égale à 40 kPa (rebond élastique). Quatre valeurs de  $\sigma_c$  (5, 10, 20 et 40 kPa) ont été testées dans le but de déterminer la valeur de  $\sigma_c$  pour laquelle le coefficient de compression primaire est le moins dépendant de la contrainte  $\sigma$ .  $\sigma_c = 20 \text{ kPa}$  semble donner la meilleure approximation de  $C_R^*$  voisin de 0,23 - 0,24 pour des contraintes supérieures à 60 kPa.

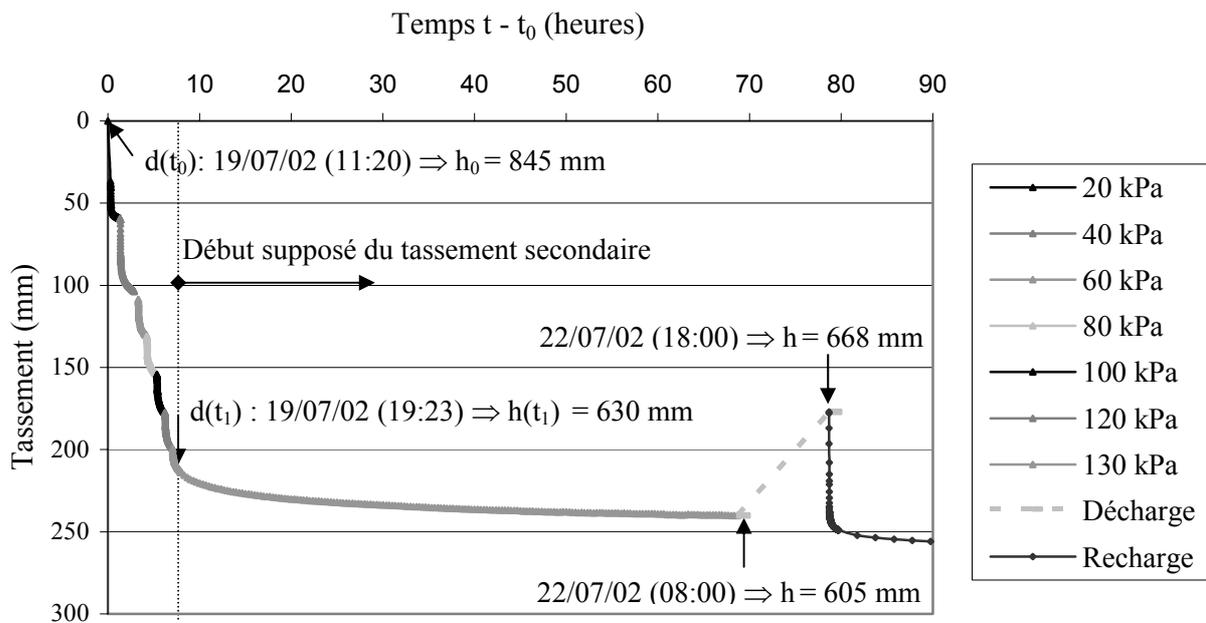
➤ Analyse des tassements primaires de l'essai n° 2 :

La partie initiale de la courbe de tassement de l'essai n°2 est donnée sur la Figure 4.7. Elle correspond à la phase de compression primaire de 0 à 130 kPa suivie presque immédiatement (contrairement à l'essai n° 1) par la rapide phase de décharge – recharge nécessaire à

l'installation de la rehausse. Après un cycle de décharge – recharge de 1 heure, la courbe de tassement retrouve son allure précédente, ce qui nous a permis de relier la seconde courbe à la première courbe (par interpolation linéaire). Comme précédemment, les données relatives à la phase de compression primaire ainsi que les valeurs calculées du coefficient  $C_R^*$  et du module  $E_T$  sont rassemblées dans le Tableau 4.9. Par extrapolation logarithmique,  $h(5\text{kPa})$  et  $h(10\text{kPa})$  ont été évalués à 837 mm et 817 mm respectivement.

**Tableau 4.9** Evolution du coefficient de compression primaire le long du chemin de contrainte (essai n°2 ;  $h_0 = 845$  mm)

$\sigma_i$ kPa	$\sigma_{i+1}$ kPa	$\delta t$ heures	$t - t_0$ heures	$h_i$ mm	$h_{i+1}$ mm	$\delta h$ mm	$C_{R1}$ $\sigma_c=5$ kPa	$C_{R2}$ 10 kPa	$C_{R3}$ 20 kPa	$C_{R4}$ 40 kPa	$E_T$ kPa
0	20	1,28	1,28	845	786	59	0,10	0,13			286
20	40	1,59	2,87	786	741	45	0,13	0,15	0,19		376
40	60	1,35	4,22	741	714	27	0,14	0,16	0,19	0,21	626
60	80	1,06	5,28	714	691	23	0,15	0,17	0,20	0,23	734
80	100	0,84	6,12	691	668	23	0,16	0,18	0,21	0,25	734
100	120	0,85	6,97	668	646	22	0,17	0,19	0,23	0,27	768
120	130	1,03	8,00 ( $t_1-t_0$ )	646	630	16	0,17	0,20	0,24	0,29	528



**Figure 4.7** Compression primaire du déchet (phase de chargement)

A l'issue de la mise en compression initiale à 40 kPa, la décharge a permis au déchet de se relâcher de manière significative (15 mm). Les incréments de charge ont été appliqués rapidement ( $\cong 5$  mn) suivis de paliers à charge constante de 45 à 90 mn tel que détaillé dans le Tableau 4.9. Pour chaque incrément de charge, la compression primaire est supposée terminée après  $\delta t$ . Sous l'effet du dernier incrément de charge (120 - 130 kPa), le coude de la courbe  $\Delta h = f(t)$  est obtenu après  $\delta t = 1,03$  heure. La fin du tassement primaire est donc obtenue pour  $t_1 - t_0 = 8$  heures (équation [4.4]). A l'issue de la phase de chargement (8 heures après le début de l'essai),  $\Delta h_p \cong 215$  mm et donc  $\gamma_s = 6,67 \text{ kN/m}^3$ ,  $\gamma_h = 9,14 \text{ kN/m}^3$  et enfin  $n_o = 0,32$ .

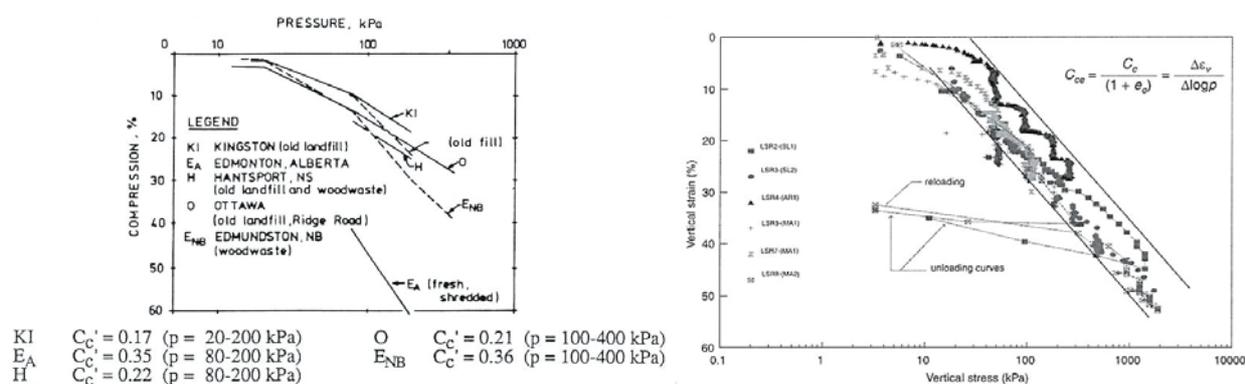
Quatre valeurs de  $\sigma_c$  (5, 10, 20 et 40 kPa) ont été testées dans le but de déterminer la valeur de  $\sigma_c$  pour laquelle  $C_R^*$  est le moins dépendant de la contrainte  $\sigma$ .  $\sigma_c = 20$  kPa semble donner la meilleure approximation de  $C_R^*$  voisin de 0,19 – 0,24.

Pour le module (oedométrique) tangent  $E_T = \delta\sigma/(\delta h/h_0)$ , la loi constitutive suivante a été proposée :  $E_T = E_0 \cdot (\sigma/\sigma_c)^\alpha$ . Considérant  $E_0 = 376$  kPa et  $\sigma_c = 20$  kPa, nous obtenons une bonne approximation avec  $E_T = 376 \cdot (\sigma/20)^{0,5}$ , mis à part la valeur faible de  $(E_T)_{130 \text{ kPa}}$ .

➤ Analyse comparée des essais n° 1 et 2 :

Supposant une contrainte de pré-consolidation égale à 20 kPa, les valeurs du coefficient de compression primaire intrinsèque tirées des 2 essais sont compris entre 0,16 et 0,24, ce qui correspond à la gamme suggérée par Landva et Clarke (1990), Jessberger et Kockel (1993), Kavazanjian et al. (1999) ou encore Landva et al. (2000). Retenons toutefois que la définition de  $C_R^*$  fait intervenir la contrainte de pré-consolidation  $\sigma_c$  dont la valeur a une influence significative sur la valeur de  $C_R^*$  : pour le 1<sup>er</sup> essai, le choix de  $\sigma_c = 10$  kPa aurait également pu être retenu, ce qui aurait donné des valeurs de  $C_R^*$  presque aussi stables et pourtant environ 20 % plus faibles. Aucune discussion sur le sujet n'a été trouvée dans la littérature, ce qui confirme la nécessité de recherches en ce sens.

Par comparaison avec les essais de déformation primaire menés par Landva et Clark (1990) puis Landva et al. (2000) (Figure 4.8 (a) et (b)) sur des échantillons de déchet de taille plus modeste que les nôtres ( $< 0,13 \text{ m}^3$ ) mais en revanche comprimés sur des plages de contrainte plus larges (jusqu'à 1 500 kPa s'agissant de la Figure 4.8 (b)), les auteurs ont déterminé les valeurs de compressibilité primaire par simple traitement graphique. Une telle approche aurait été délicate dans notre cas compte tenu de l'alignement imparfait des points de mesure sur la courbe contrainte – déformation.



**Figure 4.8** Déformation des déchets en fonction de la contrainte verticale (a) test à l'oedomètre 450 mm (Landva et Clark, 1990) (b) test à l'oedomètre 600 mm (Landva et al., 2000)

**Tableau 4.10** Caractéristiques des échantillons testés par Landva et al. (2000)

Réf. test	Réf. déchet	Origine	Description	$\gamma_0$ (kN/m <sup>3</sup> )	w* (%)	$C_R$
LSR2	SL1	CSD	6 ans d'âge ; papier et plastique : 52,6 %	10,4	15,6	0,17
LSR3	SL2	CSD	3 ans d'âge ; papier et plastique : 35,6 %	8,9	18,8	0,22
LSR4	AR1	artificiel	papier et plastique : 10 %	7,9	53,1	0,22
LSR5	MA1	mixte	papier et plastique : 20,5 %	7,6	51,3	0,24
LSR6	MA1	mixte	papier et plastique : 20,5 %	7,6	51,3	0,23
LSR7	MA2	mixte	papier et plastique : 17,6 %	8,2	-	0,21

\* Incertitude sur la définition exacte de la teneur en eau

Suite aux essais menés sur la cuve Pitsea, Powrie et Beaven (1999) montrent l'influence de la teneur en eau initiale du déchet sur la valeur du coefficient de compression primaire, comprise entre 0,20 (pour une teneur en eau initiale moyenne) et 0,25 à 0,30 (à la capacité au champs). Les résultats de Landva et al. (2000) présentés dans le Tableau 4.10 semblent à première vue corroborer ce constat, les valeurs maxi de  $C_R$  étant obtenues pour les essais LSR5 et LSR6 (à forte teneur en eau). Toutefois, ces essais étant également caractérisés par des poids volumiques plus faibles ( $7,6 \text{ kN/m}^3$ ), on se gardera de tirer des conclusions hâtives.

#### 4.3.6. Analyse des tassements secondaires

Assimilant le déchet testé d'épaisseur initiale  $h_0$  à une couche élémentaire, sa compressibilité secondaire peut être caractérisée à partir du coefficient de compression secondaire intrinsèque :

$$[4.4] \quad \frac{\Delta h_s(t)}{h_0} = \frac{\Delta h(t) - \Delta h_p(t_1)}{h(t_0)} = C_{\alpha\epsilon}^* \log \frac{t - t_0}{t_1 - t_0}$$

où  $t$  représente le temps pris à partir de la fin du remplissage de la cuve,  $t_0$  l'origine des temps avant le cycle de chargement ( $t_0 = 0$  en l'occurrence : 1 seule couche) et  $t_1$  l'origine du tassement secondaires (i.e.  $\Delta h_s(t_1) = \Delta h(t_1) - \Delta h_p(t_1) = 0$ ). De manière à permettre la comparaison avec d'autres essais conduits à des niveaux de contrainte inférieurs à 130 kPa, il a été considéré logiquement  $h_0 = h(t_0) = 0,833 \text{ m}$  dans le cas de l'essai n° 1 et 0,845 m dans le cas de l'essai n° 2 – plutôt que  $h(t_1)$  qui intègre la phase de chargement. Si l'on se réfère aux hypothèses du modèle incrémental ISPM, le tassement secondaire d'une couche de déchet est supposé débiter à la fin de la construction de cette dernière (avant l'application des surcharges induites par le poids propre des couches supérieures). Dans le cas présent cependant (chargement bref), nous avons supposé que le tassement secondaire était négligeable au cours de l'ensemble du chargement jusqu'au point d'inflexion (à  $t = t_1$ ) de la courbe  $\Delta h = f(t)$  pour  $\sigma = 130 \text{ kPa}$ . En conséquence, nous avons supposé  $\Delta h = \Delta h_p$  jusque  $t_1$  et  $\Delta h = \Delta h(t_1) + [\Delta h(t) - \Delta h(t_1)] = \Delta h_p(t_1) + \Delta h_s(t)$  au-delà de  $t_1$ .

##### ➤ Analyse des tassements secondaires de l'essai n° 1 :

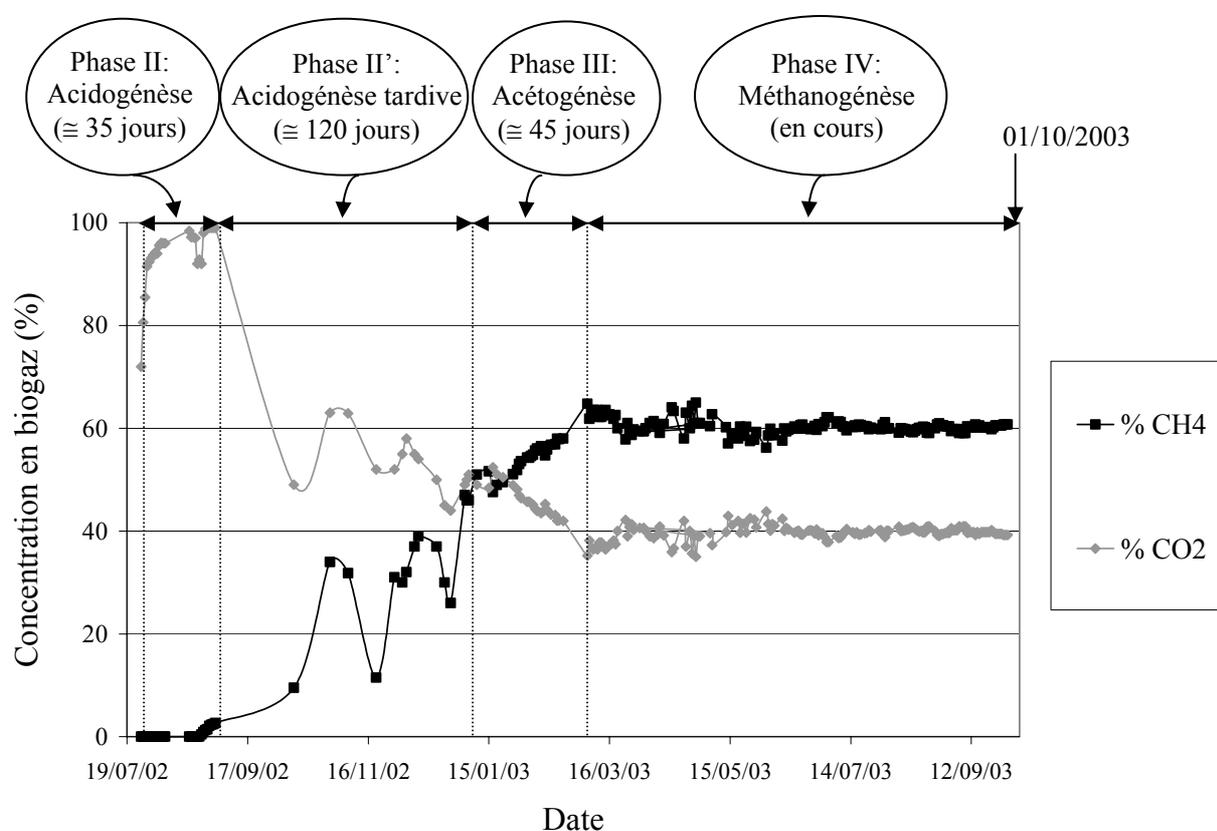
Au cours de ce 1<sup>er</sup> essai, les conditions de température et d'humidification du déchet n'ont pas permis une biodégradation substantielle de ce dernier. Mis à part les 66 litres d'eau ajoutés avant mise en compression, le déchet n'a reçu aucun ajout d'eau supplémentaire au cours des 10 mois d'essai. Compte tenu des fluctuations de la charge en fonction du temps, nous avons considéré la fin du chargement non pas après 21,96 jours mais à  $t_1 = 35$  jours. Le tassement secondaire a donc été considéré à partir de  $t_1 = 35$  jours. Les valeurs du coefficient de compression secondaire intrinsèque tirées de l'équation [4.4] se sont révélées particulièrement stables ( $\cong 0,033$ ). Une telle valeur est comparable aux valeurs tirées de l'analyse des essais menés au BRE (§ 4.4.5) voisine de 0,030. Compte tenu des similitudes entre notre essai n° 1 et l'essai du BRE (analyse sur la base d'une couche d'épaisseur métrique, biodégradation très faible),  $C_{\alpha\epsilon}^* = 0,030$  semble représenter l'ordre de grandeur de la compressibilité d'un déchet ménager se comprimant sous l'effet du seul fluage mécanique.

##### ➤ Evolution des caractéristiques des effluents de l'essai n° 2 :

Au cours de ce 2<sup>ème</sup> essai, les conditions ont été optimisées de manière à garantir une dégradation satisfaisante du déchet : température stabilisée à 33 - 35 °C pendant la durée complète de l'essai excepté la 2<sup>ème</sup> quinzaine de novembre, ce qui d'après Lanini (1998) correspond aux conditions optimales de développement des bactéries mésophiles. Aucune hausse significative de la température n'a été observée en début d'essai témoignant d'une rapide disparition des conditions

aérobie. Une réinjection des lixiviats a été entreprise, initialement à fréquence faible puis suivant un rythme hebdomadaire de janvier à juin 2003 et enfin quotidien de juillet à fin septembre 2003.

L'évolution de la compression secondaire de cet essai est à mettre en regard des indicateurs de la biodégradation du matériau. Des mesures quantitatives ont été tentées au moyen d'un gazomètre (bouteille en plastique graduée, percée à sa base et immergée par flottation dans un récipient d'eau légèrement acidifié pour éviter la dissolution du  $\text{CO}_2$ ). Les débits mesurés se sont toutefois révélés anormalement faibles du fait de la présence de fuites sur les flancs de la couverture. En conséquence, nous nous sommes concentrés sur l'évolution de la composition du biogaz et en particulier des concentrations de  $\text{CH}_4$  et  $\text{CO}_2$  au cours du temps (Figure 4.9). Cinq phases successives de dégradation ont pu être mises en évidence. La séquence des phases I à III (203 jours) n'a pas été tout à fait aussi rapide qu'observé par Ehrig (1991). Elle est pourtant restée assez brève eu égard aux casiers en vrai grandeur pour lesquelles des durées comprises entre 180 et 500 jours sont courantes (Courard et Dauge, 1999). L'évolution des 2 indicateurs ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ) ainsi que le niveau du pH du lixiviat sont décrits plus précisément dans le Tableau 4.11.



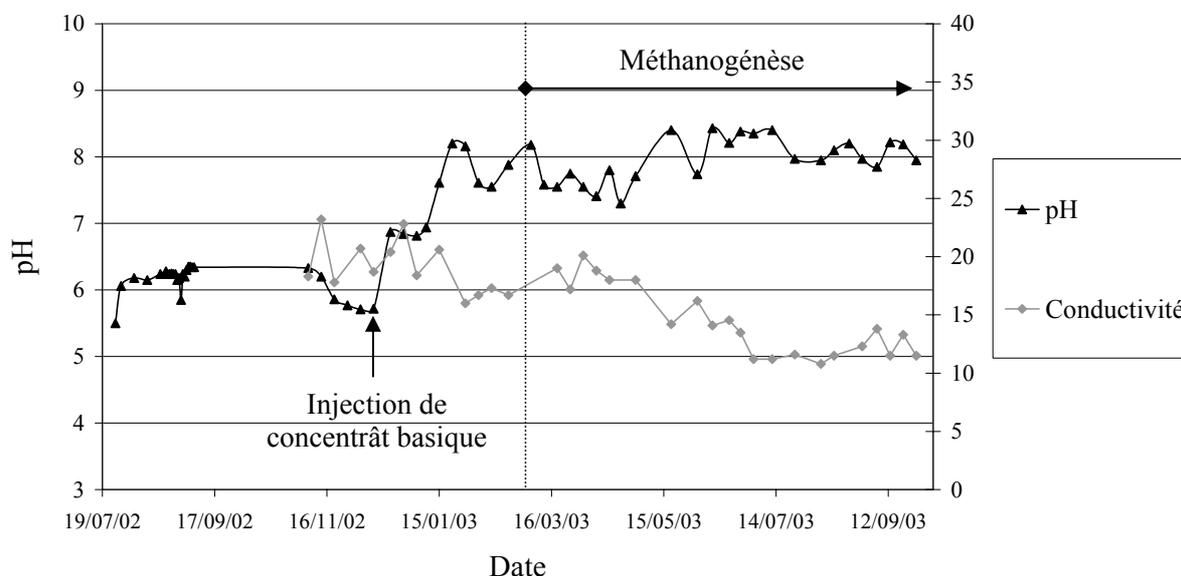
**Figure 4.9** Evolution des concentrations en  $\text{CH}_4$  et  $\text{CO}_2$  en fonction du temps (essai n°2)

**Tableau 4.11** Description des phases successives de la biodégradation (essai n° 2)

Phase	Durée	Dénomination	Caractéristiques
I	≅ 3 jours	Hydrolyse (aérobie)	très rapide
II	≅ 35 jours	Acidogénèse	pH ≅ 6 ; $\text{CO}_2 > 90\%$ ; $\text{CH}_4 \cong 2\%$
II'	≅ 120 jours	Acidogénèse retardée	pH ≅ 6 ; $\text{CO}_2: 95 \searrow 45\%$ ; $\text{CH}_4: 2 \nearrow 40\%$
III	≅ 45 jours	Acétogénèse	pH $\nearrow$ ; $\text{CO}_2: \cong 45\%$ ; $\text{CH}_4: 40 \nearrow 55\%$
IV	en cours	Méthanogénèse	pH $> 7,5$ ; $\text{CO}_2 \cong 40\%$ ; $\text{CH}_4 \cong 60\%$

En ce qui concerne le lixiviat, on note en début de phase anaérobie que les variations du pH sont relativement bien corrélées avec l'évolution des indicateurs du biogaz. Au cours de

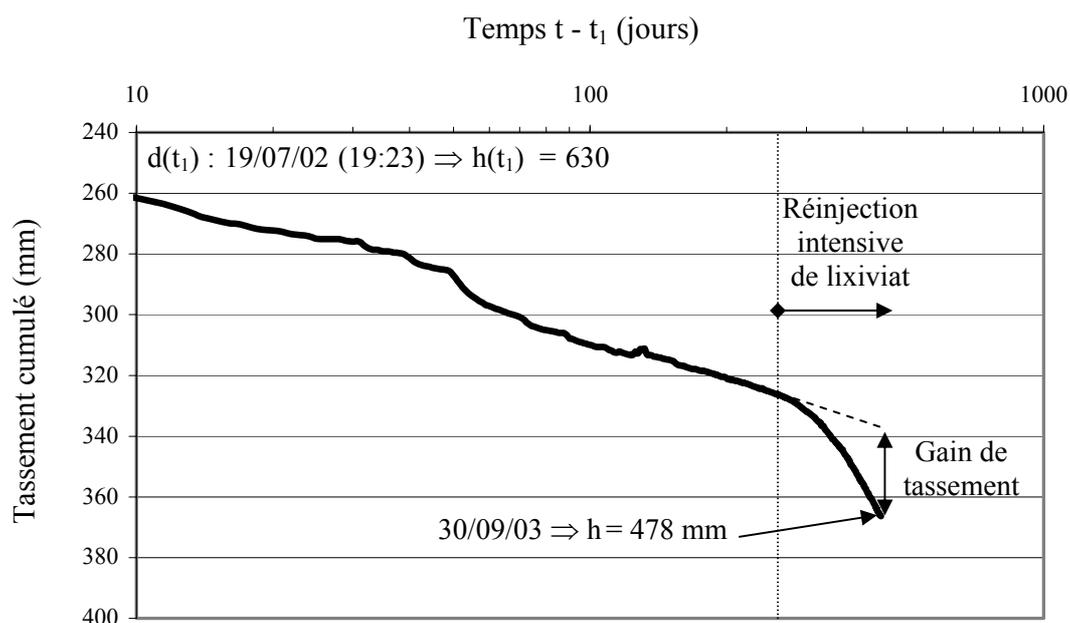
l'acidogénèse, un concentrât basique faiblement dosé a toutefois été ajouté au lixiviat de manière à rehausser la valeur du pH jusqu'à la neutralité et ainsi permettre le développement de l'acétogénèse. Au cours de la méthanogénèse, le pH fluctue assez peu (gamme comprise entre 7,2 et 8,3). Par ailleurs, la conductivité qui traduit la concentration des ions libres au sein du lixiviat, est généralement perçue comme un bon indicateur de la biodégradabilité 'rémanente' du déchet. Initialement stable à un niveau de 18 à 23 mS/cm, celle-ci a ensuite diminué lentement, puis à un rythme plus rapide pour enfin atteindre un niveau proche de 12 mS/cm après 15 mois d'essai.



**Figure 4.10** Evolution du pH et de la conductivité du lixiviat en fonction du temps (essai n° 2)

➤ Analyse des tassements secondaires de l'essai n°2 :

Le temps intermédiaire  $t_1$  supposé temps de fin de tassement primaire et début de tassement secondaire a été obtenu géométriquement à partir du coude de la courbe de recompression à 130 kPa (après mise en place de la rehausse) :  $t_0 = 0$  ;  $t_1 = 8h$  (Figure 4.7). A partir de cette hypothèse, le tassement secondaire a été tracé en fonction du logarithme du temps ( $t - t_1$ ) sur la Figure 4.11.



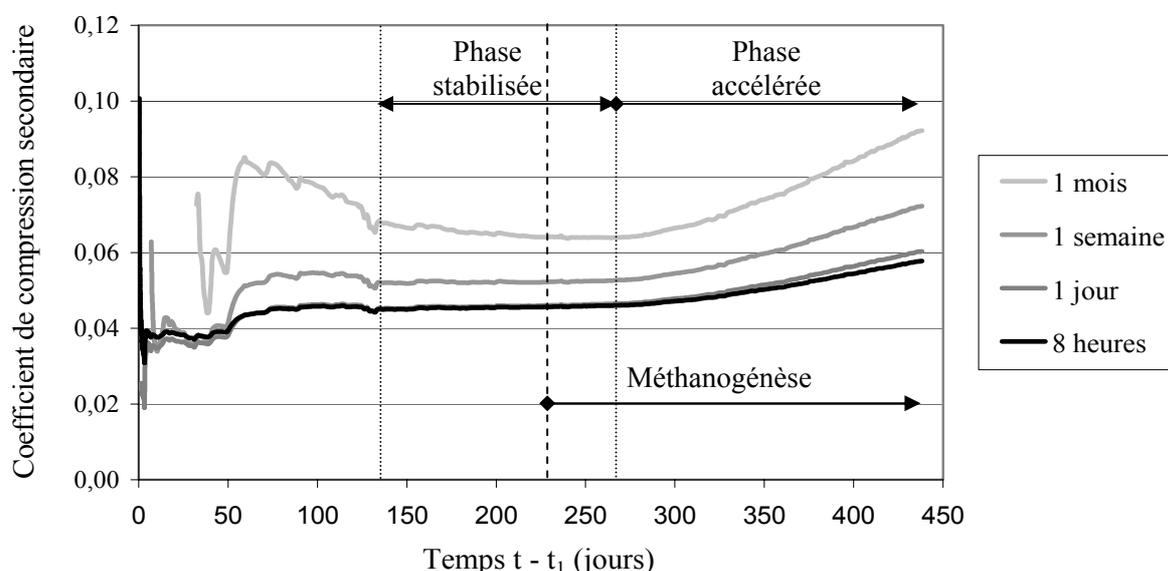
**Figure 4.11** Compression secondaire du déchet à contrainte constante (130 kPa) (essai n°2)

Deux observations s'imposent :

- $\Delta h_s$  varie linéairement avec  $\log(t)$  jusqu'au 270<sup>ème</sup> jour de l'essai (mi-avril 2003) ;
- à partir du 270<sup>ème</sup> jour, on observe une accélération nette des tassements correspondant précisément au début de la période de recirculation intensive des lixiviats (flux mensuels présentés sur la Figure 4.11).

A la date du 30/09/2003 (fin d'analyse des données), le tassement cumulé [ $\Delta h_p(t_1) + \Delta h_s(t)$ ] de l'essai a atteint 367 mm (43 % de l'épaisseur initiale  $h_0 = 845$  mm). Si l'on s'en tient au tassement secondaire, cela représente un tassement de 152 mm équivalent à une déformation de 24 % (rapportée à l'épaisseur de l'échantillon  $h(t_1) = h_0 - \Delta h_p(t_1) = 630$  mm au temps  $t_1$ ).

Nous avons d'abord calculé l'évolution du coefficient de compression secondaire intrinsèque par analyse inverse des tassements secondaires avec  $t_1 = 8$  heures.



**Figure 4.12** Evolution de  $C_{oe}^*$  en fonction du temps (suivant 4 valeurs de  $t_1 - t_0$ ).

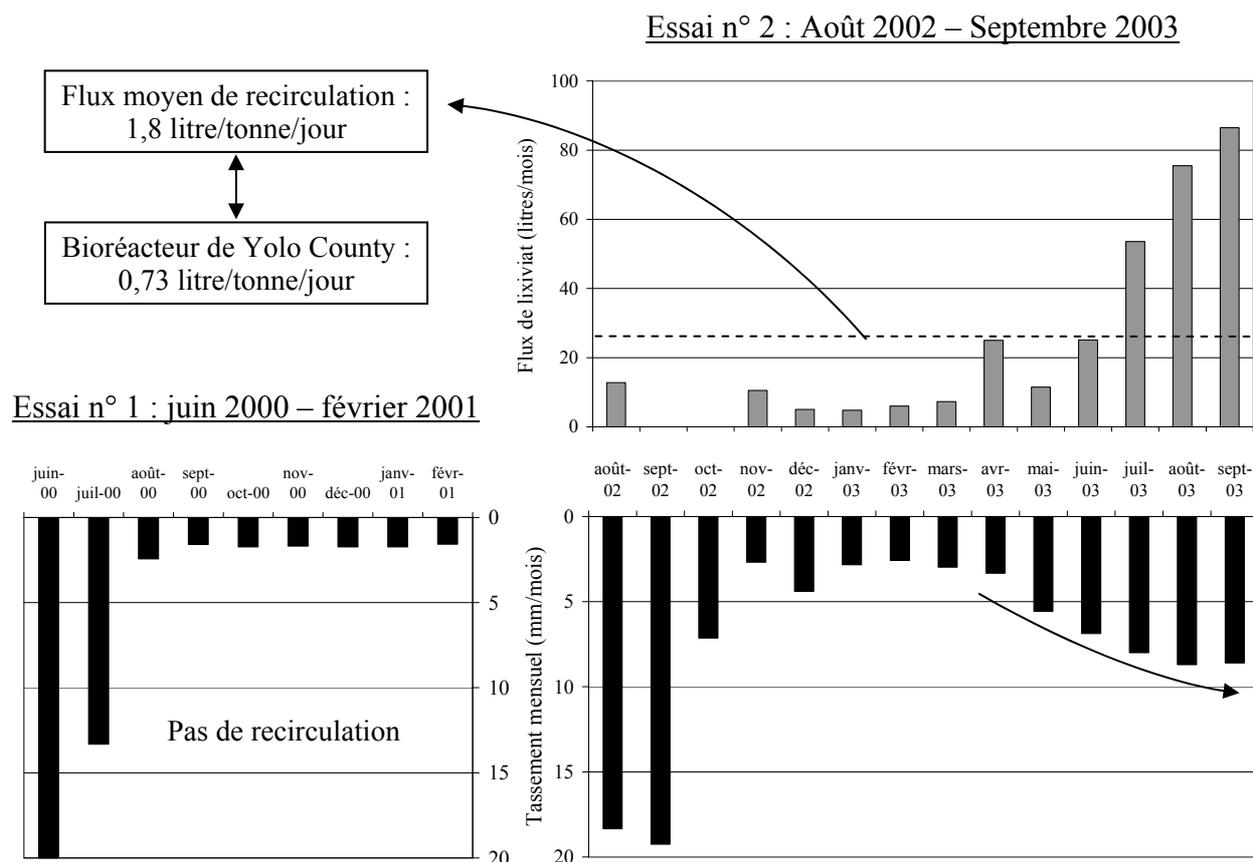
A la suite d'une phase stabilisée de quelque 150 jours, le coefficient de compression secondaire entre dans une phase de croissance coïncidant logiquement avec l'intensification de la recirculation. Les flux recirculés correspondants sont indiqués sur l'histogramme de la Figure 4.13. Pour  $t_1 = 8$  heures,  $C_{oe}^*$  passe de 0,045 à près de 0,060 au cours de la phase de tassement accéléré. En complément de la valeur initialement retenue pour  $t_1$  (8 heures), 3 valeurs alternatives de  $t_1$  ont été testées (i.e.  $t_1 = 1$  jour, 1 semaine et 1 mois) de manière à évaluer l'influence de ce paramètre de temps sur la valeur du coefficient de compression secondaire (Figure 4.12). Pour  $t_1 = 1$  mois (valeur sélectionnée dans le cadre de l'application du modèle global de Sowers), on obtient alors des valeurs nettement supérieures comprises entre 0,065 (en phase stabilisée) et 0,090 (en phase accélérée).

Cette augmentation de  $C_{oe}^*$  devra être confirmée. Par ailleurs, ceci ne répond pas à la question qui est de savoir si la recirculation entraîne une accélération provisoire à tassement secondaire final constant ou si la recirculation permet d'obtenir un tassement final supérieur. Une autre question est relative au temps nécessaire à l'évaluation de  $C_{oe}^*$  en régime permanent. Si pour des échantillons de déchet peu dégradables, le coefficient de compression secondaire peut être évalué à l'issue d'essais de compression d'une journée ainsi que suggéré par Landva et al. (2000), des périodes de

plusieurs mois à quelques années sont en revanche nécessaires pour estimer la compressibilité de déchets dégradables en conditions de laboratoire.

➤ Analyse comparée des tassements secondaires des essais n° 1 et 2 :

La Figure 4.13 rapporte les tassements mensuels mesurés pour chacun des deux essais, d'une part de juin 2000 à février 2001, d'autre part d'août 2002 à septembre 2003. En parallèle, les flux de lixiviat recirculés ont été indiqués mois par mois pour l'essai n° 2. Sur l'ensemble de la période d'essai, la recirculation représente une moyenne de 1,8 litre/tonne/jour, soit par exemple 2,5 fois plus que sur le bioréacteur de Yolo County (USA) (§ 8.2.3.3).



**Figure 4.13** Evolution des tassements mensuels en fonction de la recirculation (essais n° 1 et 2).

Un pic de réinjection a été imposé au cours des trois derniers mois avec un maximum de près de 85 litres/tonne/mois. La comparaison des deux essais sans et avec recirculation montre d'une part une cinétique à la fois lente et stabilisée (essai n° 1), d'autre part une cinétique de tassement similaire à celle de l'essai n°1 avant recirculation intensive, s'accéléralant ensuite de manière spectaculaire suite à la réinjection intensive (essai n°2).

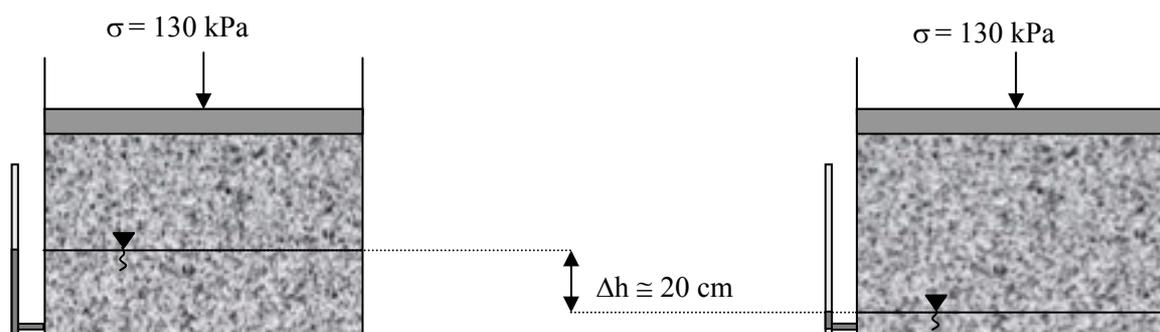
Ceci met en lumière le fait que le flux de lixiviat à recirculer doit, d'après ces expériences, être supérieur aux valeurs de terrain actuelles pour avoir une influence sensible sur la cinétique de tassement.

#### 4.3.7. Tests de percolation (vidange) de la cuve C4DC

En juin 2003, trois tests de vidange ont été effectués sans modification des conditions de l'essai en cours (essai n° 2), sinon la rapide immersion du déchet par le bas (en fond de cellule) sur une

hauteur proche de 20 cm. Une fois l'équilibre atteint (après 2 h), un ressuyage a été opéré librement à partir d'une vanne fixée en fond de cuve.

A l'occasion de ces trois tests de vidange, la mesure des volumes drainés et des temps correspondants ont permis de déterminer à la fois la porosité efficace de la frange (supposée) saturée du déchet et sa perméabilité moyenne à partir de la loi de Darcy appliquée dans des conditions de charge variable  $\Rightarrow K = 2,3sL * \log(H_0/H_1) / [S * (T_1 - T_0)]$  où s correspond à la section moyenne du réservoir de lixiviat, S la section de l'échantillon noyé,  $H_0$  et  $H_1$  les hauteurs de lixiviat dans le réservoir amont respectivement en début d'essai ( $T_0$ ) et en fin d'essai ( $T_1$ ).



**Figure 4.14** Schéma de principe du test de vidange de la cuve.

**Tableau 4.12** Comparaison des résultats obtenus au Lirigm avec les valeurs proposées par Powrie et Beaven (1999) ( $\sigma = 130$  kPa)

Cuve	Conditions d'essai	Porosité efficace $n_e^*$ (%)	Conductivité hydraulique K (m/s)
C4DC	Essai en cours depuis 10 mois Déchet recirculé	0,3 - 0,8	$1,3 * 10^{-7} - 6,5 * 10^{-7}$
Pitsea	Essai à court terme Déchet non ou peu recirculé	6	$2 * 10^{-6}$

\*  $n_e = V_{\text{eau de vidange}} / V_{\text{déchet}}$

Les trois tests réalisés ont été pratiqués dans des conditions imparfaites et doivent par conséquent être considérés comme indicatifs. En comparaison des valeurs tirées des expérimentations réalisées par Powrie et Beaven (1999) dans des conditions de vidange analogues, les valeurs de  $n_e$  et K obtenues à partir de la cuve C4DC sont d'un ordre de grandeur inférieures. Deux hypothèses peuvent être avancées :

- l'âge avancé du déchet de la cuve C4DC a pu contribuer à la diminution de la taille des macro-pores interparticulaires ;
- la recirculation des lixiviats a pu entraîner la migration de fines dans la partie inférieure de la cuve contribuant à colmater cette dernière.

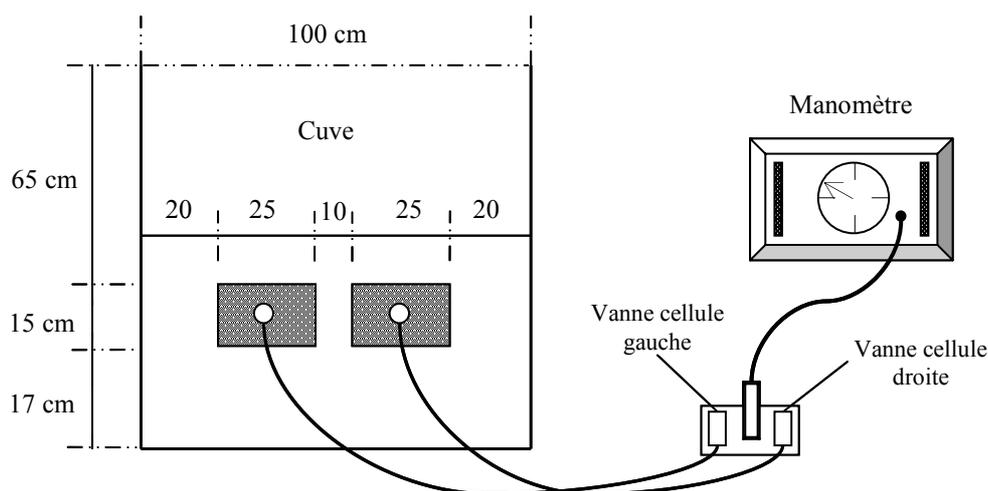
Notons par ailleurs que les valeurs calculées pour la porosité efficace sont très inférieures aux valeurs de porosité ouverte ( $n_0 \cong 16$  %) estimées en juin 2003 sur la base d'une masse solide inchangée depuis le début de l'essai. Ceci s'explique sans doute par la raréfaction des macro-pores (pores les plus mobilisés dans l'expérience de vidange) avec le temps au fur et à mesure de la dégradation.

Enfin, si les séries de tests de vidange réalisés sur les cellules C4DC et Pitsea constituent des tests originaux, leur interprétation demeure toutefois délicate. En effet, si l'on considère que la

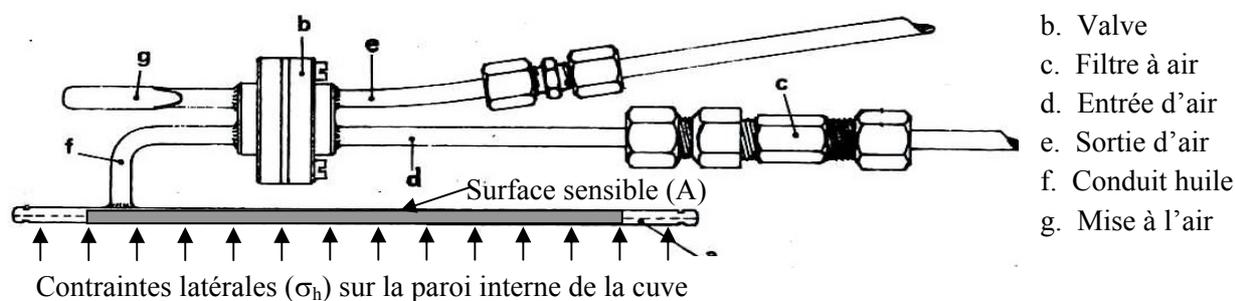
conductivité hydraulique horizontale du déchet est supérieure à la conductivité verticale, on peut penser qu'une partie non négligeable du flux hydrique mesuré s'écoule en fait le long des parois des cellules.

### 4.3.8. Mesures des contraintes latérales

Deux cellules de pression totale 'Glötz' (250 x 150 mm) ont été installées suivant la disposition conseillée par Prager (1974) dans le plan de la paroi avant de la cuve C4DC, dans le but de mesurer les contraintes latérales développées par le déchet sous l'effet des contraintes verticales imposées (Figure 4.15).



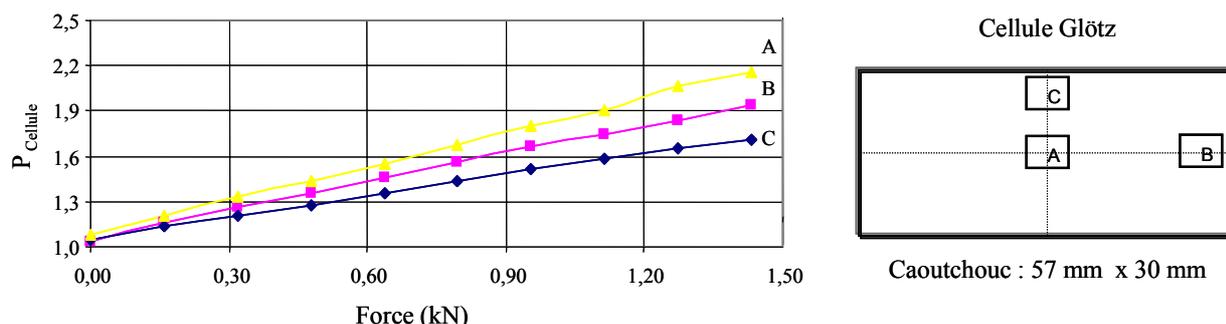
**Figure 4.15** Positionnement des cellules de contrainte 'Glötz' à l'intérieur de la paroi avant de la cuve C4DC



**Figure 4.16** Schéma de principe des cellules de contraintes 'Glötz'

La cellule de pression totale 'Glötz' est composée d'une capsule manométrique fonctionnant à volume constant (poche métallique renfermant de l'huile) et d'une soupape hydraulique servant à mesurer la pression  $P_i$  à l'intérieur de la capsule en relation directe avec la pression  $P_e$  exercée par le champs de contrainte extérieur. La mesure consiste à injecter un flux d'air par le tuyau de mesure et à attendre que les pressions  $P_i$  et  $P_e$  s'égalisent de part et d'autre de la membrane par soulèvement de cette dernière. La plaque de mesure est entourée par ailleurs d'une gorge périphérique permettant de diminuer les conditions d'encastrement sur les bords.

Pour chaque cellule, un étalonnage est nécessaire pour relier la grandeur lue à la pression hydrostatique effective  $P_i$ . Celui-ci a été effectué sous presse à l'aide d'interfaces en caoutchouc de différentes tailles en imposant une force d'intensité variable et de point d'application plus ou moins excentrée sur la cellule de manière à étudier l'influence sur  $P_i$  (Figure 4.17).

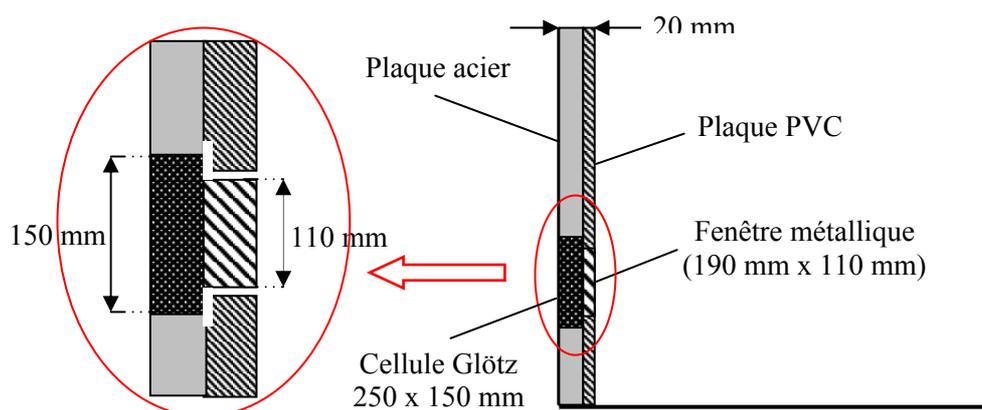


**Figure 4.17** Illustration de l'influence du positionnement de l'interface en caoutchouc.

A l'issue des premiers essais, il a été constaté que la zone sensible de la cellule correspond approximativement à un rectangle centré de 190 mm x 110 mm de côté (représentant seulement 56 % de la surface totale de celle-ci). Par ailleurs, on constate une diminution de la pression  $P_i$  à effort donné lorsque la surface de caoutchouc s'approche des bords de la cellule (effet voûte).

Une fois la calibration effectuée, les deux jauges ont été installées à l'intérieur de la paroi de la cuve. Dans un premier temps, plusieurs essais ont été réalisés en remplissant la cuve avec un sable sec non cohésif ( $\gamma = 16 \text{ kN/m}^3$ ,  $\phi' = 34^\circ$  et  $K_0 \cong 1 - \sin\phi' \cong 0,44$ ). Toutefois, ces tests ne se sont pas avérés strictement reproductibles compte tenu du sable migrant vers les joints entourant les plaques de mesure à l'origine de frottements importants avec la paroi.

Par ailleurs, des effets de bord (effet voûte) se sont probablement développés à la périphérie des cellules. Pour éviter ces désagréments, une plaque PVC ajourée (190 mm x 110 mm) a été placée le long de la paroi avant (côté intérieur) tandis que sur les cellules étaient collées des fenêtres métalliques ajustées (avec jeu) à la plaque PVC. En outre, une feuille de polyane a été disposée le long des parois de la cuve pour éviter la migration du sable. Ainsi, les problèmes d'effet de bord et de répétitivité des essais ont pu être au moins partiellement résolus, les efforts étant transmis à la surface 'sensible' de la cellule.



**Figure 4.18** Schéma d'implantation des cellules Glötz après modifications

De nouveaux essais de calibration en place ont été réalisés (toujours à l'aide de sable) mais une fois encore les pressions latérales mesurées se sont révélées inférieures aux valeurs attendues – conséquence très probable d'un module de rigidité différentiel entre la paroi de la cuve et la jauge (effet voûte).



**Figure 4.19** Principe de comparaison de la pression latérale dans le cas d'essais de calibration et d'essais sur déchets.

Considérant par ailleurs la valeur mesurée pour  $(K_0)_{\text{sable}} (= 0,44)$ ,  $(K_0)_{\text{déchet}}$  a pu être calculé à partir de la formule suivante (qui suppose que l'effet voûte est identique pour les deux matériaux) :

$$[4.5] \quad (K_0)_{\text{déchet}} = \left( \frac{\Delta P_{\text{déchet}}}{\Delta P_{\text{sable}}} \right) \cdot (K_0)_{\text{sable}}$$

Des valeurs de  $(K_0)_{\text{déchet}}$  comprises entre 0,18 et 0,37 ont ainsi été déterminées immédiatement après chargement à 130 kPa. Bien que très différentes, ces valeurs restent proches de la gamme proposée par Jones et al. (1997) à partir d'essais triaxiaux ( $K_0 = 0,20 - 0,30$ ) ou encore par Landva et al. (2000) à partir d'essais oedométriques à anneaux de force boulonnées ( $K_0 = 0,23 - 0,40$ ) (§ 2.4.4).

Corroborant les observations de Prager (1974), l'utilisation de cellules de pression totale 'Glötz' pose les difficultés suivantes :

- la cellule constitue une inclusion dont les propriétés mécaniques (module, coefficient de dilatation thermique, etc.) sont nécessairement différentes de celles du milieu environnant. En l'occurrence, la cellule est moins rigide que la façade acier de la cuve d'épaisseur 15 mm, ce qui pourrait expliquer les faibles valeurs enregistrées ;
- les cellules sont conçues pour fonctionner sous des contraintes normales uniformes à la face sensible, d'où l'apparition d'erreurs non négligeables lorsque le champ de contrainte s'en écarte ;
- les dimensions des constituants doivent rester suffisamment petites par rapport à la taille de la cellule de pression. S'agissant d'un déchet dont les constituants ont une taille maxi de 150 mm, nous sommes probablement proche de la limite d'utilisation du dispositif.

#### 4.3.9. Instrumentation combinée pénétromètre Panda et géoendoscope

Nous avons expérimenté l'utilisation d'un géoendoscope (permettant de visualiser la structure du déchet le long d'une cavité) dans la cuve C4DC, l'objectif initial étant de réfléchir à l'intérêt que pourrait présenter l'utilisation d'un tel dispositif en CSD. Cette technique a été mise au point par l'équipe de R. Gourvés à l'Université de Clermont-Ferrand et Sol-Solution, qui s'est déplacé pour 2 séries de tests sur notre pilote C4DC (en janvier 2001 et janvier 2003).

Incorporé à l'intérieur d'un tube métallique rigide ( $\phi$  16 ou 24 mm représentant une section de 2 ou 4 cm<sup>2</sup>), l'endoscope est introduit à l'intérieur d'un forage préalablement foncé à l'aide d'un pénétromètre type 'Panda'. La sonde est déployée à vitesse constante d'une extrémité à l'autre de la cavité enregistrant ainsi la 'photographie' continue de celle-ci à partir de laquelle une analyse

d'image peut être réalisée. Quant au pénétromètre dynamique léger type 'Panda', il comprend un train de tiges battues à l'aide d'un marteau normalisé. A chaque impact, des capteurs mesurent la vitesse de frappe, permettant ainsi de déterminer l'énergie transmise à la tige. D'autres capteurs mesurent simultanément la valeur de l'enfoncement de la pointe. Le boîtier ordinateur reçoit les informations et les données sont transmises à un micro-ordinateur équipé d'un logiciel de calcul. Les résultats sont fournis sous la forme d'un pénétrogramme illustrant l'évolution de la résistance de pointe  $q_d$  en fonction de la profondeur (Figure 4.21).

Les principales caractéristiques des trois tests réalisés à l'occasion de la seconde campagne sont présentées dans le Tableau 4.13. Des résistances de pointe comprise entre 2 et 40 Mpa ont été mesurées (Figure 4.21), valeurs sensiblement supérieures aux valeurs obtenues (2 - 30 MPa pour une moyenne de 8 MPa) à l'occasion de la première campagne de tests réalisée en janvier 2001.

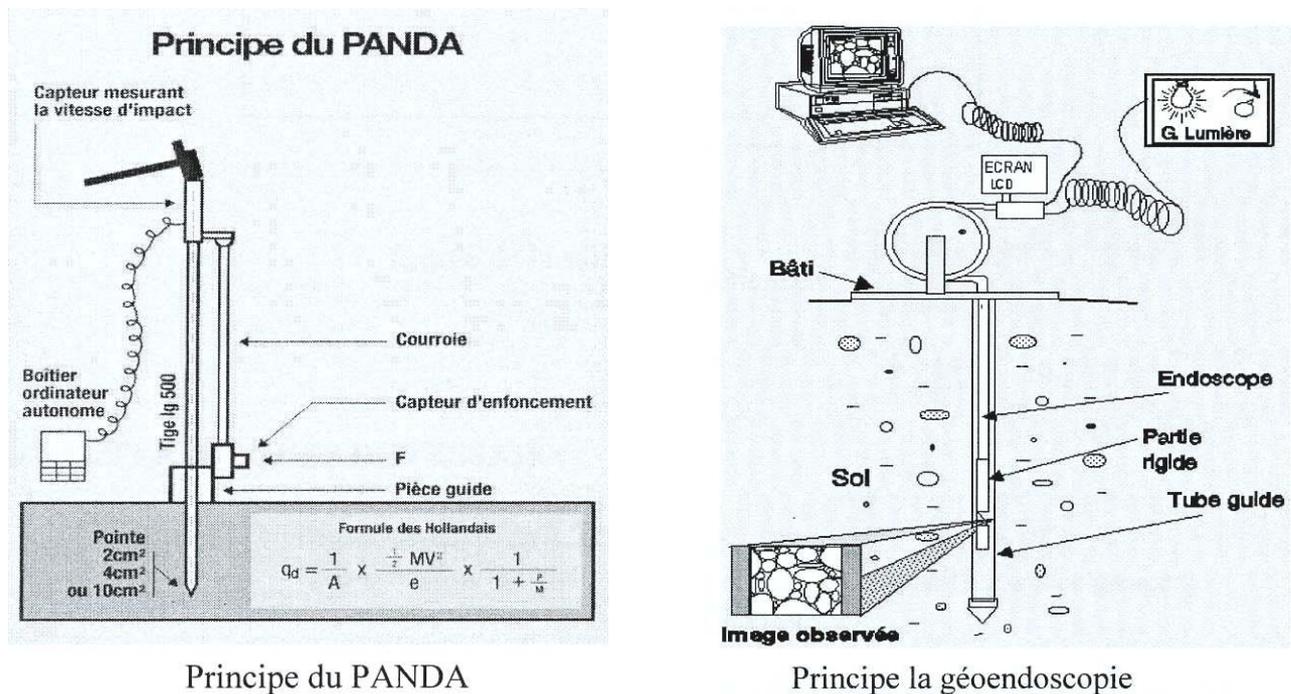
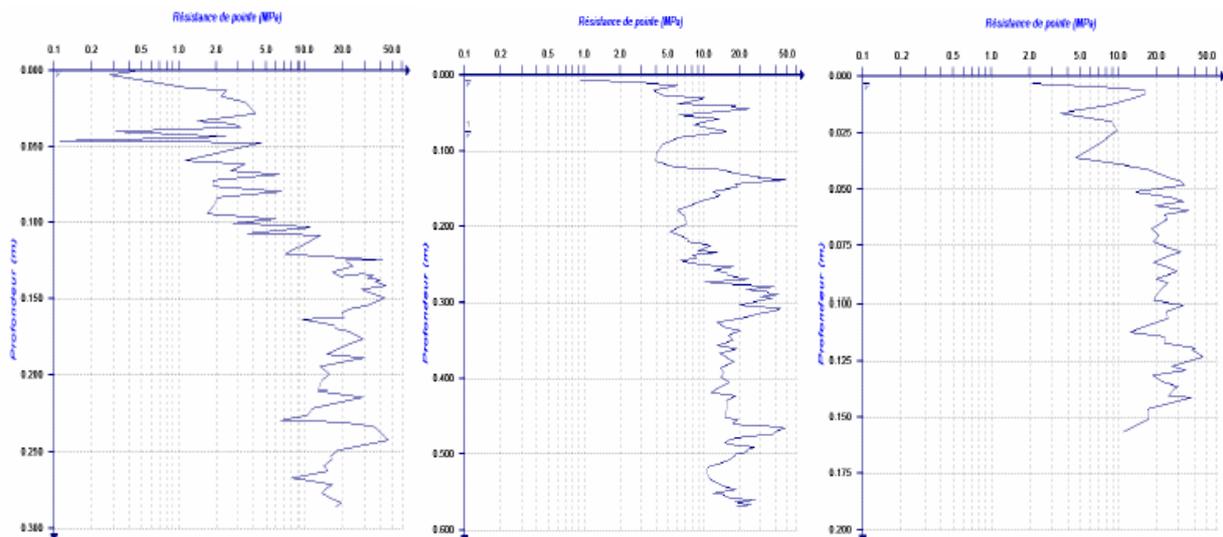


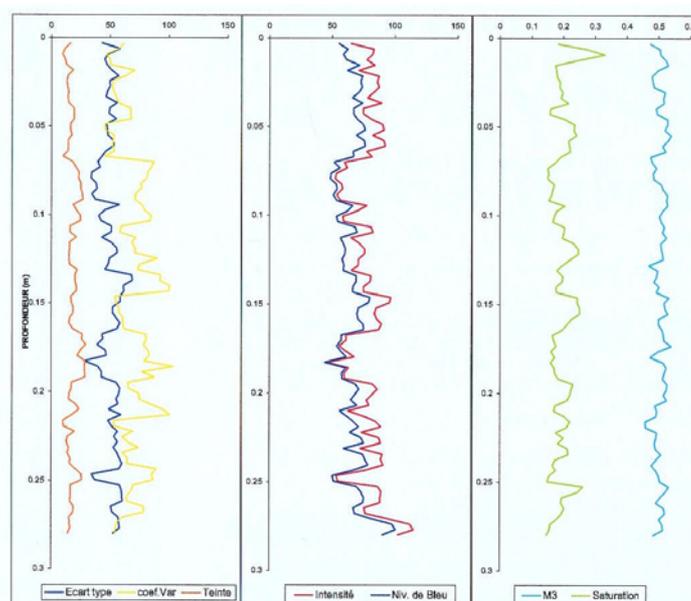
Figure 4.20 Schéma de l'appareillage couplé Panda – géoendoscope



**Figure 4.21** Evolution de la résistance de pointe avec la profondeur (essai n° 2 - tests n° 1, 2 et 3)**Tableau 4.13** Caractéristiques des tests couplés Panda – géoendoscope (essai n° 2 ; janvier 2003)

Test	Caractéristiques de la cavité			Essai Panda Résistance de pointe $q_d$ (MPa)	Endoscope Profondeur (mm)
	Profondeur (mm)	Angle/vert. (°)	Profondeur corrigée (mm)		
1	285	0	285	2 – 40 (Moy. : 15)	285
2	566	17	541	4 – 40 (Moy. : 17)	290
3	150	31	129	5 – 40 (Moy. : 22)	145

Pour l'interprétation des tests de géoendoscopie, on se base sur l'étude des paramètres de texture (coefficient de variance du niveau de gris de l'image et répétition d'une trame dans l'image), de couleur (teinte, saturation et intensité) ainsi que sur la distribution granulométrique du matériau. En l'occurrence, il a été mis en évidence lors des deux campagnes que la pointe de 2 cm<sup>2</sup> représente la structure du déchet à une échelle trop grande. L'emploi d'une tête de 4 cm<sup>2</sup> est envisagée à l'avenir sur site. Son utilisation sur la C4DC est rendue difficile compte tenu de l'énergie à fournir pour fonder un trou de diamètre équivalent (sans élan pour le marteau).

**Figure 4.22** Evolution des paramètres de l'endoscope avec la profondeur (test n° 1 – C4DC essai n°2) (a) Ecart-type, coefficient de variance du niveau de gris et teinte (b) Intensité et niveau de gris (c) Saturation

#### 4.3.10. Conclusion et perspectives

Si les expérimentations relatives à la cuve prototype C4DC requièrent d'être poursuivies pour souligner plus clairement les liens entre la biodégradation anaérobie et les tassements, les premiers résultats de cette recherche ont montré qu'il était possible de simuler à partir d'une cellule de compression d'échelle moyenne les processus qui se déroulent normalement dans un casier de stockage. Les résultats présentés témoignent de la potentialité et de la flexibilité de ce type d'expérimentation notamment pour :

- simuler le comportement mécanique d'un déchet enfoui sous une colonne de résidus ;
- suivre l'évolution structurale du matériau, au cours des phases primaire et secondaire ;
- tester différentes métrologies dans les conditions agressives représentatives d'un site ;

- étudier enfin le couplage humidité – compressibilité et l’effet de la recirculation des lixiviats.

Les principaux points forts et faiblesses du pilote prototype sont résumés ci-dessous :

Points forts	Points faibles
1. Les dimensions intermédiaires de la cuve prototype semblent appropriées eu égard à la structure du déchet et aux contraintes pratiques liées à la mise en place et au suivi d’essais.	1. Le suivi quantitatif du biogaz produit s’est révélé inopérant compte tenu du faible volume de biogaz produit et de la présence de fuites à travers la couverture.
2. Le suivi qualitatif des paramètres biochimiques essentiels est satisfaisant.	2. Le suivi des paramètres avancés de la biodégradation (DBO5, DCO, VOC, ...) n’a pas été inclus dans le programme.
3. La cuve apparaît comme un outil intéressant d’analyse de l’effet de la recirculation sur les tassements.	

Par ailleurs, les perspectives de recherche futures sont les suivantes :

Aspects hydro-mécaniques	Aspects hydro-physiques
1. Poursuivre l’analyse des effets de la recirculation sur les tassements - Approche qualitative : influence des caractéristiques du lixiviat sur les tassements - Approche quantitative : influence des débits de recirculation sur les tassements	1. Evaluer la conductivité hydraulique et la porosité de drainage en fonction des niveau de contrainte et du temps
2. Affiner la mesure des contraintes latérales à l’aide des jauges de contrainte	2. Evaluer la perte de matière après chaque test par tri manuel, séchage et pesée
3. Mieux évaluer l’évolution de la teneur en eau en fonction du temps	3. Développer l’utilisation de l’endoscope comme indicateur de la structure et de la porosité du déchet

#### 4.4. Expérimentations sur la cuve du BRE (2001)

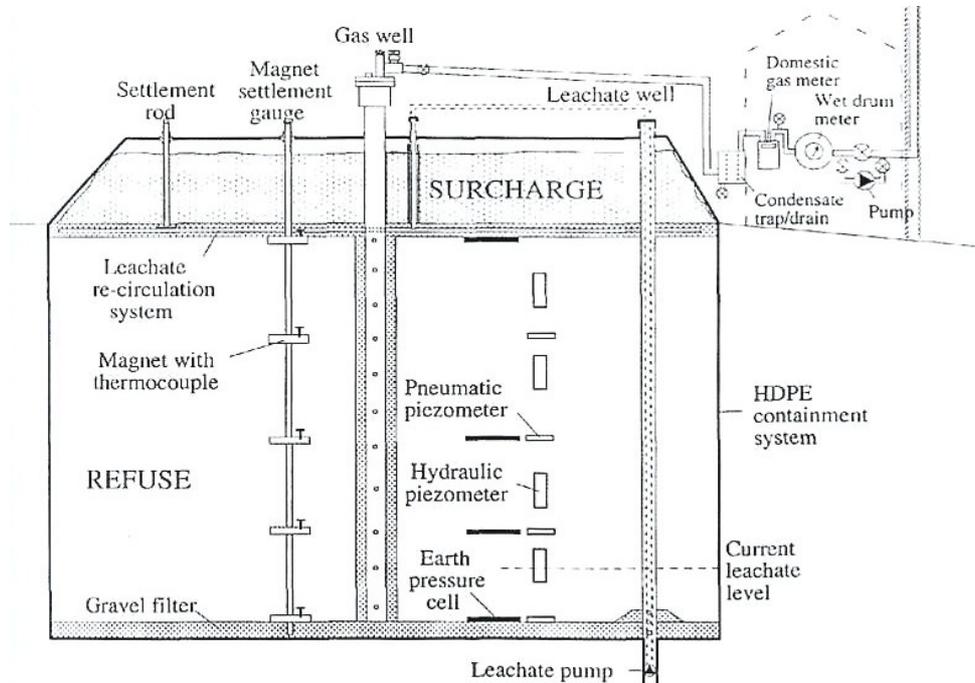
##### 4.4.1. Introduction

Les données relatives aux essais sur cuve pilote menés au BRE (‘Centre for Ground Engineering and Remediation’, Watford, UK) ont été obtenues à partir de Watts et al. (2001) et de données complémentaires fournies gracieusement par K. Watts.

La cuve de taille exceptionnelle (6 m x 4 m x 4 m soit un volume de déchets de 100 m<sup>3</sup>), a été remplie avec 41,5 tonnes de déchet ménager frais en provenance de la banlieue londonienne (comprenant résidus putrescibles, déchets verts, plastique, papier et bois) mis en place en huit sous-couches de 50 cm environ. Chacune des couches a été compactée à l’aide d’un godet de pelle mécanique : le poids volumique solide  $\gamma_s$  du déchet après pose de la couverture argileuse (1 m) avoisine 5,6 kN/m<sup>3</sup> pour  $\gamma_s = 6,9$  kN/m<sup>3</sup> (poids volumique humide avec eau de mouillage à la capacité au champs).

Une instrumentation originale a été installée (Figure 4.23) incluant :

- le suivi des tassements internes et externes au moyen de plaques aimantées (extensomètres) ;
- le suivi des contraintes internes à l'aide de cellules de pression totale ;
- le suivi des températures internes ;
- le suivi de la pression interne et des paramètres relatifs à la biodégradation (lixiviat, biogaz).



**Figure 4.23** Schéma de principe de la cuve du BRE (Watts, 2001)

#### 4.4.2. Méthodologie d'analyse des tassements

Une analyse approfondie des tassements a été réalisée dans le cadre de ce travail de thèse. En ce qui concerne la mise en place de l'essai (Figure 4.24), les huit sous-couches évoquées précédemment ont été combinées par paires, ce qui donne finalement quatre couches dénommées (de bas en haut) AB, BC, CD et DE, dont la hauteur initiale après compactage oscillait entre 0,93 m et 1,04 m. À l'interface de chacune des couches a été disposée une plaque magnétique ce qui représente un total de cinq plaques (plaques de fond incluse).

L'historique de remplissage est décrit dans le détail (couche par couche) sur la Figure 4.24 couplé avec les dates d'initialisation des mesures ( $t_m^0$ ), de pose de la couverture argileuse ( $t_0'$ ) et de fin des mesures ( $t_m^{ult}$ ). Un autre temps ( $t_1'$ ) intervient également représentant l'origine du tassement secondaire  $\Delta h_s'$  à l'issue de la phase de tassement primaire  $\Delta h_p'$  induite par la pose de la couverture (de  $t_0'$  à  $t_1'$ ).

Comme précédemment pour la cuve C4DC, compte tenu de la rapidité de mise en place de l'essai, le tassement secondaire survenu au cours du remplissage en déchet et de la pose de la couverture a été négligé. Le temps  $t_1'$  séparant la phase secondaire de la phase primaire a été défini géométriquement à partir du coude de la courbe de tassement brut en fonction du temps (calculé pour chacune des couches sur échelle semi-logarithmique). Dans le cas présent,  $t_1'$  a été déterminé pour chacune des quatre couches (5,05, 5,25, 5,50 et 5,30 jours) et moyenné à 5,27 jours ( $d(t_1') \cong 30/11/2000$  à 00:00) (Figure 4.25). En résumé, l'essai a été subdivisé en quatre

périodes au cours desquelles se sont intercalées deux phases de tassement primaire ( $\Delta h_p$  et  $\Delta h'_p$ ) et deux phases de tassement secondaire ( $\Delta h_s$  et  $\Delta h'_s$ ).

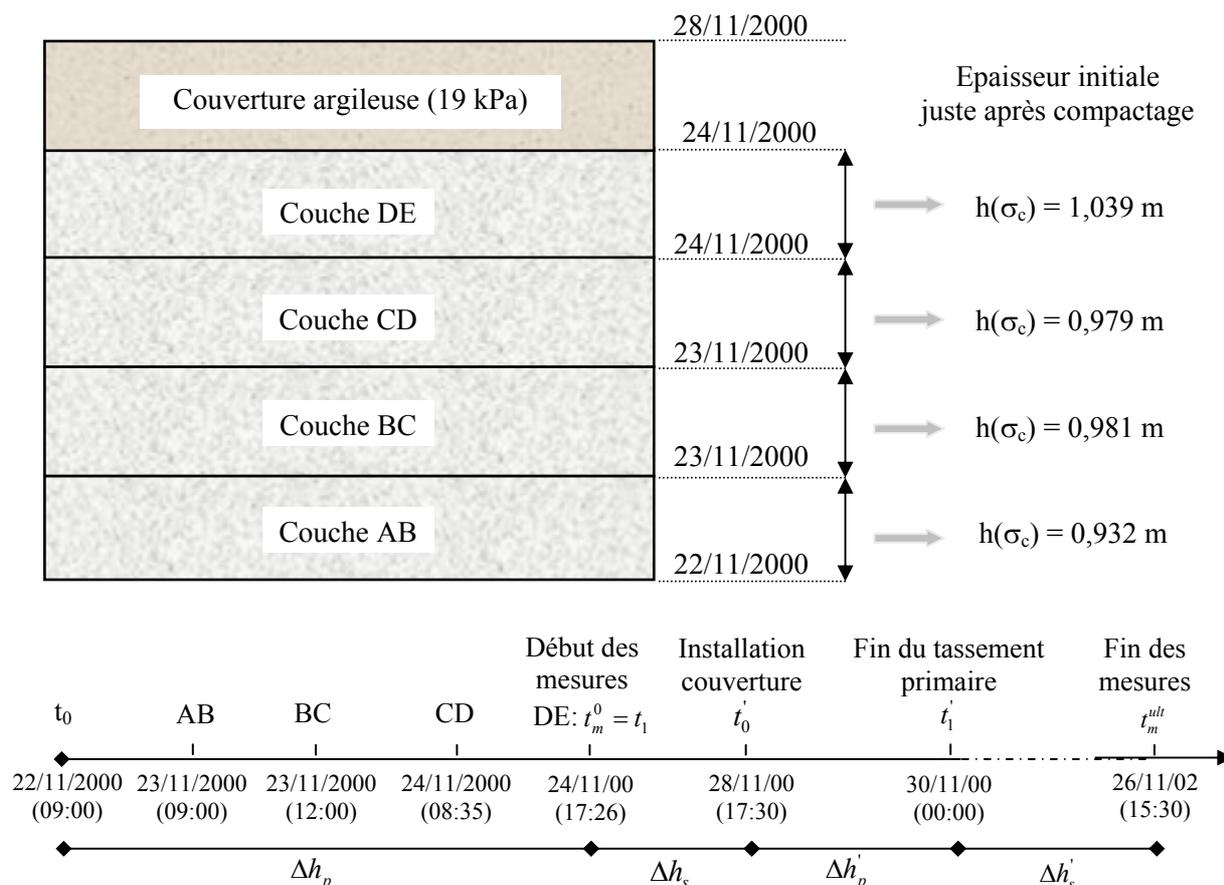
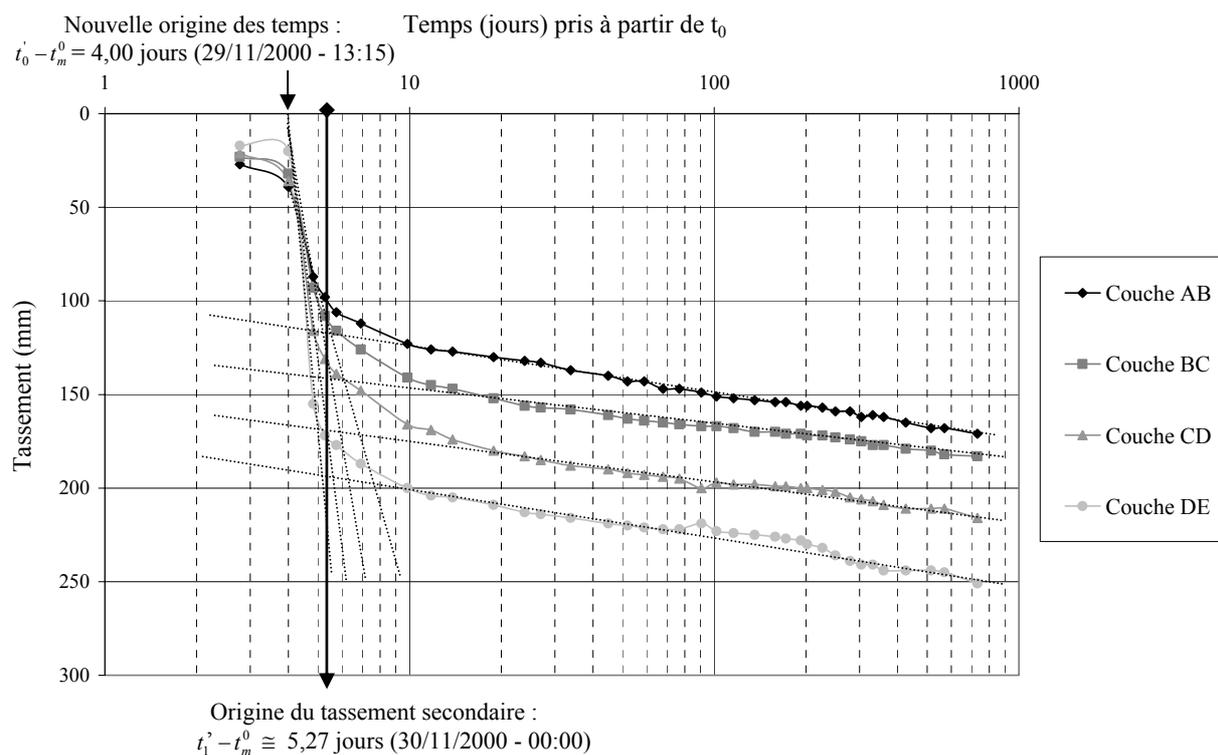


Figure 4.24 Historique complet de l'essai conduit par Watts et al. (2001)



**Figure 4.25** Détermination graphique de  $t_1'$  à partir de la courbe de tassement brut

On note la linéarité de la courbe de tassement au-delà de 10 jours.

Mis à part  $\Delta h_s$  dont l'intérêt est très limité compte tenu de la brièveté de la phase initiale de fluage secondaire (4 jours), on exprime les tassements suivants :

$$\text{- Tassement primaire (phase 1) : } \Delta h_p = h(t_m^0) - h(\sigma_c) \quad [4.6]$$

$$\text{- Tassement primaire (phase 2) : } \Delta h_p' = h(t_1') - h(t_0') \quad [4.7]$$

$$\text{- Tassement secondaire (phase 2) : } \Delta h_s'(t) = h(t) - h(t_1') \quad [4.8]$$

On peut enfin exprimer le tassement total d'une couche depuis son compactage par :

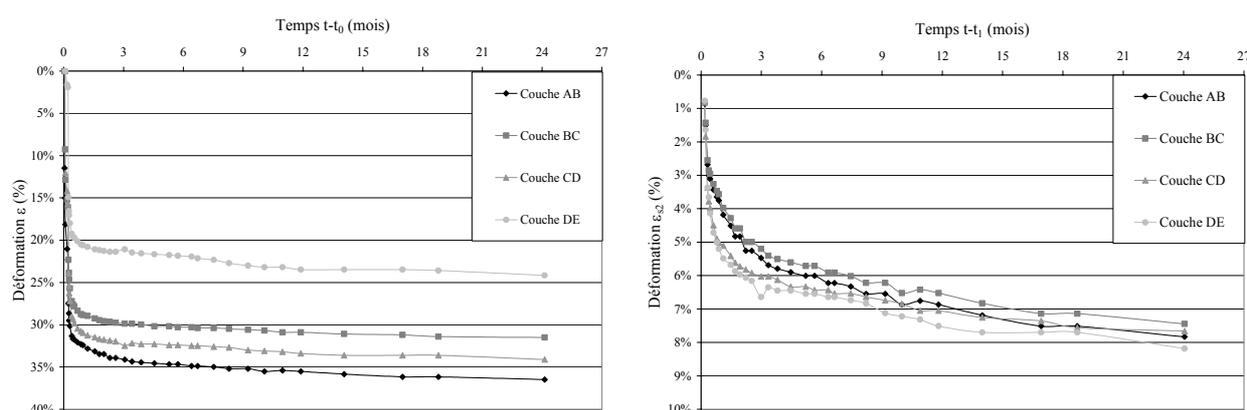
$$[4.9] \quad \Delta h(t) = h(t) - h(\sigma_c) = (\Delta h_p + \Delta h_p') + (\Delta h_s + \Delta h_s')$$

#### 4.4.3. Déformation du déchet

Il peut également être intéressant d'exprimer les équations [4.6] à [4.9] en terme de déformation (tassement rapporté à la hauteur initiale de la couche étudiée  $h(\sigma_c)$ ) pour une meilleure homogénéité des résultats. On obtient alors  $\varepsilon_p$ ,  $\varepsilon_p'$ ,  $\varepsilon_s'(t)$  et  $\varepsilon(t)$  dont les valeurs ultimes ont été rassemblés dans le Tableau 4.14. Par ailleurs les courbes d'évolution de  $\varepsilon$  et  $\varepsilon_s'$  sont représentées en fonction du temps sur la Figure 4.26.

**Tableau 4.14** Déformation des 4 couches de déchet de la cuve BRE

Couche	$h(\sigma_c)$ (m)	$\varepsilon_p$ (%)	$\varepsilon_s$ (%)	$\varepsilon_p'$ (%)	$\varepsilon_s'(t_m^{ult})$ (%)	$\varepsilon(t_m^{ult})$ (%)
AB	0,932	18,13	4,18	6,33	7,83	36,48
BC	0,981	12,84	3,26	7,75	7,44	31,50
CD	0,979	12,05	3,68	9,70	7,66	34,12
DE	1,039	0,00	1,92	14,63	8,18	24,16


**Figure 4.26** (a) et (b) Courbes d'évolution de  $\varepsilon$  et  $\varepsilon_s'$  en fonction du temps

Si on exclut la couche CD dont le compactage a probablement été moins énergétique que pour les autres couches, les déformations totales sont croissantes avec la profondeur (contraintes de confinement plus élevées). En revanche, les déformations secondaires  $\varepsilon_s'$  (dont les valeurs sont

très proches pour les quatre couches : 7,5 à 8,2 % après 2 ans d'essai) sont caractérisées par des niveaux de compressibilité secondaire indépendants des contraintes verticales.

#### 4.4.4. Analyse inverse des déformations primaires

On détermine les coefficients de compression primaire intrinsèques sous l'effet :

- Phase 1 : de la pose des couches de déchet sus-jacentes ;
- Phase 2 : de la pose de la couverture argileuse ( $q = \gamma_c h_c = 19 \text{ kPa}$ ).

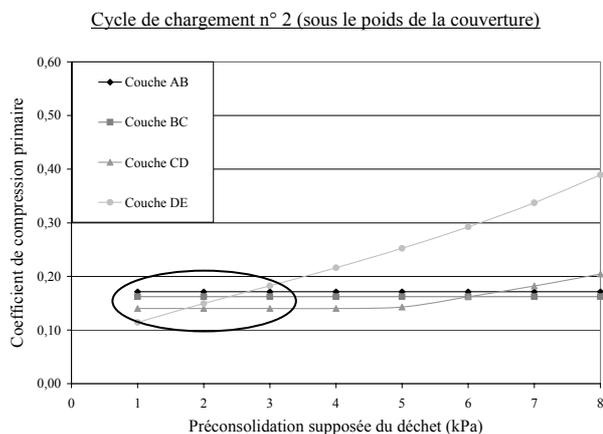
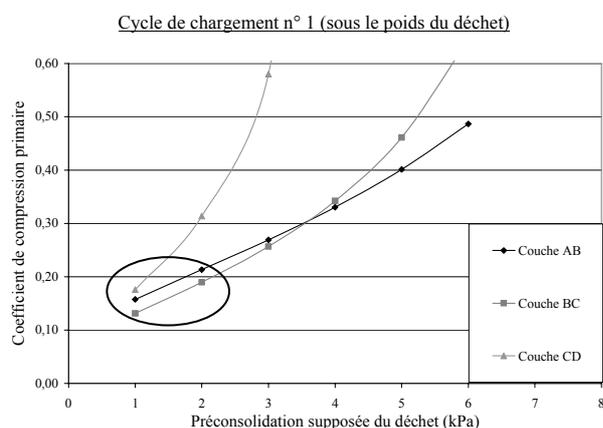
$$[4.10] \quad (C_R^*)_{Phase1} = \frac{\varepsilon_p}{\log\left(\frac{\sigma(t_m^0)}{\sigma_c}\right)}$$

$$[4.11] \quad (C_R^*)_{Phase2} = \frac{\varepsilon_p'}{\log\left(\frac{\sigma(t_1')}{\sigma(t_0')}\right)}$$

**Tableau 4.15** Expressions de  $C_R^*$  tirés du modèle incrémental ISPM

Couche	$(C_R^*)_{Phase1}$	$(C_R^*)_{Phase2}$
DE	-	$\frac{(\varepsilon_p)_{DE}}{\log\left(\frac{q}{\sigma_c}\right)}$
CD	$\frac{(\varepsilon_p)_{CD}}{\log\left[\frac{\gamma_0 h_{0DE}}{\sigma_c}\right]}$	$\frac{(\varepsilon_p')_{CD}}{\log\left[\frac{\gamma_0 h_{0DE} + q}{\max(\sigma_c, \gamma_0 h_{0DE})}\right]}$
BC	$\frac{(\varepsilon_p)_{BC}}{\log\left[\frac{\gamma_0 (h_{0CD} + h_{0DE})}{\sigma_c}\right]}$	$\frac{(\varepsilon_p')_{BC}}{\log\left[\frac{\gamma_0 (h_{0CD} + h_{0DE}) + q}{\max(\sigma_c, \gamma_0 (h_{0CD} + h_{0DE}))}\right]}$
AB	$\frac{(\varepsilon_p)_{AB}}{\log\left[\frac{\gamma_0 (h_{0BC} + h_{0CD} + h_{0DE})}{\sigma_c}\right]}$	$\frac{(\varepsilon_p')_{AB}}{\log\left[\frac{\gamma_0 (h_{0BC} + h_{0CD} + h_{0DE}) + q}{\max(\sigma_c, \gamma_0 (h_{0BC} + h_{0CD} + h_{0DE}))}\right]}$

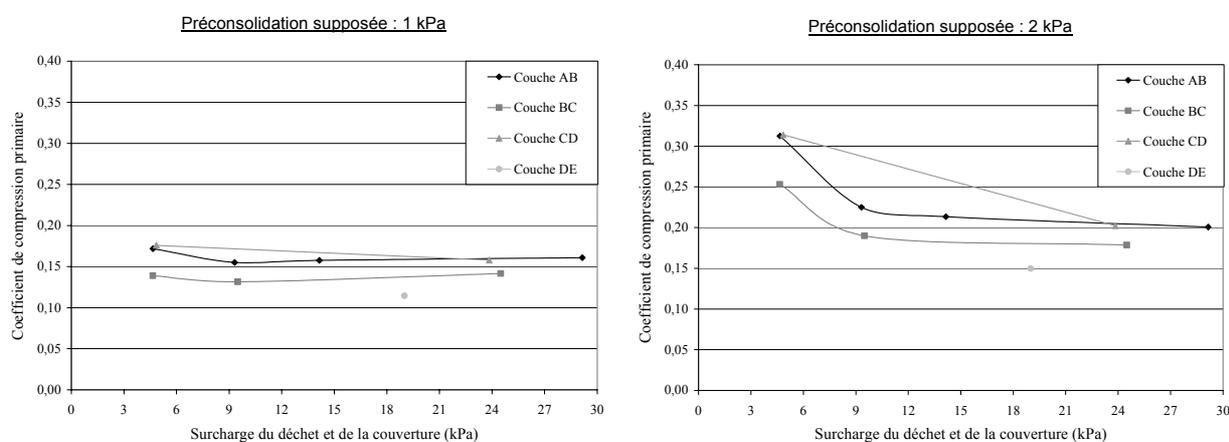
Les diagrammes de la Figure 4.27 reprennent les valeurs de  $C_R^*$  en fonction de  $\sigma_c$ , inconnue, à partir des valeurs de déformation primaire et de surcharge.  $(C_R^*)_{Phase1}$  et  $(C_R^*)_{Phase2}$  ont été représentés en fonction de la préconsolidation supposée du déchet. Si l'on admet une valeur voisine de  $C_R^*$  pour chaque couche, on en déduit au point de concours des courbes correspondant à chaque couche, la valeur commune de  $\sigma_c$ . On obtient alors  $1 \text{ kPa} \leq \sigma_c \leq 2 \text{ kPa}$  pour le chargement sous le poids du déchet et  $1 \text{ kPa} \leq \sigma_c \leq 3 \text{ kPa}$  pour le chargement sous le poids de la couverture. On en déduit une valeur de  $\sigma_c$  comprise entre 1 et 2 kPa.



**Figure 4.27** (a) et (b) Détermination graphique du coefficient de compression primaire intrinsèque du déchet en fonction de la valeur de préconsolidation  $\sigma_c$  relative au compactage

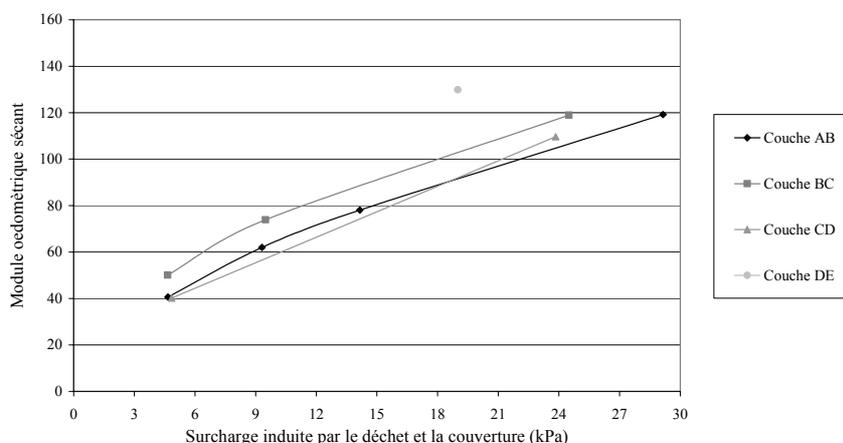
Retenant les 2 valeurs probables de  $\sigma_c$  (1 et 2 kPa), l'évolution du coefficient  $C_R^*$  a été représentée en fonction de la surcharge (déchet + couverture) pour chacune des couches (Figure 4.27). A première vue, l'hypothèse  $\sigma_c = 1$  kPa semble la plus raisonnable, donnant des valeurs très stables pour  $C_R^*$  comprises entre 0,13 et 0,17. Pour  $\sigma_c = 2$  kPa,  $0,18 < C_R^* < 0,21$ . La détermination des valeurs de préconsolidation du déchet demeure délicate mais elle constitue pourtant un préalable à la validation complète de la loi de consolidation primaire des déchets.

Sur site, les contraintes induites par les compacteurs dépassent couramment 50 kPa et la préconsolidation induite est proche de 40 kPa (§ 2.4.2). On constate que les valeurs obtenues en pilote de laboratoire sont d'un ordre de grandeur très inférieur.



**Figure 4.28** Evolution de  $C_R^*$  en fonction de la surcharge (déchet + couverture) (a)  $\sigma_c = 1$  kPa (b)  $\sigma_c = 2$  kPa

Sur la Figure 4.29, l'évolution du module oedométrique sécant a été tracée en fonction de la surcharge cumulée déchet + couverture. Considérant une loi constitutive du type  $E_s = E_0 \cdot (\sigma / \sigma_c)^\alpha$ , nous pouvons proposer l'approximation suivante  $E_s = 22 \cdot \sigma^{0,5}$  (où  $E_0 = 22$  kPa et  $\sigma_c = 1$  kPa).



**Figure 4.29** Evolution de  $E_s$  en fonction de la surcharge (déchet + couverture)

#### 4.4.5. Analyse inverse des déformations secondaires

A partir des déformations secondaires  $\varepsilon'_s$  (Figure 4.26 (b)) pour les différentes couches de déchet, on est en mesure de déterminer les valeurs correspondantes du coefficient de compression secondaire intrinsèque à partir de la formule :

$$[4.12] \quad \Delta\varepsilon'_s(t) = \frac{\Delta h(t) - \Delta h(t'_1)}{h(\sigma_c)} = C_{ae}^* \log \frac{t - t'_0}{t'_1 - t'_0}$$

où l'origine des temps est pris égal à  $t'_0$  (début de la mise en place de la couverture) et l'origine du tassement secondaire à  $t'_1$ .

Sur la Figure 4.30,  $C_{ae}^*$  est représenté en fonction du temps pour la durée complète de l'essai (24 mois). Sa stabilisation est extrêmement rapide pour les 2 couches inférieures AB et BC (< 1 mois), un peu moins pour les couches supérieures CD et DE ( $\cong$  5 mois) : peut-être leur moindre confinement initial engendre t-il ait un taux de tassement secondaire supérieur au cours des premiers mois de la compression secondaire. Cependant, le niveau de compressibilité est globalement très stable ( $\cong$  0,027 - 0,030) pour les quatre couches au-delà des cinq premiers mois d'essai. Watts et al. (2001) précisent que la frange inférieure (50 cm) est restée saturée pendant presque toute la durée de l'essai. Ceci n'a visiblement pas eu de conséquence sur la compressibilité de la couche AB, pourtant à semi noyée.

Si l'on s'intéresse de plus près aux autres indicateurs qualitatifs de l'essai, on s'aperçoit que la température interne du déchet a commencé à chuter un peu moins d'1 mois après le remplissage de la cuve (fin probable de l'aérobiose), sans jamais retrouver un niveau supérieur à 20°C. La dégradation méthanogène ne s'est jamais réellement mise en route comme en témoignent le pH légèrement acide du lixiviat et la concentration quasi nulle du biogaz en méthane (< 1 %). Le coefficient de compression secondaire d'un déchet ménager sujet quasi-exclusivement au fluage mécanique avoisine donc la valeur de 0,03. Ceci est en accord avec les résultats du 1<sup>er</sup> essai mené sur la cuve C4DC ( $C_{ae}^* = 0,033$ ).

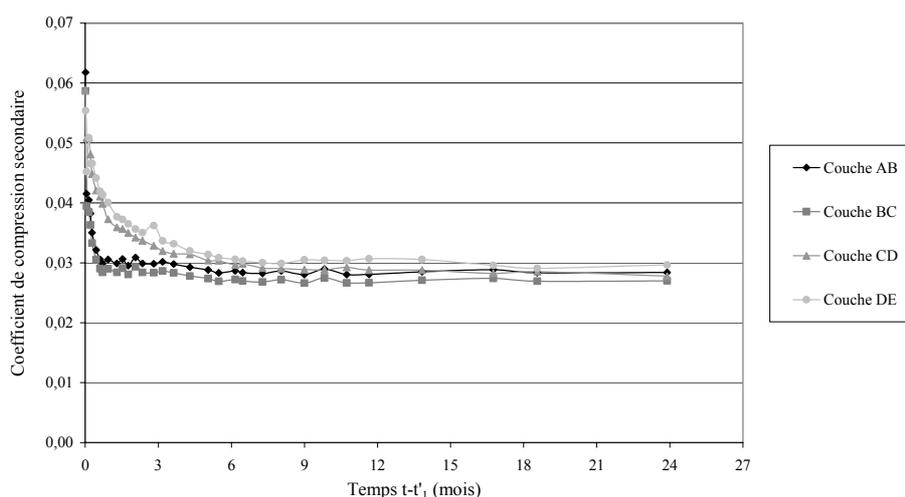


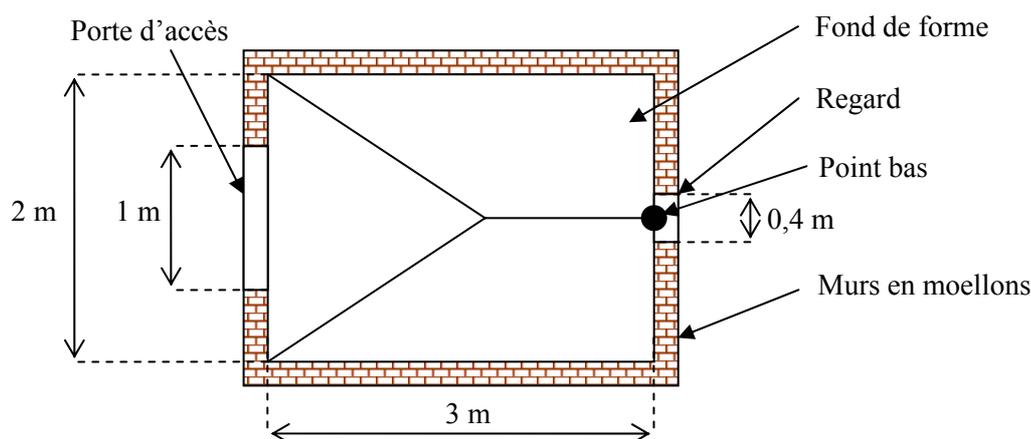
Figure 4.30 Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction de  $t-t'_1$

#### 4.5. Mini casiers expérimentaux du LAEPSI

Un partenariat (informel à ce stade) a été noué avec le laboratoire LAEPSI (Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et des Systèmes Industriels) de Lyon spécialisé (entre autres) dans l'analyse biochimique de la dégradation des déchets. Suite à la collaboration initiale de nos laboratoires sur le site bioréacteur du Sydom du Jura (§ 5.1.5), l'approche multi-échelle du LAEPSI (essais 'batch', essais sur pilotes de laboratoire (20 kg), essais en mini casiers (12 m<sup>3</sup>) et essais en vraie grandeur) est apparue complémentaire de celle du *Lirigm*.

S'agissant des essais en mini casiers, ils ont été initiés au cours de l'été dernier dans le cadre du stage de DEA d'Araujo Morais (2003). L'objectif du projet est d'étudier en conditions contrôlées le comportement des déchets ménagers réceptionnés sur le site bioréacteur du Sydom du Jura (Lons-le-Saunier) sous l'influence de la recirculation des lixiviats. Trois casiers expérimentaux de 12 m<sup>3</sup> (2 m x 3 m x 2 m) ont été développés dans le but de reproduire les conditions qui prévalent sur le terrain :

- Casier 1 : casier témoin (sans recirculation)
- Casier 2 : casier recirculé sur la base des taux de réinjection du bioréacteur du Jura (0,8 l / tonne de déchet / semaine, équivalant aux 50 m<sup>3</sup> recirculées sur site chaque semaine pour 65 000 tonnes de déchet)
- Casier 3 : casier recirculé à partir de la totalité des lixiviats collectés



**Figure 4.31** Schéma en plan des mini-casiers expérimentaux du LAEPSI (Araujo Morais, 2003)

Le remplissage des casiers a été fait réalisé les 21/05/2003 (casier 1) et 22/05/2003 (casiers 2 et 3) par couches de 30 cm compactées à l'aide d'une vibreuse à main et d'un godet de pelle mécanique. A la fin du remplissage, une masse d'environ 6,4 tonnes de déchets a été placée dans chacun des trois casiers pour un volume de 7,8 m<sup>3</sup>, ce qui correspond à un poids volumique moyen de 8,05 kN/m<sup>3</sup> voisin de celui calculé pour le bioréacteur du Jura. Le déchet est composé par ailleurs de 4 fractions ainsi que décrit dans le Tableau 4.16.

**Tableau 4.16** Composition de chaque fraction de déchet (masse humide) (Araujo Morais, 2003)

Fractions	Masse de déchet humide et pourcentage massique					
	Casier 1		Casier 2		Casier 3	
Fines Grises (FG)	4 128 kg	64,50 %	4 128 kg	64,91 %	4 128 kg	64,10 %
Fines Bleues (FB)	168 kg	2,62 %	168 kg	2,64 %	168 kg	2,61 %

Refus du Tri (RF)	344 kg	5,38 %	344 kg	5,41 %	344 kg	5,34 %
Tout Venant (TV)	1 760 kg	27,50 %	1 720 kg	27,04 %	1 800 kg	27,95 %
Total	6 400 kg	100 %	6 360 kg	100 %	6 440 kg	100 %



**Figure 4.32** Compactage des déchets à la vibreuse à main et au godet (Araujo Morais, 2003)

Avant fermeture des casiers, le déchet a été arrosé durant 46 jours (pluie naturelle et artificielle) et quatre thermocouples ont été installés respectivement à 35 cm, 90 cm, 1,20 m et 1,30 m de la côte correspondante au fond des déchets. La pose de la couverture étanche est intervenue le 07 juillet 2003. En résumé, les 3 casiers présentent le profil suivant (de bas en haut) :

- couche drainante (15 cm de gravier)
- déchets compactés (1,30 m)
- maille de recirculation des lixiviats (drains horizontaux de 2,50 m de long espacés de 50 cm) et système de captage du biogaz noyés à l'intérieur d'une couche de gravier (15 cm)
- géomembrane étanche
- espace libre jusqu'au bord haut du casier (40 cm)

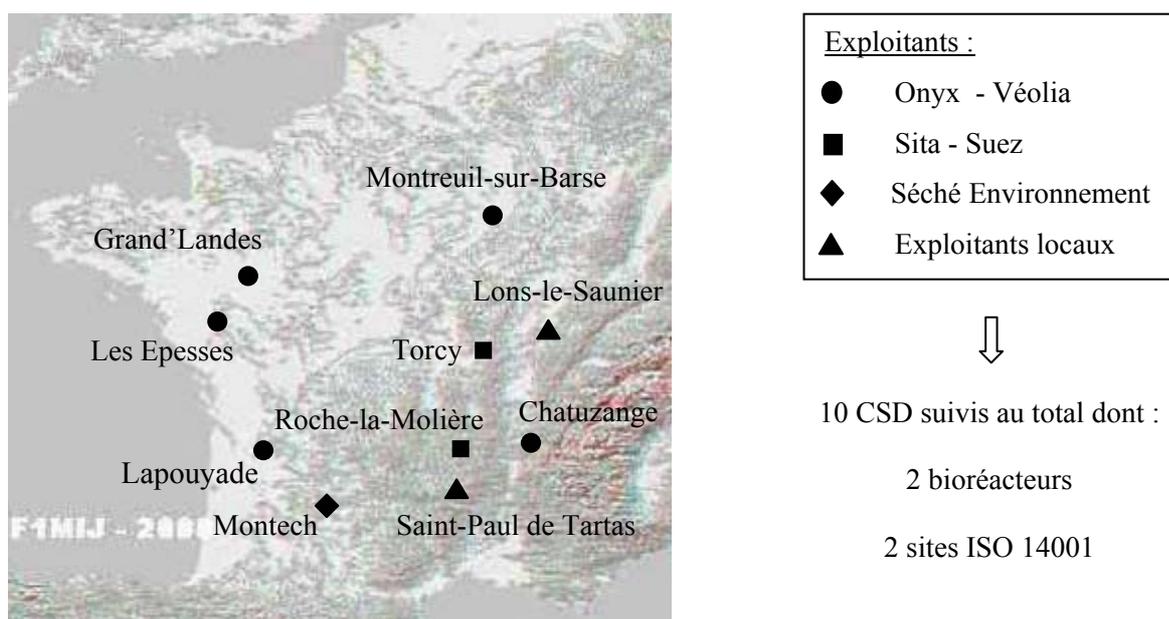
Début 2004, des poutrelles métalliques rigides vont être placées au sommet des 3 casiers mitoyens, dotées chacune de 3 points de mesure du tassement de la couverture (soit 6 points par casier). Un suivi mensuel est prévu tout au long de la suite de l'expérimentation, soit pour une période minimale de 12 mois. Au regard de ces tassements, des corrélations seront tentées à la lumière des résultats croisés de la cuve C4DC et du bioréacteur du Jura.



## Chapitre 5. Instrumentation des CSD

### 5.1. Sites pilote du programme

Dix CSD français ont été instrumentés et suivis par le laboratoire *Lirigm*. Cette démarche expérimentale très lourde est apparue nécessaire dans la mesure où les résultats de la littérature restent trop souvent inexploitable, les caractéristiques physiques des déchets et l'historique de construction n'étant que très exceptionnellement archivés par les exploitants.



**Figure 5.1** Carte de France des CSD du Programme (par partenaire)

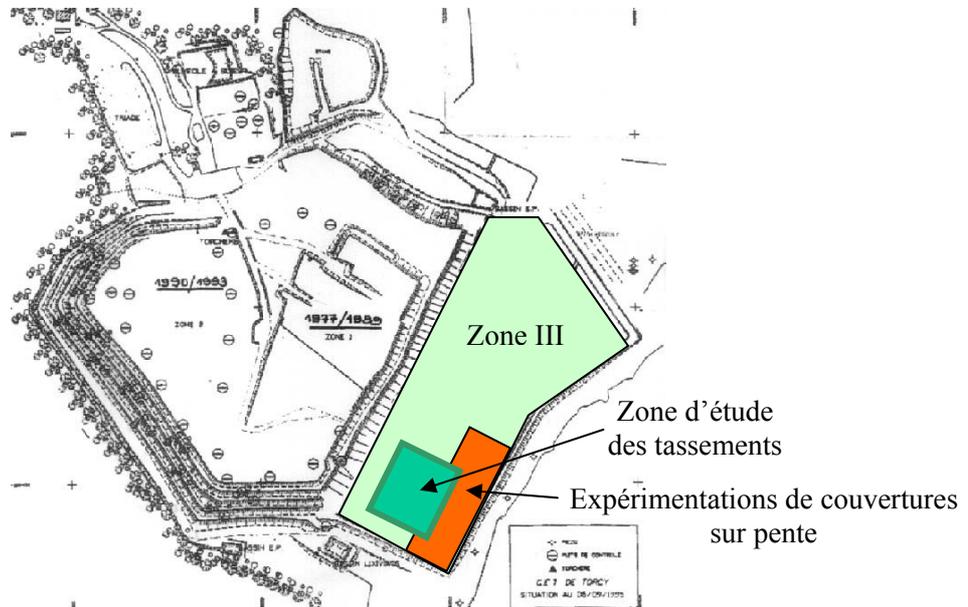
Les sites présentés sur la Figure 5.1 concernent en premier lieu les partenaires exploitants du *Lirigm* (Onyx - Véolia Environnement et Sita - Suez Environnement). Un partenariat plus informel s'est par ailleurs poursuivi avec Séché Environnement sur le site de Montech. Enfin, le *Lirigm* a été appelé à intervenir dans le cadre de projets ADEME sur deux sites gérés par des exploitants publics à Lons-le-Saunier et Saint-Paul de Tartas. Nous nous concentrerons plus particulièrement ici sur 5 sites pilote français (Tableau 5.1) auxquels s'ajoute le CSD de Saint-Michel à Montréal (Canada) qui a fait l'objet d'un suivi topographique unique en son genre (suivi jusqu'à 23 ans après la fin d'exploitation).

**Tableau 5.1** Caractéristiques simplifiées des sites pilotes du programme

Site	Torcy	Montech	Lapouyade	Chatuzange	Lons
Exploitant	Sita	Séché	Onyx	Onyx	Sydom Jura
Nombre de casiers (alvéoles)	1	13	2 (15)	3	1 (2)
Début d'exploitation	1994	1988	1997	1992	1998
Fin d'exploitation	2001	1998	2001	2001	2001
Hauteur de déchet	17 m	20 - 22 m	7 - 16 m	4 - 37 m	10 m
Nature des déchets	DIB	OM + DIB	OM + DIB	OM + DIB	Refus divers
Suivi topographique	1996 - 2003	1994 - 2003	1999 - 2003	1996 - 2003	2001 - 2003

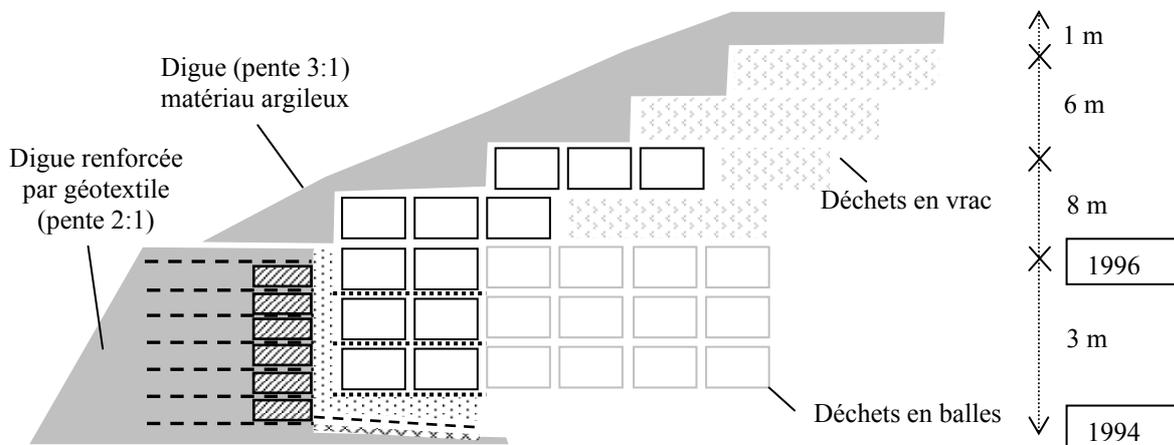
### 5.1.1. Site de Torcy (Saône et Loire)

Le centre de stockage de Torcy est en activité depuis 1977. Exploité depuis 1987 par la société France Déchets, ce dernier reçoit environ 80 000 tonnes de déchets par an. Les déchets stockés sont constitués exclusivement de déchets industriels banals (DIB). Le centre de stockage est associé à un centre de tri de déchets dont les refus, mis en balles, ont été partiellement stockés jusqu'en 1998.

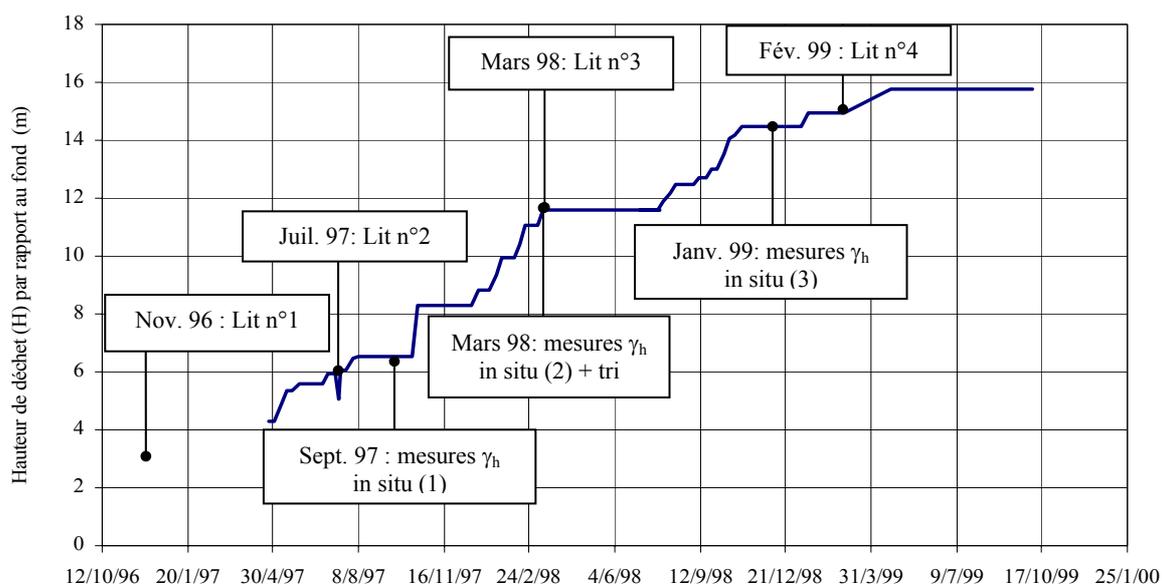


**Figure 5.2** Plan général du site de Torcy et implantation des expérimentations

La zone expérimentale ( $\cong 2000 \text{ m}^2$ ) est implantée sur la zone III dont l'exploitation a débuté en mars 1994. Cette zone forme un tumulus assis sur le terrain naturel et ceinturé par une digue montée au fur et à mesure du remplissage du casier, d'abord renforcée dans ses 3 premiers mètres puis surmontée d'une digue constituée de balles de refus de tri sur les 8 mètres suivants. Par la suite, le stockage de balles a été stoppé et la digue a été élevée en matériaux argileux compactés sur les 6 m restants jusqu'au sommet (Figure 5.3).



**Figure 5.3** Constitution des digues périphériques de la zone III



**Figure 5.4** Phasage de montée de la colonne de déchet et déroulement des expérimentations

Quatre lits de capteurs ont été disposés au cours de la période d'exploitation, composés de tassomètres (§ 5.3.2.1), de cellules de contrainte normale (§ 5.4.1) et de thermocouples. Les mesures internes ont été couplées à 4 types d'expérimentations de surface :

- mesures de poids volumique (puits à la pelle : 1997 – 1999) (Tableau 5.3) (§ 5.4.2)
- caractérisation des déchets stockés (1997 – 1999) (Tableau 5.3)
- essais de cisaillement in situ des déchets (1999) (§ 5.4.7)
- suivi topographique de surface à la verticale des capteurs internes (2002 – 2003)

**Tableau 5.2** Bilan des instrumentations en place sur la zone expérimentale de Torcy

Niveau H (m)	0	5	6	10	11	15	16	Surface
- Tassomètres	3	9	-	9	-	9	-	-
- Bornes ancrées	-	-	-	-	-	-	-	9
- Jauges de contrainte	2	4	-	4	-	4	-	-
- Jauges de température	2	2	0	2	0	2	-	-
- Tests de densité	-	-	8	-	8	-	8	-
- Tests de cisaillement	-	-	5	-	5	-	-	-
- Tri manuel	-	-	2	-	1	-	-	-

**Tableau 5.3** Composition pondérale du déchet de Torcy d'après les essais de tri

Puits de déchet	PP 10	PP 14	Moyenne
Poids volumique en place $\gamma_h$ (kN/m <sup>3</sup> )	15,9	11,9	13,9
Masse triée (kg)	74,6	81,3	78
Fines	37,2 %	24,2 %	30,7 %
Papier – carton	17,2 %	25,8 %	21,5 %
Plastiques	18,5 %	22,4 %	20,4 %
Textile	6,6 %	15,2 %	10,9 %
Inertes	11,3 %	2,7 %	7,0 %
Bois	4,2 %	7,9 %	6,1 %
Métaux	5,0 %	1,8 %	3,4 %

Une expérimentation de couverture sur pente en vrai grandeur a par ailleurs été menée en complément de l'étude géomécanique des déchets (Feki et al., 2002). Quatre configurations de

couvertures géosynthétiques ont été testées sur des planches installées sur les digues périphériques de la zone expérimentale. Les mesures réalisées concernaient les déformations du talus, les déplacements relatifs des nappes géosynthétiques et les déformations des géomembranes au cours du temps. Cette expérimentation a été stoppée au cours de l'année 2002 en lien avec les contraintes d'exploitation du site.

Dans le détail, les lits de capteurs internes présentent les caractéristiques suivantes :

➤ Lit de capteurs n°1 (niveau H = 0)

Installé en novembre 1996, ce premier lit de capteurs comprend 3 tassomètres, 2 cellules de contrainte et 2 thermocouples. Il a été placé en fond de stockage, directement en contact avec le système d'étanchéité - drainage du casier. Les tassomètres étaient destinés à mesurer le tassement du milieu encaissant et de la barrière de fond sous l'effet de la surcharge induite par le stockage des déchets. Les cellules de contrainte placées horizontalement mesurent le poids total de la colonne de déchets. L'implantation de ces capteurs a été postérieure au début d'exploitation (mars 1996) ce qui a nécessité le creusement d'une tranchée de 3 m de profondeur dans les déchets jusqu'à la couche de drainage. Les câbles et les fils reliant les différents capteurs au poste de mesure (distant de 80 à 100 m) ont été regroupés dans des gaines de protection enfouies dans une tranchée de 1 m de profondeur creusée dans la masse de déchet de manière à éviter leur endommagement par les engins de chantier. Par ailleurs, les gaines de protection ont été placées en serpentins au fond de la tranchée pour éviter que les câblages ne soient arrachés lors du déplacement des capteurs. Les mesures de température et de contrainte sont enregistrées en continu par une centrale de mesures automatisée gérée par Antéa.

➤ Lit de capteurs n°2 (niveau H = 5 m)

Le second lit de capteurs comprend 9 tassomètres, 4 cellules de contrainte horizontale et 2 sondes de température. Il a été installé au cours du mois de juillet 1997. L'installation est intervenue alors que le niveau de déchets avait atteint une hauteur de 6 m, l'implantation étant réalisée après creusement d'une tranchée de 1 m de profondeur de manière à assurer une protection des capteurs pendant l'exploitation.

➤ Lit n°3 (niveau H = 10 m)

La configuration du lit n° 3 (installé en mars 1998) est identique à celle du lit n° 2. A la différence des lits n° 1 et 2, les cellules tassométriques ont été stabilisées par des pieux enfoncés dans le déchet de manière à limiter la rotation des boules. Par ailleurs, les lits de sable disposés au dessous / dessus des capteurs sont plus importants ( $\approx 70$  cm) que pour les lits précédents.

➤ Lit n°4 (niveau H = 14,5 m)

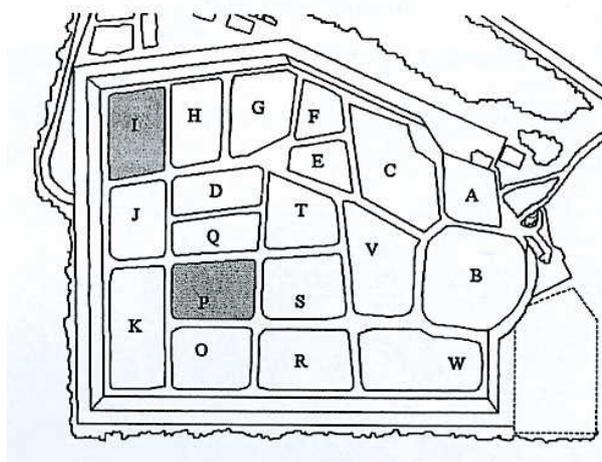
Prévu initialement à H = 15 m, le lit n°4 a été abaissé de 50 cm pour des raisons d'exploitation. Il comprend 9 tassomètres, 2 cellules de contrainte et 2 sondes de température.

Au 24 juin 2003 (dernière mesure réalisée), restaient en fonctionnement 4 tassomètres du lit n° 3 et 5 tassomètres du lit n° 4.

### **5.1.2. Site de Montech (Tarn et Garonne)**

Exploité par Séché Environnement, le centre de stockage de déchets de Montech (à proximité de Montauban) est en activité depuis 1988 et traite environ 200 000 tonnes de déchets ménagers et de DIB chaque année. Le site comprend 19 casiers au total dont 13, de hauteur initiale comprise entre 20 et 22 m, ont été instrumentés en tassement au cours de périodes significatives. Exploités pour partie en fouille (sous le TN) et en remblai, les casiers ont la particularité de s'appuyer les uns contre les autres par l'intermédiaire de digues en terre. Selon l'exploitant, le déchet est étalé en couches fines de 40 cm d'épaisseur compactées à l'aide d'engins à pieds de mouton.

Ce site a fait l'objet d'un suivi expérimental du comportement hydraulique des déchets dans le cadre d'un programme 'Couverture' piloté par l'Ademe (Lanini, 1998). Six casiers (E, P, F, G, H, I) ont ainsi été équipés de systèmes de ré-injection, les casiers F, G, H et I étant conçus sur le principe de bioreacteurs étanches. Suite à des problèmes techniques, cette recirculation n'a cependant pas été effective.



**Figure 5.5** Schéma d'ensemble du site de Montech (19 casiers)

Cette étude concerne en premier lieu le suivi de 13 casiers de stockage dont les tassements de surface ont été mesurés par l'exploitant, indépendamment du programme de recherche précédent. Mis à part 5 casiers pour lesquels les périodes de suivi se sont avérées trop tardives ou trop courtes pour être prises valablement en compte à ce stade, les 8 autres casiers (C à H) ont été intégrés à cette étude représentant des hauteurs initiales comprises entre 20 et 22 m et des couvertures de 1,90 m environ. Leur phasage d'exploitation et de suivi ainsi que les tassements moyens observés sont reportés dans le Tableau 5.4.

En complément, 2 casiers (G et H) ont été instrumentés à l'aide d'inclinomètres horizontaux installés sous la couverture (en juin 1998) et font toujours l'objet d'une surveillance régulière des tassements. Enfin, le casier I a fait l'objet en mars 1999 d'une campagne de caractérisation des déchets (tri manuel), de mesures de poids volumique en place (16 mesures) couplées comme dans le cas de Torcy à des mesures de cisaillement en place (10 essais). Le prélèvement de 15 échantillons a donné un poids volumique solide  $\gamma_s$  (immédiatement après compactage) voisin de  $9,3 \text{ kN/m}^3$ .

**Tableau 5.4** Phasage d'exploitation des 8 casiers étudiés ( $d(t_m^{ult})$  : 20/12/2000) (Site de Montech)

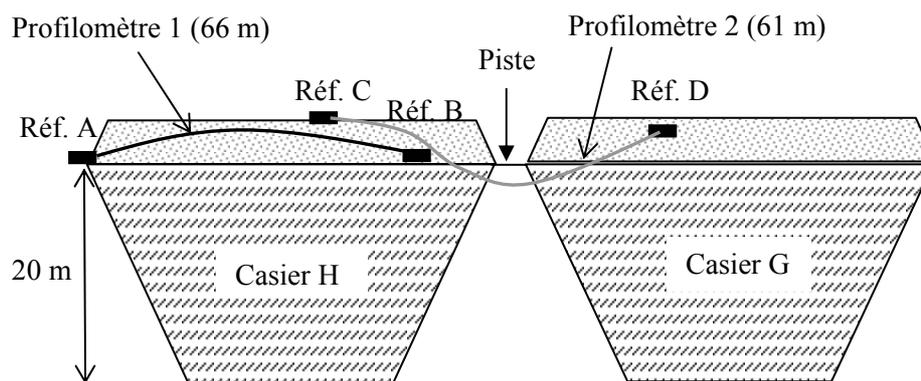
Casier	Exploitation		$t_c$ (mois)	$d(t_m^0)$ (jj/mm/aa)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
	Début	Fin					
C	13/08/91	04/01/93	16,77	22/05/97	52,57	43,00	0,59
D	05/01/93	30/11/93	10,82	12/10/94	10,39	74,33	1,72
E	01/12/93	16/11/95	23,51	28/05/96	6,38	54,80	1,68
Q	05/04/94	08/12/94	8,12	01/10/98	45,80	26,66	0,36
P	09/12/94	31/01/96	13,74	24/04/97	14,76	43,92	1,13
F	01/02/96	29/05/96	3,88	24/04/97	10,85	43,92	1,22
G	30/05/96	16/05/97	11,54	01/10/98	16,54	26,66	0,71
H	14/04/97	27/02/98	10,49	01/10/98	7,10	26,66	1,18

Suivant les casiers, le déchet stocké est composé de 55 à 72 % d'OM, de 11 à 35 % de DIB ainsi que d'un faible pourcentage de fruits et légumes, pneus usagés, cendres, boues d'épuration et déchets verts. La composition des déchets de six des huit casiers étudiés est détaillée dans le Tableau 5.5. Elle varie peu d'un casier à l'autre (Aguilar-Juarez, 2000).

**Tableau 5.5** Composition pondérale des déchets de 6 casiers (E, F, G, P, H et I) de Montech

Type de déchet	Casier E (%)	Casier F (%)	Casier G (%)	Casier P (%)	Casier H (%)	Casier I (%)
Déchet ménagers	72,3	68,4	61,1	61,8	54,9	55,6
Déchets verts	0,6	0,8	1	1,3	0,9	0,8
DIB	8,9	8,5	6,1	8,6	0,2	0,3
Fruits et légumes	11,4	15	26,6	21,7	35,5	34,2
Boues et graisses	1,1	0,5	1,5	1,1	1,7	1,6
Mâchefers	2,5	1,7	1,7	2	2,1	3
Pneumatiques	3,1	4,7	2	3,5	4,8	4

S'agissant des inclinomètres horizontaux (encore appelés profilomètres) (§ 5.3.2.2), ils ont été installés sous la couverture des casiers G et H, le profilomètre n°2 étant disposé à cheval sur les 2 casiers tel qu'illustré sur la Figure 5.6. Ces 2 profils ont permis de suivre l'évolution des tassements sur un déchet récent d'une part (dès la fin d'exploitation du casier H), sur un déchet mis en place depuis environ 1 an d'autre part (casier G).



**Figure 5.6** Coupe de l'implantation des 2 profilomètres en sommet des casiers G et H

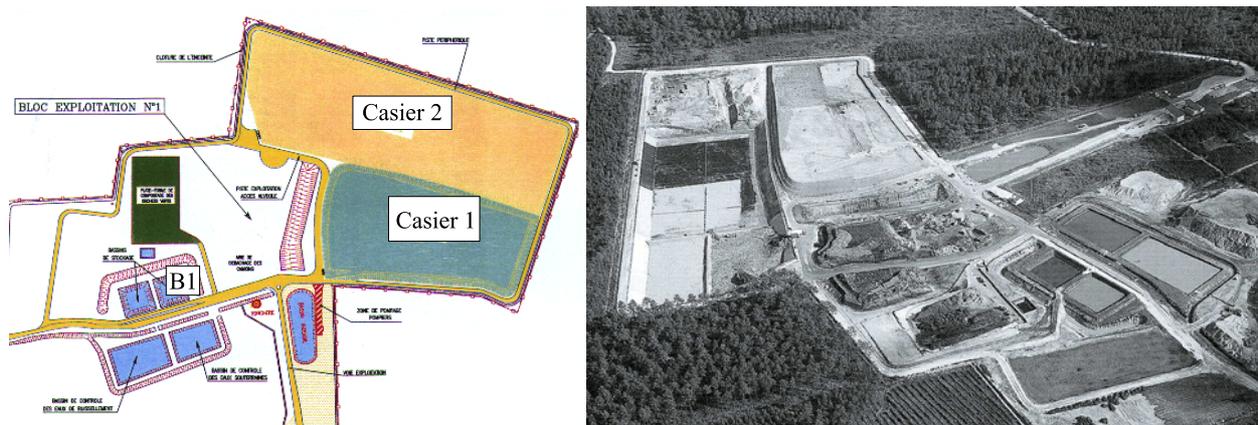
Le profilomètre n°1 a été installé quelques semaines après la fin d'exploitation du casier H (mars 1998). Sa longueur initiale était de 66 m mais il a été endommagé lors de la mise en place d'un remblai sur la piste séparant les casiers H et I (le casier I étant en exploitation immédiatement après la fermeture du casier H). La réparation de ce dispositif a imposé la suppression de la partie endommagée qui se trouvait sous la piste. Sa longueur effective est de ce fait de 56 m. Le profilomètre n°2 représente une longueur totale de 61 m, dont 18 m sur le casier H. L'état de référence des tassements des profilomètres a été pris au moment de l'installation de ces derniers (juin 1998), 2 mois après la fin du stockage des déchets. Le tassement intervenu au cours de cet intervalle de 2 mois n'a pas été mesuré mais on dispose en revanche de  $\Delta w(t_m^i) = w(t_m^i) - w(t_m^0)$  avec  $t_m^0 = t_c + 2 \text{ mois}$ .

### 5.1.3. Site de Lapouyade (Gironde)

Géré par Soval (Groupe Onyx), le CSD de Lapouyade est en exploitation depuis fin 1996 pour un tonnage annuel de quelque 150 000 tonnes de déchet. Le site comprend 3 casiers :

- le casier n° 1 dont l'exploitation a été effectuée de janvier 1997 à mai 1998 ;

- le casier n° 2 dont l'exploitation s'est prolongée de septembre 1998 à décembre 2000 ;
- le casier n° 3 en activité depuis 2001.



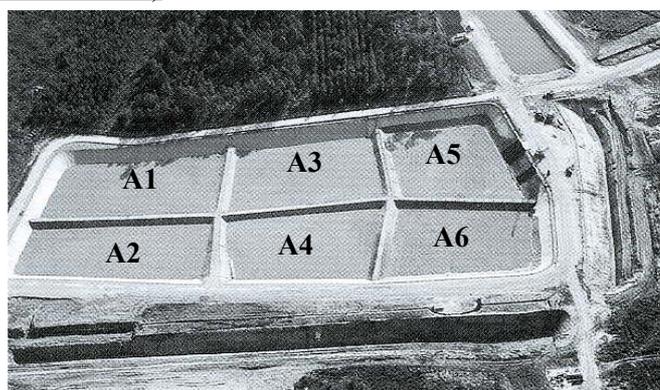
**Figure 5.7** (a) Schéma général du CSD de Lapouyade avant construction du casier n°3 (b) Photographie aérienne du site (casier 1 couvert, casier 2 en cours d'exploitation)

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes concentrés sur les casiers n° 1 et 2 subdivisés en alvéoles (6 alvéoles pour le casier n°1, 9 alvéoles pour le casier n°2) exploitées typiquement en 2 étapes ou phases successives (phase inférieure / phase supérieure) :

- Phase 1 (inférieure) : remplissage effectué sur les 4 à 8 premiers mètres pour atteindre le niveau TN, puis pose d'une couverture provisoire de 30 cm d'épaisseur composée de sable argileux ;
- Phase 2 (supérieure) : après une période de repos de durée variable, scarification de la couverture temporaire et rehausse sur une hauteur supplémentaire de 3 à 7 m puis pose de la couverture finale (avec des temps de retard variables suivant les alvéoles).

Durant la période d'apport en déchet, le remplissage a été réalisé en continu par couches de 30 à 60 cm d'épaisseur, étalées par bandes de 50 m de long à cheval les unes sur les autres. Des digues intermédiaires en terre ont été installées au fur et à mesure de l'exploitation entre les différentes alvéoles. Le compactage était assuré par des engins à pieds de mouton et à lames de couteau.

➤ Casier n°1 (alvéoles A1 à A6)



**Figure 5.8** Vue du casier 1 avant début d'exploitation

Le casier 1 est constitué de 6 alvéoles (A1 à A6) de 5 000 m<sup>2</sup> environ et de hauteur initiale 8 à 13 m. Le déchet stocké comprend en majorité des déchets ménagers, encombrants, DIB et refus de compostage (Tableau 5.6). L'exploitation des différentes alvéoles a été réalisée suivant les phases reportées dans le Tableau 5.6. Composée de matériau argileux, d'un géotextile drainant et de terre

végétale pour une épaisseur globale de 1,5 m, la couverture finale du casier a été mise en place à l'issue de l'exploitation des six alvéoles.

**Tableau 5.6** Composition pondérale (%) des déchets du casier n°1 (Alvéoles A1 à A6)

Alvéole	Déchet ménagers	Encombrants	DIB	Refus de compostage	Déchet vert	Bois broyé	Mâchefers
A1	38,52	31,44	15,49	10,28	3,70	0,00	0,57
A2	36,05	26,53	19,65	16,42	0,36	0,00	0,99
A3	45,48	22,41	20,92	0,00	6,50	4,69	0,00
A4	50,42	23,97	9,14	10,01	2,28	3,52	0,66
A5	45,08	8,94	29,18	0,00	8,96	7,84	0,00
A6	44,93	16,60	21,89	0,00	9,63	6,95	0,00
Moyenne	43,90	21,30	19,15	5,99	5,27	4,02	0,37

L'instrumentation du casier n°1 a été mise en place très tardivement (août 2001, soit 34 à 46 mois après la fin d'exploitation des alvéoles) sous la forme de 2 profils topographiques par alvéole, l'objectif étant de comparer la compressibilité de ce déchet 'âgé' avec celle du déchet plus jeune stocké dans le casier n°2. Depuis lors, les tassements ont été mesurés à six reprises sur une période de 21,44 mois : ils représentent au total des valeurs comprises entre 8 et 29 cm. Précisions que le suivi topographique va se poursuivre au cours des prochains mois (de même pour le casier n°2).

**Tableau 5.7** Principales caractéristiques du casier n°1 ( $d(t_m^0)_{\text{Phase 2}}$  : 08/08/2001 ;  $d(t_m^{ult})_{\text{Phase 2}}$  : 22/05/2003 ;  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{\text{Phase 2}} = 21,44$  mois)

Alvéole	Phase 1				Phase 2					
	Début	Fin	$t_{c1}$ (mois)	$H_k(t_{c1})$ (m)*	Début	Fin	$t_{c2}$ (mois)	$H_n(t_{c2})$ (m)	$t_m^0 - t_{c2}$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
A1	31/01/98	07/04/98	2,17	5,28	11/07/98	18/08/98	6,54	8,40	35,70	0,083
A2	07/04/98	25/05/98	1,58	4,65	18/08/98	29/09/98	5,75	8,80	34,32	0,141
A3	21/04/97	10/07/97	2,63	6,94	05/11/97	12/01/98	8,75	10,10	42,87	0,113
A4	19/08/97	04/11/97	2,53	5,70	26/05/98	16/07/98	10,88	10,80	36,79	0,115
A5	28/10/96	15/02/97	3,62	7,04	19/06/97	30/09/97	11,08	11,10	46,29	0,291
A6	21/01/97	25/04/97	3,09	9,50	26/12/97	11/02/98	12,69	12,80	41,88	0,126

\* Valeurs estimées par modélisation

#### ➤ Casier n°2 (alvéoles A7 à A15)

D'une superficie de 4,5 ha, le casier n°2 est divisé en 9 alvéoles (A7 → A15) d'une surface de 5000 m<sup>2</sup> environ. Sa constitution et son mode d'exploitation sont très voisines de ceux du casier n°1. Là aussi, le déchet est composé en majorité de déchets ménagers, encombrants, DIB et refus de compostage (essentiellement des plastiques), les différences de composition correspondant aux catégories représentées en moindre proportion (déchets verts et bois broyé remplacés par des résidus de la filière automobile) (Tableau 5.8).

**Tableau 5.8** Composition pondérale (%) des déchets du casier n°2 (Alvéole A7 à A15)

Alvéole	Déchets ménagers	Encombrants	DIB	Refus de compostage	Résidus automobiles	Mâchefers
A7	30,24	20,82	27,60	16,20	3,83	1,32
A8	16,72	18,85	37,85	19,62	5,29	1,68
A9	27,79	18,42	33,90	13,91	4,46	1,51
A10	33,99	18,16	33,33	8,11	4,44	1,97

A11	30,51	20,64	34,28	9,93	2,69	1,96
A12	20,28	20,18	41,63	8,86	6,87	2,17
A13	19,50	18,71	43,49	8,34	7,96	2,00
A14	33,66	17,23	33,62	8,00	6,11	1,38
A15	26,73	14,94	41,50	8,37	7,40	1,07
Moyenne	26,27	18,81	36,13	11,73	5,35	1,69

Mis à part l'alvéole A15 exploitée en une phase unique, les autres alvéoles constitutives du casier n°2 ont été exploitées en deux périodes ainsi que détaillé dans le Tableau 5.9. L'épaisseur initiale de déchet varie entre 7,50 et 15,50 m environ. D'une épaisseur comprise entre 1,50 et 2 m, la couverture finale a été installée progressivement au cours de l'année 2001 avant d'être enherbée au printemps 2002.

**Tableau 5.9** Principales caractéristiques du casier n°2 ( $t_m^{ult} - t_m^0$ )<sub>Phase 1</sub> = 20,51 mois ;  $d(t_m^0)$ <sub>Phase 2</sub> : 28/05/2002 ;  $d(t_m^{ult})$ <sub>Phase 2</sub> : 12/08/2003 ; ( $t_m^{ult} - t_m^0$ )<sub>Phase 2</sub> = 14,50 mois

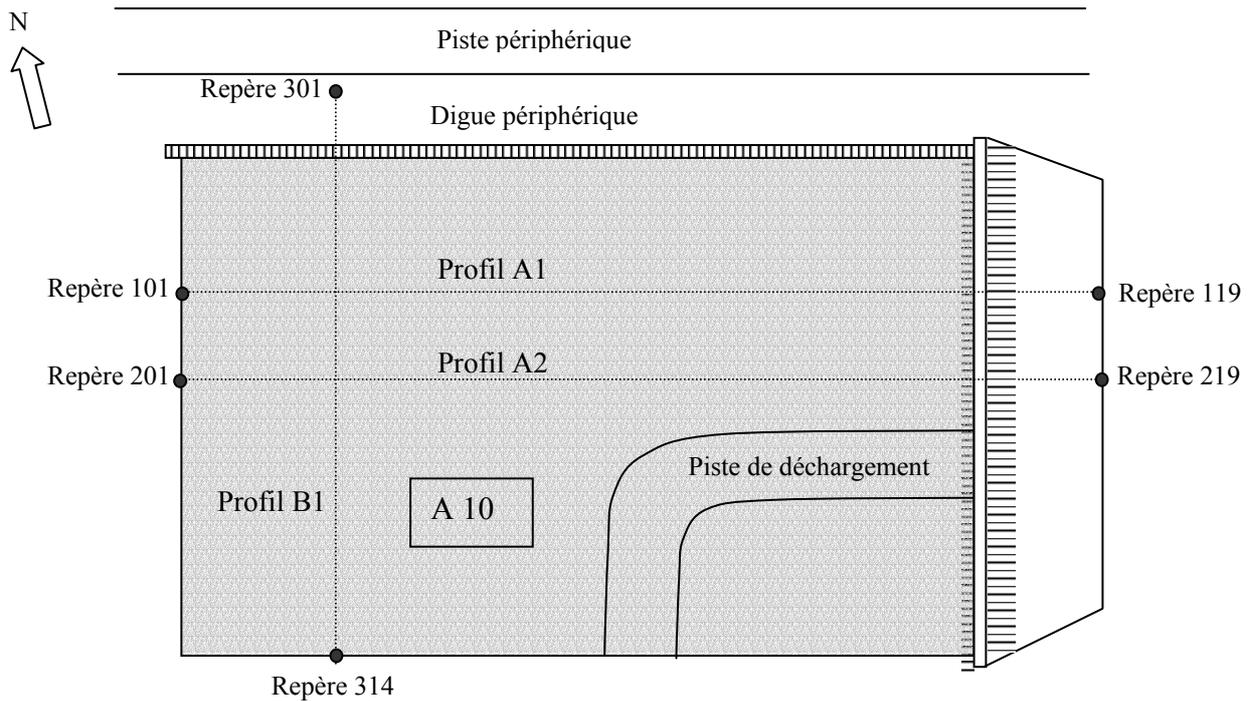
Alvéole	Phase 1				Phase 2					
	Début	Fin	$t_{c1}$ (mois)	$H_k(t_{c1})$ (m)*	Début	Fin	$t_{c2}$ (mois)	$H_n(t_{c2})$ (m)	$t_m^0 - t_{c2}$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
A7	30/09/98	23/12/98	2,76	8,57	13/09/01	26/10/01	36,89	14,35	7,04	0,543
A8	24/12/98	17/04/99	3,75	8,19	27/10/01	11/01/02	36,62	13,73	4,50	0,501
A9	19/04/99	19/07/99	2,99	8,19	02/05/01	25/06/01	26,24	15,60	11,08	0,471
A10	19/07/99	18/10/99	2,99	7,43	20/07/01	12/09/01	25,84	13,31	8,48	0,439
A11	19/10/99	31/12/99	2,40	6,99	24/08/00	09/10/00	11,70	13,79	19,59	0,543
A12	03/01/00	07/04/00	3,12	6,35	01/03/01	30/04/01	15,88	11,38	12,92	0,443
A13	05/04/00	14/06/00	2,30	6,03	21/12/00	28/02/01	10,82	11,98	14,93	0,330
A14	15/06/00	28/08/00	2,43	7,11	26/06/01	28/07/01	13,41	9,96	9,99	0,268
A15	09/10/00	21/12/00	2,40	7,59	-	-	2,40	7,59	17,19	0,272

\* Valeurs estimées par modélisation

Concernant le suivi topographique du casier n°2, un premier piquetage a été mis en place sur l'alvéole A10 à l'issue de sa phase d'exploitation inférieure, immédiatement après la pose de la couverture provisoire en sable argileux intervenue le 25 octobre 1999, soit une semaine après la fin de la mise en place des déchets. L'alvéole représentait alors une colonne de déchet de 7,80 m de haut dans sa partie centrale et de poids volumique solide moyen  $\gamma_s$  estimé à 9 kN/m<sup>3</sup>.

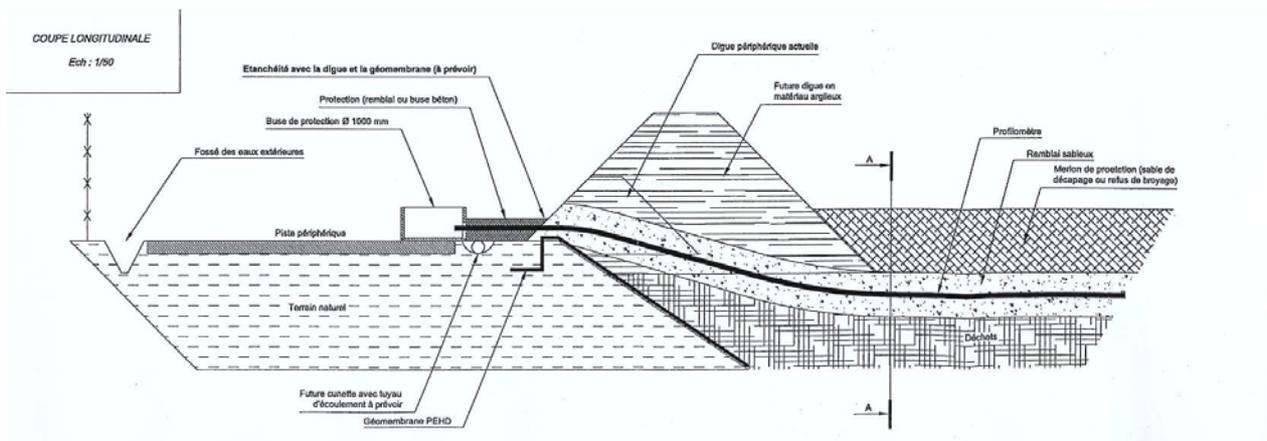
Deux profils Ouest - Est (profils A1 et A2) et un profil Nord - Sud (profil B1) ont été implantés comprenant un total de 52 repères matérialisés par des piquets en bois ancrés dans la couverture. La distance entre chaque point de mesure variait de 10 m environ en partie centrale d'alvéole à moins de 5 m au droit des talus périphériques.

Quelques points de mesure (n° 117, 118, 119, 217, 218 et 219) situés au voisinage de la digue Est ont disparu suite à l'exploitation de l'alvéole voisine. Ils n'ont donc pas été pris en compte dans cette étude. Un tassement moyen de 27 cm a été mesuré au cours du suivi topographique d'une durée de ( $t_m^{ult} - t_m^0$ )<sub>Phase 1</sub> = 20,51 mois.

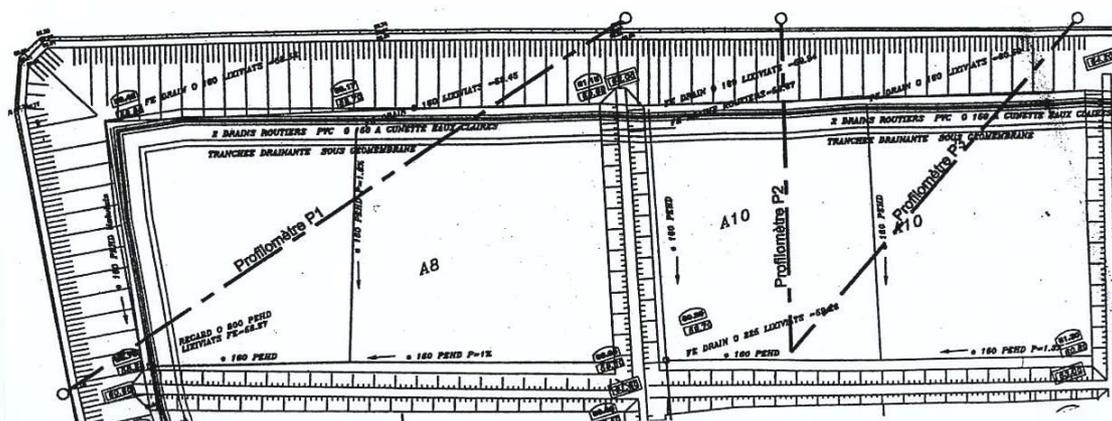


**Figure 5.9** Implantation des 3 profils topographiques de l'alvéole A10 (phase 1)

En juillet 2001, alors que la période de repos de l'alvéole A10 (entre les 2 phases d'exploitation) arrivait à son terme, les repères de surface précédents ont dû être supprimés. De manière à poursuivre les mesures de tassement précédentes au cours de la phase de rechargement d'exploitation, 2 inclinomètres horizontaux (dénommés P2 et P3) (Figures 5.10 et 5.11) ont toutefois été mis en place sur l'alvéole A10 (P2 étant disposé à l'emplacement de l'ancien profil B1), complétés quelques semaines plus tard par un 3<sup>ème</sup> inclinomètre (P1) installé sur l'alvéole voisine A8.



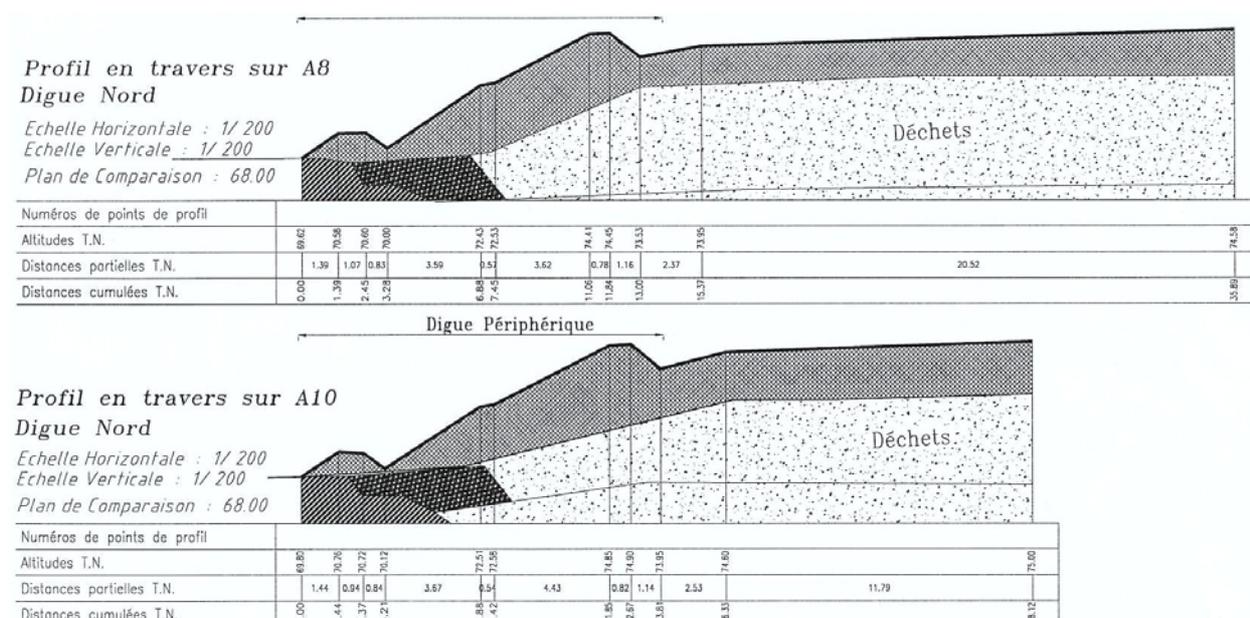
**Figure 5.10** Schéma en coupe de la pose de l'inclinomètre horizontal sur l'alvéole A10



**Figure 5.11** Implantation des 3 inclinomètres horizontaux P1, P2 et P3 sur les alvéoles A8 et A10

A l'issue de la seconde phase d'exploitation du casier n°2 (après enherbement de la couverture), 2 profils longitudinaux (composés de bornes ancrées dans la terre végétale) ont été installés à la surface de chacune des 9 alvéoles (Figure 5.13). S'agissant des alvéoles A8 et A10, 3 profils transversaux ont par ailleurs été mis en place à la verticale des profils P1 à P3 dans le but de déduire (par différence) les tassements de la partie supérieure de la colonne de déchet correspondant à la phase 2.

Une coupe de la digue périphérique Nord au droit des profilomètres P1 et P2 est présentée sur la Figure 5.12 après pose de la couverture finale du casier. Enfin, 3 profils de repères resserrés ont été installés à l'interface entre les alvéoles A8 et A10, A9 et A10 et enfin A10 et A12 avec pour objectif d'estimer l'effet de la forme des digues (à simple ou double pente) sur le tassements (§ 9.5.2). L'implantation de ces repères de surface (25 profils représentant près de 200 points matérialisés) est intervenue le 28 mai 2002 [ $d(t_m^0)_{Phase\ 2}$ ] et le dernier levé a été réalisé le 12 août 2003 [i.e.  $d(t_m^{ult})_{Phase\ 2}$ ], assurant ainsi une période d'observation ( $t_m^{ult} - t_m^0$ )<sub>phase2</sub> de 14,50 mois.



**Figure 5.12** Coupe des alvéoles A8 et A10 au droit des inclinomètres horizontaux.



Figure 5.13 Implantation des profils de surface sur les casiers n°1 et 2 de Lapouyade

### 5.1.4. Site de Chatuzange (Drôme)

L'exploitation du site de Chatuzange-le-Goubet (Onyx) a débuté sous sa forme actuelle en décembre 1992. Celui-ci reçoit entre 110 et 160 000 tonnes de déchets par an, soit une moyenne d'un peu plus de 500 tonnes / jour. Le site comprend à ce jour 5 alvéoles, à savoir :

- les alvéoles AA' et A''B totalement exploitées et couvertes ;
- l'alvéole C partiellement exploitée et recouverte provisoirement ;
- l'alvéole D au stade de fin d'exploitation ;
- enfin l'alvéole E au stade de préparation avant début d'exploitation.

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés exclusivement aux alvéoles AA', A''B et C dont l'exploitation en 2 phases (inférieure / supérieure) est explicitée ci-dessous.



**Figure 5.14** Vue aérienne du CSD de Chatuzange

Compte tenu de la morphologie du site (carrière à flancs en escalier), le remplissage des alvéoles s'effectue généralement par zones (500 - 600 m<sup>2</sup>) de 3,5 à 4,5 m de hauteur (correspondant à quelque huit couches de 40 à 50 cm saupoudrées de tout-venant en surface), équivalente à la hauteur séparant deux risbermes de talus naturel (en zone périphérique) ou encore deux merlons de soutien de déchet (au contact avec les alvéoles adjacentes). Le compactage était assuré autrefois par un compacteur à lames de couteau de 36 tonnes. A partir de l'exploitation de l'alvéole C (1998), des engins à pieds de mouton (38 tonnes) ont progressivement remplacé la première génération de compacteurs, les premiers étant jugés peu efficaces par suite du foisonnement des déchets à l'arrière des roues. Les engins compriment le déchet à raison de 6 passes (aller-retour) en moyenne.

**Tableau 5.10** Composition pondérale (%) des déchets de Chatuzange (alvéoles AA', A''B et C)

Alvéole	AA' (inf.)	A''B (inf.)	C (inf.)	AA' (sup.)	A''B (sup.)
Période d'exploitation	12/92 - 06/96	07/96 - 01/98	02/98 - 01/00	12/99 - 04/00	05/01 - 07/01
OM et refus OM	55,25	64,34	62,00	60,72	52,98
DIB - Enc. - Végétaux	29,62	11,94	14,22	16,36	17,15
Boues	4,82	6,46	8,41	7,76	9,71
Refus de compostage	7,38	6,04	5,53	2,92	3,50
Refus de tri	1,29	8,22	6,99	7,51	8,63
Inertes	1,64	0,68	0,51	0,69	8,03
Mâchefers	0,00	2,32	2,35	4,04	0,00

La composition pondérale des déchets est rapportée dans le Tableau 5.10. Les déchets sont constitués essentiellement d'ordures ménagères et de DIB en quantité moindre. Hélas, encombrants et déchets verts ont été initialement inclus dans la catégorie DIB, ce qui rend plus difficile l'analyse de la cinétique des tassements en relation avec la composition des déchets. S'agissant des boues d'épuration, leur flux est très irrégulier : à certaines (courtes) périodes, elles peuvent représenter jusqu'à 20 % des déchets stockés, ce qui rend le compactage moins efficace du fait de la saturation de la frange superficielle de déchet.

Tel que précisé précédemment, les alvéoles sont exploitées typiquement en deux phases successives (phase inférieure / phase supérieure) :

- Phase 1 (inférieure) : remplissage sur 5 à 36 m puis pose d'une couverture provisoire ;
- Phase 2 (supérieure) : après une période de repos de durée variable, scarification de la couverture temporaire et rehausse sur une hauteur supplémentaire de 4 à 9 m puis pose de la couverture finale.

Le remplissage des différentes alvéoles du CSD a été effectué selon les épisodes regroupés dans le Tableau 5.11. Remarquons que la phase de rechargement de l'alvéole C n'a pas encore débutée.

**Tableau 5.11** Caractéristiques d'exploitation des 3 alvéoles instrumentées de Chatuzange

Alvéole	AA'	A''B	C
<i>➤ Phase d'exploitation inférieure</i>			
- Début d'exploitation	12/1992	07/1996	02/1998
- Fin d'exploitation	06/1996	01/1998	01/2000
- Epaisseur du déchet	20 - 29 m	5 - 29 m	6 - 36 m
- Densité moyenne du déchet	0,96	1,04	0,93
- Epaisseur de la couverture provisoire ( $h_{c1}$ )	1,75 m	0,75 m	1,10 m
<i>➤ Phase d'exploitation supérieure</i>			
- Début du rechargement	12/1999 *	04/2001	2004 ?
- Fin du rechargement	04/2000	09/2001	-
- Epaisseur du rechargement	4 - 4,50 m	4 - 8 m	-
- Epaisseur de la couverture finale ( $h_{c2}$ )	1,30 m	1 m	-

\* en parallèle avec fin d'exploitation principale de l'alvéole C jusque 01/2000

Concernant le suivi topographique, des bornes en béton ont été utilisées pour le suivi initial des alvéoles AA' et A''B (après phase d'exploitation inférieure). Elles se sont avérées peu visibles à l'usage. C'est ainsi qu'il a été décidé par l'exploitant de les remplacer ultérieurement (alvéole C + suivi post-rechargement des alvéoles AA' et A''B), par des plaques (1 m<sup>2</sup>) et tiges métalliques soudées assises sur la couche supérieure de déchet. Ces 'plaques de surface' (PS) sont enfouies sous la couverture d'épaisseur variable (Tableau 5.11). Leur pose est donc concomitante avec la fin de la mise en place des déchets. En revanche, la mesure du tassement débute après installation de la couverture (temps de retard < 3 mois).

L'alvéole A''B a en outre été équipée de 10 plaques enterrées (PE) (§ 5.3.2.3) et de 5 plaques télescopiques (PT) (§ 5.3.2.4) (dont 3 ont été perdues en cours d'exploitation) disposées immédiatement avant rechargement de l'alvéole en avril 2001. Celles-ci ont permis :

- la mesure des tassements internes de la colonne de déchet inférieure (déchet âgé) et notamment l'évaluation du tassement primaire de celle-ci au cours de la phase de rechargement ;
- en combinaison avec les plaques de surface (PS) (installées à la verticale des plaques enterrées), une évaluation des tassements de la colonne supérieure (déchet jeune) par simple

soustraction des tassements [ $\Delta w(\text{tassements de surface}) - \Delta w(\text{tassements de la colonne inférieure})$ ];

- enfin, les 2 générations de plaques de surface (mises en place après les phases d'exploitation inférieures et supérieures) ont permis d'évaluer l'évolution de la compressibilité de la colonne de déchet (prise dans son intégralité) au cours du temps.



➤ Suivi topo (Phase 1) :

- Plaques de surface : 21

➤ Suivi topo (Phase 2) :

- Plaques enterrées : 10
- Plaques télescopiques : 2
- Plaques de surface : 13

**Figure 5.15** Vue générale de l'alvéole A''B et détail de l'instrumentation associée

**Tableau 5.12** Caractéristiques du suivi topographique des trois alvéoles de Chatuzange

Alvéole	A-A'	A''B	C
➤ <i>Phase d'exploitation inférieure</i>			
- Nombre de repères	24	21	17
- Début du suivi topographique	01/10/1996	17/03/1998	04/02/2000
- Fin du suivi topographique	09/09/1999	05/04/1999	07/08/2003
- Nombre de levés topographiques	11	11	16
- Durée du suivi topographique	35,27 mois	36,66 mois	42,08 mois
- Retard d'implantation	3,03 mois	1,43 mois	≅ 0
➤ <i>Phase d'exploitation supérieure</i>			
- Nombre de repères	14	10 + 2 + 13 <sup>1</sup>	-
- Début du suivi topographique	24/05/2000	19/04/2001 <sup>2</sup>	-
- Fin du suivi topographique	07/08/2003	07/08/2003	-
- Nombre de levés topographiques	15	14	-
- Durée du suivi topographique	38,46 mois	27,62 mois	-
- Retard d'implantation	1,75 mois	-	-

<sup>1</sup> Plaques enterrées (PE), plaques télescopiques (PT) et plaques de surface (PS) respectivement

<sup>2</sup> Date de mise en place des plaques internes (PE + PT)



**Figure 5.16** Instrumentation combinée : plaque enterrée (PE), plaque télescopique (PT) et plaque de surface (PS) (a) Vue en fin d'exploitation (b) Relevé topographique 18 mois plus tard

### 5.1.5. Site de Lons-le-Saunier (Jura)

Situé à proximité de Lons-Le-Saunier, le Centre de Stockage du Jura (CSJ) constitue le dernier maillon de la chaîne de collecte et de traitement des déchets ménagers du Jura. Il est destiné au stockage des déchets ultimes issus des différentes filières de traitement du 'Sydom du Jura'. Recevant environ 1 600 tonnes de déchets / mois, le site comprend à ce jour 2 alvéoles de stockage expérimentales (dénommées UT1 et UT2) dont l'exploitation, entamée le 8 avril 1998, s'est achevée le 10 septembre 2001. Depuis lors, le stockage s'effectue sur 4 alvéoles mitoyennes notées UT3 à UT6.

Le 'casier expérimental' qui constitue plus particulièrement l'objet de nos recherches est en fait la réunion des deux alvéoles quasi-identiques UT1 et UT2, chacune de section approximativement carrée, creusées en déblai sur une profondeur de 3 m et séparée l'une de l'autre par une digue centrale élevée à la côte du terrain naturel (TN). Cela signifie qu'au dessus du TN, la réunion des deux alvéoles forme un unique casier de dimensions au sommet 120 m x 50 m (soit 6 000 m<sup>2</sup> environ). Une digue périphérique de section trapézoïdale ceinture entièrement le casier, assise à cheval sur le sol d'origine et les premiers mètres de déchets.

Les déchets stockés comprennent essentiellement des encombrants ménagers et des fines de criblage ainsi que des fines de tri et des refus de tri en quantité plus limitée :

- encombrants ménagers : il s'agit de rebus de tri provenant du réseau des déchetteries du Jura. Ces tout-venant comprennent essentiellement des encombrants ménagers et des 'monstres' non-ferreux : matelas, sommiers, moquette, bois traité, déchets composites, etc. ;
- fines de criblage 'grises' : il s'agit de résidus de criblage issues de la filière d'incinération et d'une taille maximum de 35 mm. Communément appelées 'fines grises', ces déchets non valorisables sont de nature rapidement dégradables ;
- fines de tri 'bleues' : il s'agit de la fraction non valorisable issue de la chaîne de tri (refus de tri de petites tailles, poussières diverses). Egalement criblées à 35 mm, ces fines peuvent être également considérées comme rapidement dégradables ;
- refus de tri : il s'agit de la fraction non valorisable du déchet (papiers, plastiques, etc.) récupérée en bout de chaîne de tri. Ils ne sont stockés au CSJ que depuis août 2000.

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées par le laboratoire *Laepsi* suivant la méthode de caractérisation spécifiée dans le Modecom (1993). Les 'fines grises' apparaissent essentiellement composées de particules de taille inférieure à 20 mm tandis que les fines grises ont une granulométrie plus grossière (Tableau 5.13). Par ailleurs, une description quantitative par type de constituant (suivant 7 catégories) a été tentée pour les fractions 20 – 100 mm des fines grises et des fines bleues et par ailleurs pour les 2 fractions des refus de tri (Tableau 5.14).

**Tableau 5.13** Granulométrie des déchets de Lons-le-Saunier (Gachet, 2003)

Composant	Fraction 0 – 20 mm	Fraction 20 – 100 mm	Fraction > 100 mm
Fines grises	80 %	20 %	0 %
Fines bleues	51 %	49 %	0 %
Refus de tri	3 %	20 %	77 %

**Tableau 5.14** Composition pondérale des déchets de Lons-le-Saunier (Gachet, 2003)

Composant	Fines grises (%)		Fines bleues (%)		Refus de tri (%)	
	fraction 20 – 100 mm		fraction 20 – 100 mm		20 – 100	> 100
	02-2002	09-2002	02-2002	09-2002	09-2002	09-2002
Fermentescible	45,2	62,6	7,5	5,9	-	-
Papier - carton	13,4	13,7	48,4	36,9	71,5	35,1
Textiles	12,4	-	4,5	8,9	4,0	-
Plastique	5,2	2,9	9,8	20,6	9,5	41,8
Métal / alu	2,1	2,9	3,8	3,9	3,0	-
Verre	16,6	17,6	20,1	14,9	-	-
Autre	5,0	0,2	4,0	2,4	12,0	23,1

Pour terminer sur le potentiel de dégradation du déchet stocké, un essai de lixiviation effectué sur les fines grises a donné une fraction pondérale de résidu sec à 500°C de 57 % environ, y compris les résidus de cartons (< 0,4 %), plastiques (< 0,9 %) et aluminium (< 0,5 %). A partir d'un échantillon sec, on note par ailleurs une teneur en matière organique égale à 63 % (à 500°C) pour 16 % de fraction soluble.

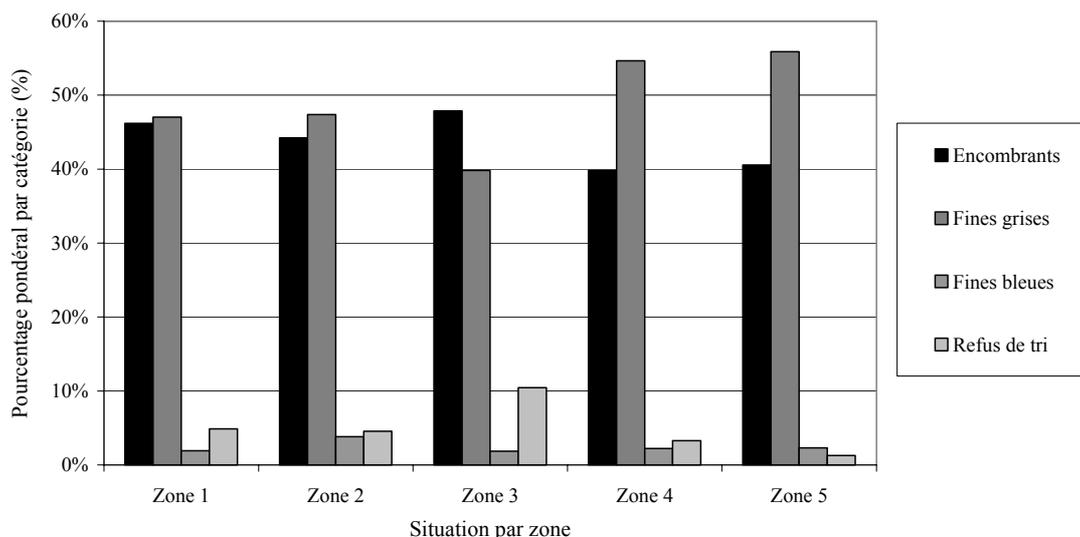
Compte tenu des faibles tonnages de déchet entrant, la dimension d'une alvéole est globalement importante, ce qui rend difficile le contrôle des quantités de lixiviat et de biogaz produits. Pour cette raison, les 2 alvéoles ont été subdivisées en zones d'exploitation plus restreintes (surface comprise entre 1 800 et 2 500 m<sup>2</sup>, excepté au début de remplissage) montées plus rapidement et donc moins longtemps en contact direct avec les précipitations.

L'exploitation du casier expérimental a ainsi été subdivisée en 10 phases caractérisées par une montée sur une ou plusieurs des 5 zones (n° 1 à 5) répertoriées dans le Tableau 5.15 et localisées sur la Figure 5.20. Ces zones spatiales n° 1 à 5 représentent une hauteur de déchet de 10 m environ en fin d'exploitation, mis à part la zone 3 à cheval sur la digue inter-alvéoles (7 m).

**Tableau 5.15** Phasage d'exploitation du casier expérimental (alvéoles UT1 et UT2)

Phase	Période	Côte alvéole UT1		Côte digue centrale	Côte alvéole UT2	
		Zone 1 (Ouest)	Zone 2 (Est)	Zone 3 (entre zones 2 et 4)	Zone 4 (Ouest)	Zone 5 (Est)
0	06/04/98 (référence)	- 3 m	- 3 m	0 m	- 3 m	
1	06/04/98 → 31/03/99	- 3 m	- 3 m	0 m	-3 à 0 m (zone 4 + 5)	
2	01/04/99 → 07/08/99	- 3 m	- 3 m	0 m	0 m	0 à 3,5 m
3	08/08/99 → 15/02/00	- 3 m	-3 à 0 m	0 m	0 m	3,5 m
4	16/02/00 → 21/08/00	- 3 à 0 m	0 m	0 m	0 m	3,5 m
5	22/08/00 → 23/10/00	0 m	0 m	0 à 3,5 m	0 à 3,5 m	3,5 m
6	24/10/00 → 20/12/00	0 m	0 à 3,5 m	3,5 m	3,5 m	3,5 m
7	21/12/00 → 28/02/01	0 à 3,5 m	3,5 m	3,5 m	3,5 m	3,5 m
8	01/03/01 → 09/05/01	3,5 à 7 m	3,5 à 7 m*	3,5 m	3,5 m	3,5 m
9	10/05/01 → 11/07/01	7 m	3,5 à 7 m*	3,5 à 7 m	3,5 à 7 m*	3,5 m
10	12/07/01 → 10/09/01	7 m	7 m	7 m	3,5 à 7 m*	3,5 à 7 m

\* Zone exploitée à cheval sur 2 phases (8 et 9 ou encore 9 et 10)



**Figure 5.17** Composition moyenne par catégorie de déchet et par zone de remplissage

Au quotidien, le régalinge des déchets a été effectué par couches de 50 cm environ compactées par un engin de 27,5 tonnes équipé de roues à pieds de mouton (6 aller-retour en moyenne). Le recouvrement quotidien des déchets s'est limité à l'application d'une fine couche de résidus de criblage (pour éviter les envols). En fin d'exploitation, une couverture de 1 m d'épaisseur environ a été mise en place (septembre - octobre 2001). Le poids volumique moyen  $\gamma_s$  du déchet a été estimé à partir des tonnages de déchet stocké et des volume remblayés au cours du temps. Pris dans sa globalité, le déchet présente un poids volumique moyen en fin de construction de l'ordre de  $9,20 \text{ kN/m}^3$ .

Le captage des biogaz est effectué au moyen d'un réseau mixte composé de 4 lignes drainantes placées horizontalement dans les déchets et d'un puit vertical situé au centre du casier. Depuis juin 2002, une partie des lixiviats est réinjectée dans le massif de déchet à partir de 6 tranchées horizontales de 25 m de long implantés en partie supérieure de casier (suivant un écartement entre brins compris entre 18 et 20 m). Le mode d'exploitation en bioréacteur fait suite à une phase initiale (post-exploitation) de quelques mois sans recirculation (blanc). La recirculation des lixiviats est opérée quotidiennement (par alternance) à partir d'une des tranchées, à raison de  $10 \text{ m}^3 / \text{jour}$ , 5 jours par semaine, ce qui représente un débit moyen de 0,11 litre / tonne de déchet solide / jour.

La pose de la couverture finale a été l'occasion de mettre en place 5 profils de type A (profils longs composés de 15 repères) et 6 profils de type B (profils courts composés de 6 repères), soit un total de 111 repères matérialisés par des piquets de bois enfoncés dans la terre végétale formant la couverture. Les 2 profils type sont représentés en coupe sur les Figure 5.18 et 5.19. La mise en place des repères est intervenue le 22/11/2001 : 15 levés ont été effectués suivant des fréquences de 2 semaines (initialement) à 8 semaines, le dernier en date remontant au 25/09/2003.

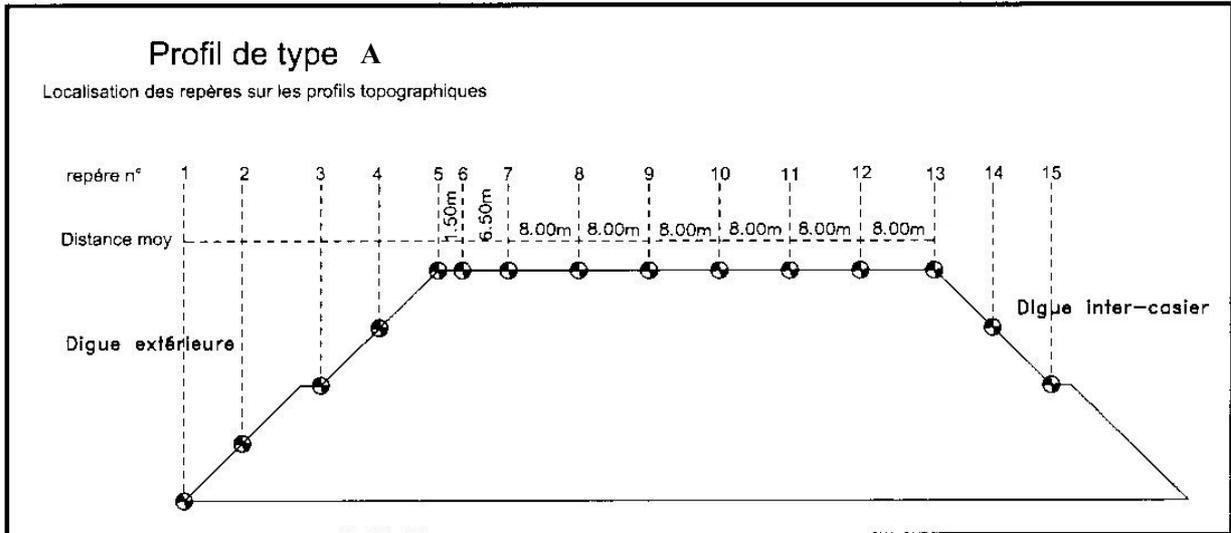


Figure 5.18 Implantation des repères topographiques le long des profils type A

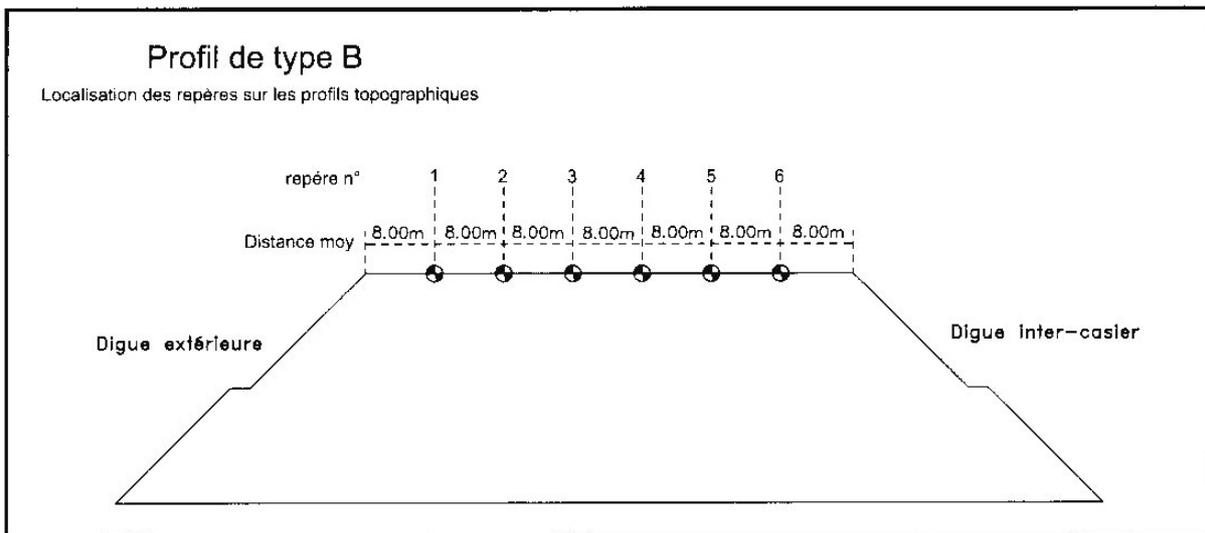


Figure 5.19 Implantation des repères topographiques le long des profils type B

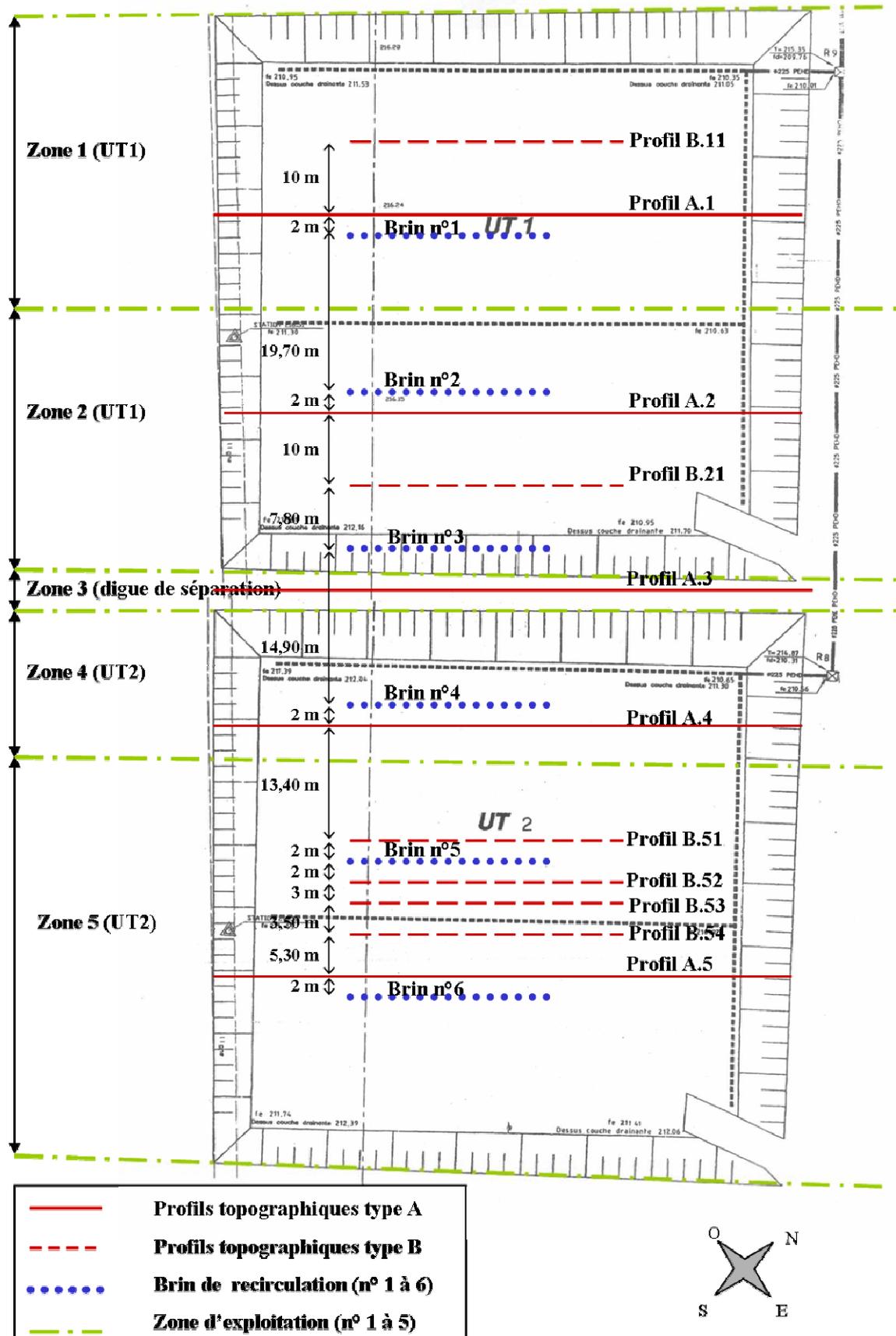


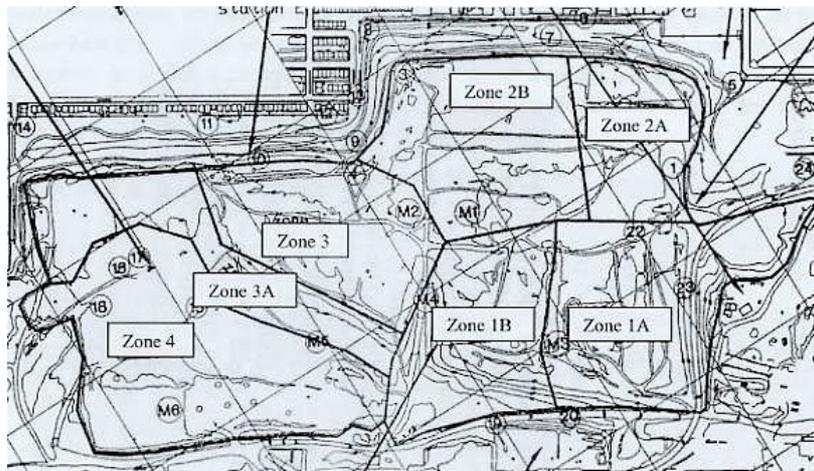
Figure 5.20 Implantation des profils type A et B du casier bioréacteur de Lons-le-Saunier

### 5.1.6. Site de Montréal (Canada)

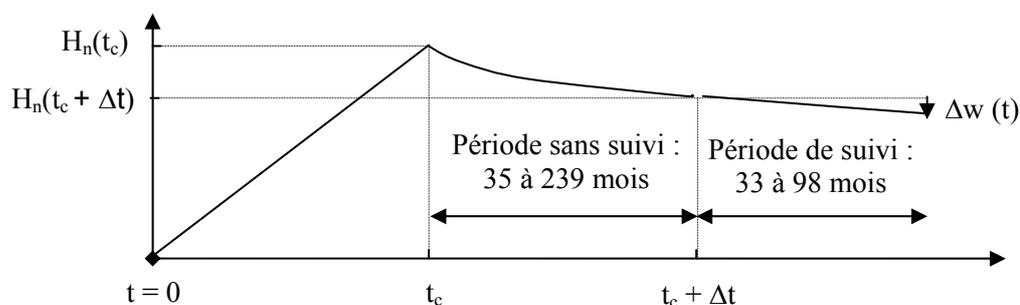
Les données relatives au Complexe Environnemental de Saint-Michel (CESM) ont été tirées du mémoire de fin d'étude de Moreau (2001) suite à un stage réalisé par ce dernier au sein de l'Université de Sherbrooke et de la Direction de l'Environnement de la ville de Montréal (Ing. Martin Héroux) qui a gracieusement accepté la publication de ses données dans le cadre de cette thèse.

Atouts	Faiblesses
1. Suivi topographique exceptionnel à la fois par sa durée (jusqu'à 8 ans de mesure) et par l'âge du déchet (3 à 28 ans suivant zonage)	1. Suivi topographique systématiquement retardé après la fin d'exploitation
2. Hauteurs de stockage très importantes (57 - 78 m) et relativement uniformes dans l'espace	2. Hauteur de déchet en fin d'exploitation inconnue
	3. Incertitude sur la nature exacte des déchets stockés

Exploité depuis 1968, le site de Saint-Michel comprend 5 zones de stockage de hauteur supérieure à 50 m. Profitant d'un arrêt d'exploitation de plusieurs années, ces 5 zones dénommées 1A, 1B, 2A, 2B et 3 (Figure 5.21) ont été instrumentées simultanément le 1<sup>er</sup> décembre 1992 au moyen de 48 plaques de surface. Ces plaques ont été installées avec un retard après fin d'exploitation compris entre 35 et 239 mois et le suivi topographique s'est prolongé pendant 33 à 98 mois (disparition progressive des plaques après 33 mois).



**Figure 5.21** Plan général du site de Montréal et zonage suivant historique d'exploitation (Moreau, 2001)



**Figure 5.22** Illustration du suivi topographique retardé sur le site de Montréal

Les données relatives à l'historique d'exploitation et au suivi topographique de chacune des zones sont rapportées dans le Tableau 5.16. En résumé, le stockage peut donc être caractérisé par :

- un temps de construction ( $t_c$ ) compris entre 3 ans (zone 1B) et 7 ans (zone 2B) ;
- un retard d'implantation topographique ( $\Delta t = t_m^0 - t_c$ ) de 3 ans (zone 3) à 20 ans (zone 1A) ;
- une durée de suivi topographique ( $t_m^{ult} - t_m^0$ ) comprise entre 3 et 8 ans environ.

**Tableau 5.16** Phasage d'exploitation et suivi topographique du CSD de Montréal [d( $t_m^0$ ) : 01/12/1992]

Zone	Repères	Dates d'exploitation			Suivi topographique		
		Début	Fin	$t_c$	$\Delta t = t_m^0 - t_c$	$(t_m^{ult} - t_m^0)_{\min}$	$(t_m^{ult} - t_m^0)_{\max}$
n°	Nombre	jj/mm/aa	jj/mm/aa	mois	mois	mois	mois
1A	8	01/01/68	01/01/73	60,07	239,14	33,01	33,01
1B	8	01/01/73	01/01/76	36,00	203,14	33,01	94,06
2A	9	01/01/73	01/01/78	60,03	179,11	33,01	62,99
2B	13	01/01/78	01/01/85	84,06	95,05	33,01	98,10
3	10	01/01/84	01/01/90	72,06	35,01	33,01	62,99

Les hauteurs de déchet  $H_n(t_m^0)$  (considérées lors de l'implantation des repères topographiques) oscillent suivant les zones étudiées entre 57 et 78 m. Enfin, les tassements moyens mesurés au cours des 33 premiers mois de suivi varient de 0,8 à 4,2 m. L'interprétation des mesures de tassement est jointe au Chapitre 6.

**Tableau 5.17** Hauteur de déchet, tassements et déformations mesurées sur le site de Montréal

Zone	Repères	Hauteur de déchet (à $t_m^0 = t_c + \Delta t$ )			Tassements après $(t_m^{ult} - t_m^0)_{\min} = 33$ mois		
		$H_n(t_m^0)_{\text{moy}}$	$H_n(t_m^0)_{\text{min}}$	$H_n(t_m^0)_{\text{max}}$	$\Delta w$	$\Delta \varepsilon$	$\Delta w/33$
n°	Nombre	(m)	(m)	(m)	(m)	(%)	(mm / mois)
1A	8	58,50	57	61	0,815	1,39	24,69
1B	8	67,00	62	72	2,108	3,15	63,86
2A	9	67,20	63	73	1,887	2,81	57,16
2B	13	74,80	68	78	2,174	2,91	65,86
3	10	69,20	67	73	4,238	6,12	128,38

## 5.2. Observatoire des CSD : mise au point d'une base de données internationale sur les tassements

### 5.2.1. Contexte et enjeux

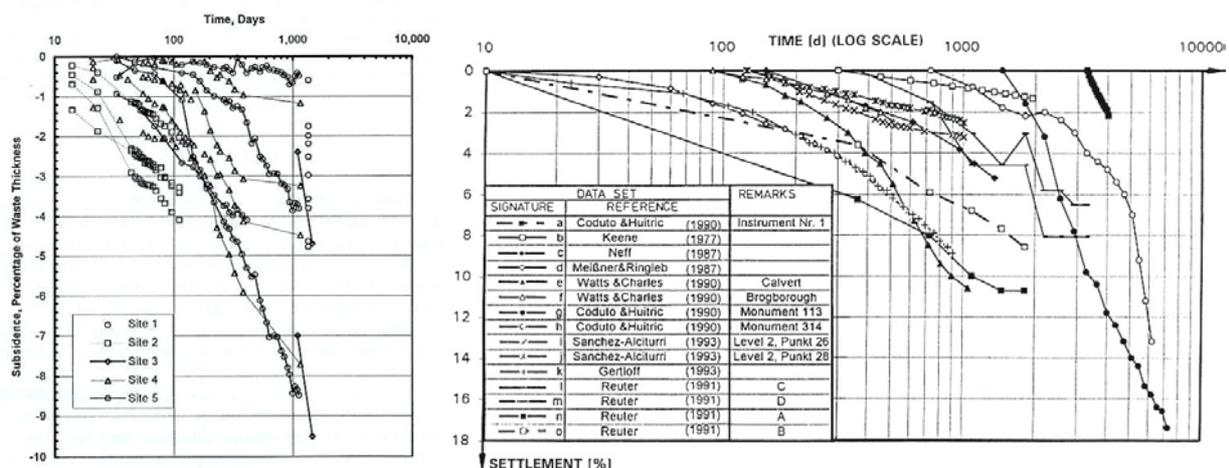
Les sites que nous avons instrumentés en France présentent des caractéristiques diverses (composition des déchets, géométrie de stockage, phasage d'exploitation, mode de gestion, etc.) correctement archivées. Par ailleurs, ils bénéficient d'instrumentations variées (internes et externes) permettant d'appréhender le comportement intrinsèque du déchet en tassement dans des situations données.

Toutefois, il nous est apparu qu'en dépit du lourd programme d'instrumentation et de mesures conduit dans le cadre de cette thèse (10 sites), ceci ne déboucherait pas sur une étude exhaustive de l'ensemble des paramètres relatifs au tassement des déchets. A titre d'exemple, l'étude de sites localisés en zone équatoriale ou tropicale humide peut permettre une tentative de prise en compte de paramètres tels que la nature des déchets, la température moyenne annuelle ou encore la pluviométrie. A l'inverse, l'absence de précipitations en climat tropical sec aura sans aucun doute de lourdes conséquences.

S'agissant du mode d'exploitation, la prise en compte de sites dans des pays technologiquement moins avancés pourrait par ailleurs permettre d'étudier l'influence du compactage (ou son absence) sur la biodégradation et les tassements.

Enfin, dernier exemple parmi d'autres, les hauteurs de stockage dépassent rarement 30 à 40 m en France tandis qu'en Amérique du Nord ou encore en Australie, des stockages sur 40 à 80 m (voire au-delà de 100 m) sont relativement courants. L'étude d'exemples de ce type nous permettrait de mieux appréhender l'influence du niveau de compression sur les caractéristiques hydro-physico-mécaniques du déchet.

Dans la pratique, de nombreuses expérimentations ont été menées dans le monde mais l'accès à ces dernières reste extrêmement problématique. En effet, la plupart restent méconnues car non publiées dans la littérature et les moyens d'avoir accès à ces informations sont très limités. Il reste donc quelques dizaines d'expérimentations répertoriées dans la littérature. Quelques exemples ont d'ailleurs été intégrées à ce mémoire après analyse (Chapitres 6, 7, 8 et Annexe). On peut cependant regretter que ces expérimentations soient diffusées le plus souvent sous la forme de courbes de tassement tracées en fonction du temps, sans mention des différents paramètres relatifs au déchet (Figure 5.23 (a) et (b)). Des exemples tirés de sites correspondant à des configurations très différentes (alvéoles 1D, talus 2D voire 3D) sont par ailleurs comparées sans réelle prise en compte des conditions propres à chaque cas (Figure 5.23 (b)). Cette critique n'enlève rien à la qualité des données de tassement publiées. En revanche, cette confusion prive la communauté scientifique de précieux exemples susceptibles de faire évoluer l'état des connaissances sur le sujet.

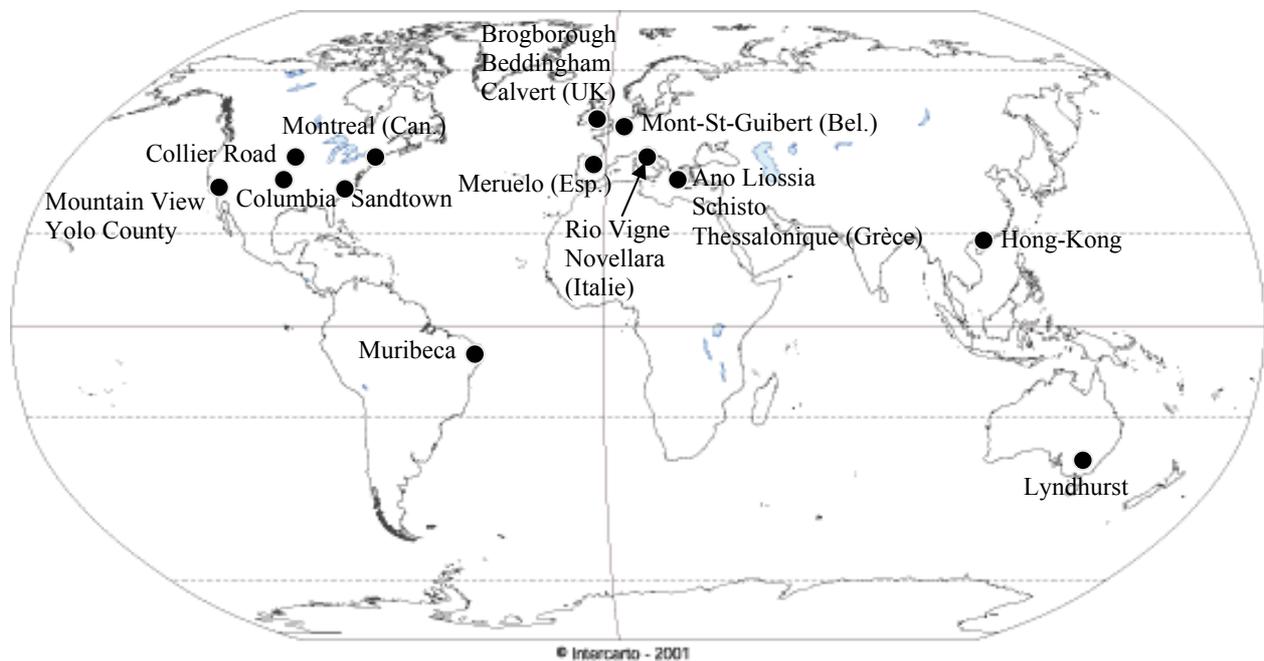


**Figure 5.23** Evolution du tassement relatif (de surface) en fonction du temps sur échelle semi-logarithmique (a) 5 sites étudiés par Spikula (1997) (b) 15 sites répertoriés par König et al. (1996) reproduit par Kockel et al. (1997)

### 5.2.2. Présentation de la base de données internationale

Suivant la théorie des ‘jeux à somme positive’ développée en son temps par l’économiste Fernand Braudel, ce travail de recherche a été mené avec pour objectif de consolider les données tirées de la littérature ou collectées auprès de partenaires universitaires, exploitants et bureaux d’étude dans le cadre d’une approche de modélisation permettant la prise en compte de paramètres souvent exclus par les modèles de prédiction globaux.

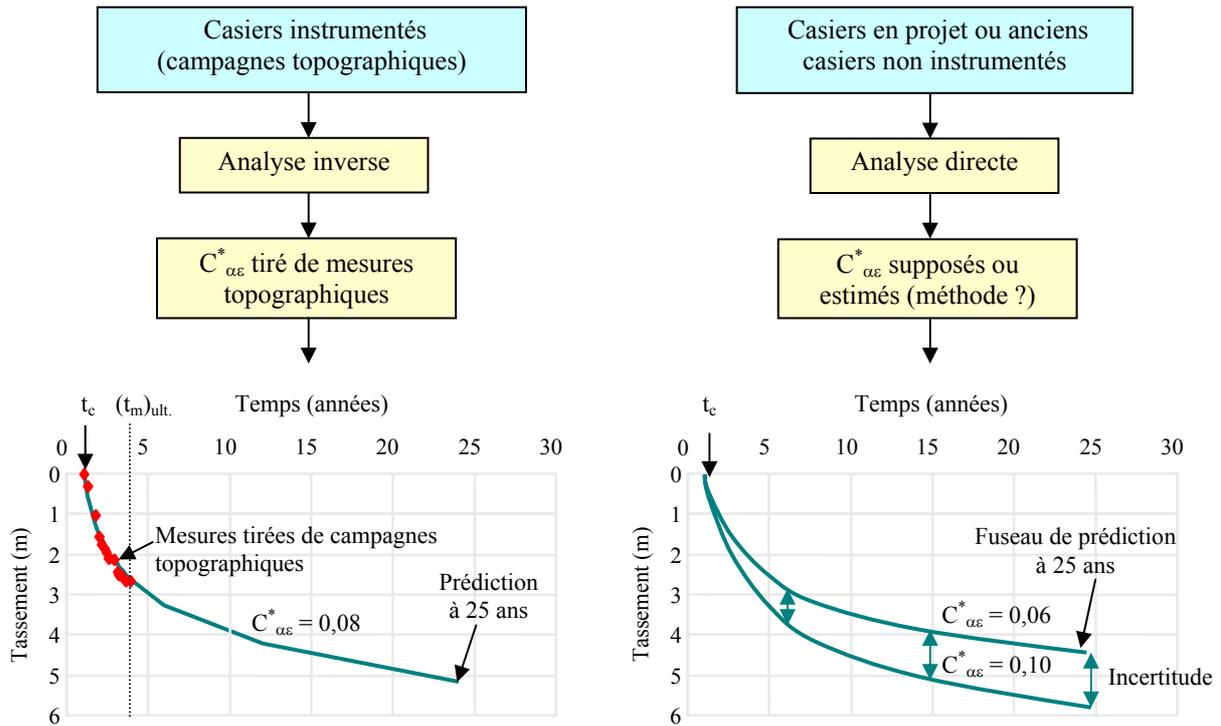
Regroupant à ce jour une trentaine de sites (CSD français inclus), cette base de données doit être regardée comme encore très parcellaire. A la vue de la Figure 5.24., il apparaît que certaines régions du monde (Amérique du Sud, Asie, Afrique) sont sous-représentées voire totalement absentes. Par ailleurs, dans la plupart des cas, les données ne sont hélas que partiellement exploitables du fait de l’absence d’archivage des conditions de stockage.



**Figure 5.24** Base de données internationale sur les tassements mise au point au laboratoire *Lirigm*

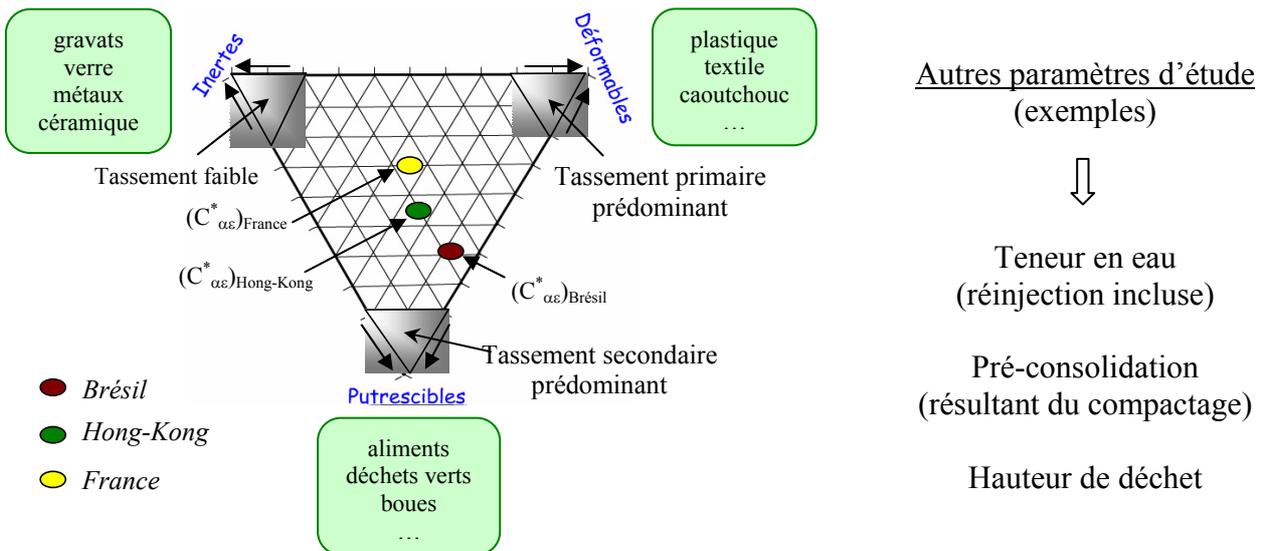
A moyen terme, notre objectif serait d’être capable d’appliquer le modèle incrémental ISPM par analyse directe, c’est-à-dire de prédire les tassements d’un site pouvant n’être qu’à l’état de projet sans calibration de terrain. Ceci suppose en particulier une estimation réaliste des coefficients de compressibilité des déchets en fonction de la nature de ces derniers, de leurs conditions de stockage et des spécificités locales.

Par souci de concision, nous avons opéré une sélection de quelques sites pour lesquels nous disposons d’informations originales. Les autres sites devraient être étudiés plus en détail au cours des prochains mois.



**Figure 5.25** Méthodologie d’application du modèle incrémental ISPM par analyse inverse et analyse directe

Par ailleurs, nous nous sommes efforcés d’initier des coopérations avec des partenaires issus de disciplines complémentaires à la notre (biochimistes et géophysiciens notamment) car il est apparu qu’une compréhension plus générale des processus relatifs aux tassements requiert une certaine dose de pluridisciplinarité. A titre indicatif, la Figure 5.26 illustre un début de réflexion sur les paramètres qu’il s’agirait de prendre en compte pour la mise au point d’une base de donnée relative au coefficient de compression secondaire  $C_{\alpha\epsilon}^*$ .



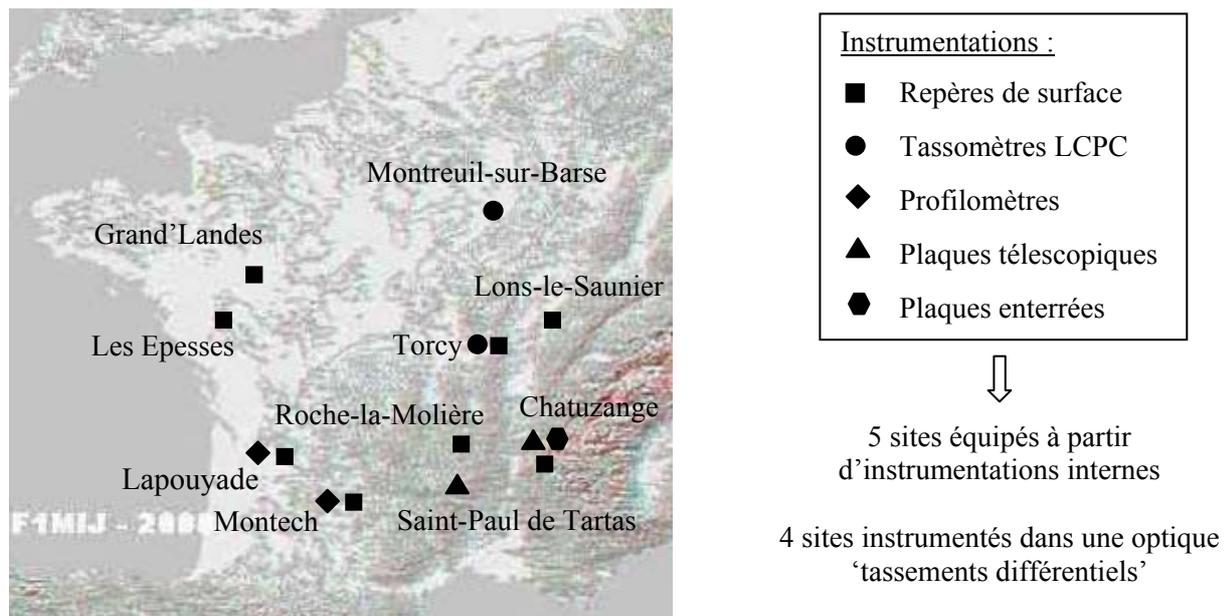
**Figure 5.26** Diagramme simplifié des paramètres de compressibilité secondaire imaginé à partir du triangle de Grisolia

### 5.3. Instrumentation des tassements

Nous avons vu précédemment que l'utilisation de paramètres de compressibilité moyens tirés de la littérature pour la prévision des tassements n'était pas pertinente. Non seulement en général la définition de ces coefficients intègre fréquemment le phasage et la hauteur de la colonne, ce qui enlève leur caractère 'intrinsèque', mais leur dispersion est également trop importante pour garantir des prévisions fiables à ce jour. Les mesures en surface de casier peuvent être effectuées dans le cas le plus favorable lors d'un arrêt d'exploitation (sur tout ou partie du casier) pendant une durée minimale de 6 mois à 1 an. Si une phase d'arrêt n'est pas envisagée, le calage des paramètres peut alors intervenir après la fin du remplissage du casier. Dans ce cas, l'exploitation des données sera effectuée essentiellement dans une perspective de surveillance des tassements.

D'un point de vue réglementaire, les exploitants de CSD sont soumis par les pouvoirs publics à l'obligation de fournir chaque année un relevé topographique de surface (représentant l'ensemble des aménagements des casiers et les courbes de niveau) de leur site, que ce dernier soit en phase d'exploitation ou de post-exploitation. Si ces relevés topographiques sont effectués sérieusement, ils peuvent contribuer au contrôle des tassements différentiels, à la stabilité des aménagements, des talus, etc. Dans la pratique pourtant, ces relevés s'avèrent trop souvent strictement formels et apportent peu d'informations exploitables. Cela tient avant tout au fait que ces relevés sont effectués majoritairement 'en aveugle', c'est-à-dire à partir d'un maillage de points sélectionnés arbitrairement et en l'absence de repère fixe.

L'instrumentation de décharges est moins aisée que celle de sites géotechniques standards, les principales difficultés résultant de l'agressivité du milieu vis-à-vis des capteurs de mesure (d'autant plus que des mesures sur le long terme sont recherchées), du passage répété d'engins en tout genre (pelleteuses, tondeuses, etc.) y compris en période de post-exploitation et enfin de l'amplitude des déformations : des tassements de plusieurs mètres ne sont pas rares. Nous verrons que des méthodes d'analyse numérique existent aujourd'hui permettant d'obtenir une estimation correcte des tassements de surface en l'absence d'installation de repères fixes. Ces méthodes méconnues présentent pourtant une alternative intéressante aux repères matérialisés, notamment dans le cas de sites de grande taille.



**Figure 5.27** Carte de France des CSD du Programme (par type d'instrumentation)

Nous avons répertoriés sur la Figure 5.27 les instrumentations externes et internes mis en place sur les 10 CSD français étudiés dans le cadre du présent programme de recherche.

### 5.3.1. Instrumentation de surface

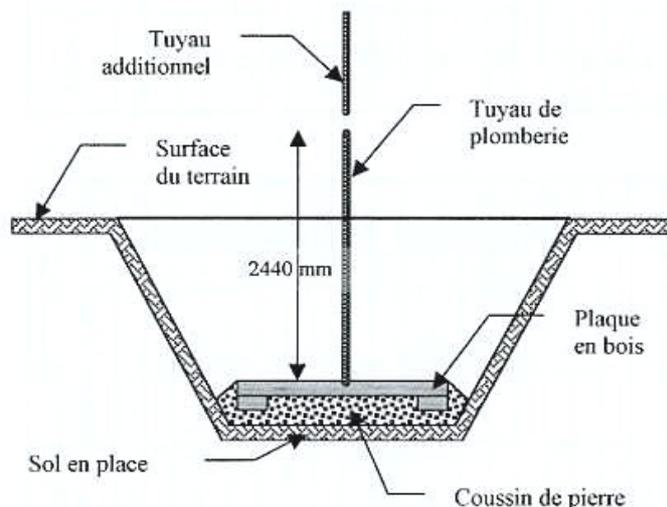
A ce jour, on distingue deux classes de mesure des tassements de surface, suivant l'existence ou non de repères fixes. Chacune des deux classes va être introduite, suivie d'un bilan comparatif des différentes méthodes existantes.

#### ➤ Suivi topographique à partir de repères fixes

- Topométrie classique

La topométrie classique est réalisée typiquement à l'aide d'un tachéomètre électronique faisant à la fois office de distance-mètre et de théodolite. Par triangulation à partir de 2 points de référence implantés en zone stable (pylône, bloc de béton hors déchet, etc.), l'instrument est capable de déterminer les coordonnées (x, y, z) de tout point matérialisé au moyen d'une pique (équipée éventuellement d'un réflecteur). La limite de visée du tachéomètre (sans dégradation excessive de la précision :  $\pm 3$  à 5 mm) étant de l'ordre de 500 m, des points de référence supplémentaires sont implantés sur le pourtour du site si nécessaire. Le canevas de points prédéfinis est matérialisé par des repères scellés pouvant prendre des formes diverses :

- piquets de bois (bon marché mais sensibles au gonflement - retrait de la couverture minérale) ;
- bornes plastique ancrées dans la couverture minérale à l'aide de pattes, ressorts, ergots, etc. ;
- dalles en ciments coulées à même la couverture (minérale ou synthétique) ;
- plaques de surface implantées sous la couverture (à l'interface avec le déchet) ;
- inclinomètres horizontaux (§ 5.3.2) implantés sous ou au cœur de la couverture minérale.

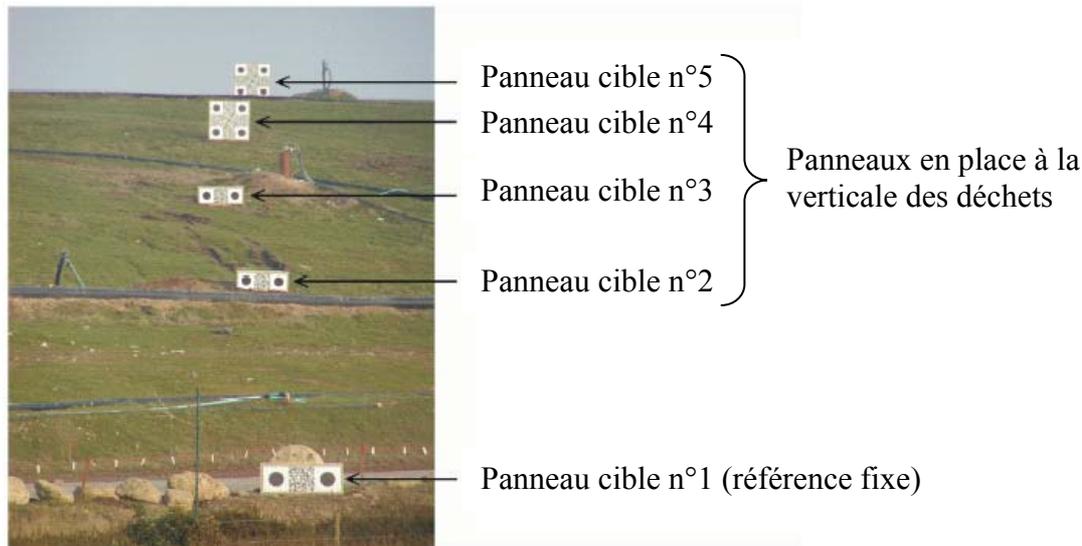


**Figure 5.28** (a) Plaques de surface utilisées sur le CSD de Montréal (Moreau, 2001) (b) Exemples de bornes ancrées dans la couverture en terre végétale (CSD de Torcy et Lapouyade)

- Topométrie par imagerie digitale (PIV)

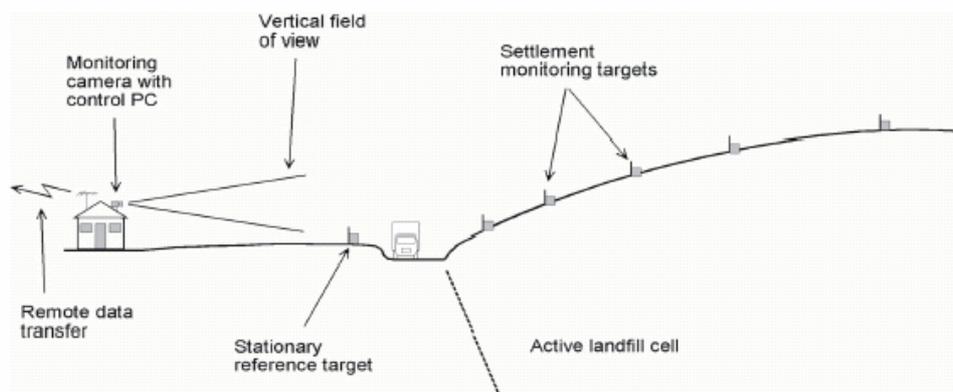
Technique développée initialement dans le domaine de la mécanique des fluides, la 'Particle Image Velocimetry' (PIV) est basée sur l'analyse d'image à partir de séries de matrices dont chaque terme représente pour un pixel donné l'intensité relative à l'une des trois couleurs de référence (rouge, vert, bleu). Cette méthode a été adaptée de manière à permettre un suivi

topographique continu à distance de repères matérialisés par des panneaux rigides ancrés dans la couverture (au moyen de plots en béton) à partir d'un ou plusieurs appareils photo numérique fixes (White et al., 2003) (Figure 5.29).



**Figure 5.29** Illustration des panneaux cible sur le site de White's Pit (White et al., 2003)

La résolution et la précision de cette technique sont similaires à celles d'instruments topographiques conventionnels. L'avantage tient au fait qu'elle permet à partir d'une seule image de suivre de multiples points (en direct si nécessaire). Pour obtenir des mesures de déplacement en 3D, plusieurs appareils photos sont nécessaires ainsi qu'une reconstruction de type photogrammétrique. Toutefois, dans le cas courant où l'on s'intéresse exclusivement aux déplacements verticaux, la recombinaison d'images 2D prises simultanément n'est pas nécessaire. Un autre avantage de cette technique tient au fait qu'elle permet un suivi des tassements en continu par transfert électronique de données. La précision de mesure (de l'ordre du millimètre) est comparable voire supérieure à celle d'appareillages conventionnels (type tachéomètres). Dans le cas particulier d'un talus instable, ce dispositif peut à première vue servir d'outil de surveillance en continu. Compte tenu cependant de l'encombrement des panneaux de mesure (Figure 5.29), leur nombre sera nécessairement limité par l'exploitant. Or, il n'est pas toujours possible de prédire à l'avance l'emplacement du profil le plus 'critique', ce qui limite l'usage de cette technique à des cas bien précis. Pour terminer, précisons que cette technique a été expérimentée par White et al. (2003) sur le site de la décharge de 'White's Pit' près de Bournemouth (Grande-Bretagne) (Figures 5.29 et 5.30).



**Figure 5.30** Schéma d'une instrumentation des tassements au moyen de cibles suivies par photographie digitale (White et al., 2003)

➤ Suivi topographique sans repère fixe

Bien qu'encore peu répandus, il existe aujourd'hui un certain nombre de procédés numériques permettant le suivi de déplacements (3D) d'une couverture de site de stockage, avec comme point commun et avantage de fonctionner sans repère fixe. Ces procédés ont été synthétisés avec l'aide du cabinet de géomètre-expert Sintégra (à Meylan) :

- Stations GPS ('Global Positioning System')

La précision et le coût des appareils GPS se sont largement améliorés ces dernières années. Il est aujourd'hui possible de prédire les tassements avec une précision voisine du centimètre en temps réel ou encore à  $\pm 5$  mm en mode de traitement différé (compter  $\pm 10$  mm en cas de dénivelée importante). Fixés sur compacteurs, les appareils GPS permettent en outre de lever la côte d'exploitation à des intervalles rapprochés, ce qui donne un accès quasi immédiat au poids volumique des déchets stockés (poids volumique apparent car la mesure intègre le tassement primaire des éventuelles couches inférieures sous l'effet du poids des déchets apportés).

- Scanner laser 3D

Le scanner laser s'apparente à un gros appareil photo numérique à champs de vision étendu et vitesse de numérisation élevée (plusieurs centaines de milliers de points numérisables en 5 à 15 minutes). Il est utilisé à partir de points multiples pour saisir la couverture d'un centre de stockage dans son intégralité. La technique repose sur le principe du 'temps de vol' nécessaire à chaque impulsion laser pour atteindre une surface et retourner au scanner (sans l'aide de réflecteurs). L'appareil peut travailler dans différentes positions. Après acquisition, les données sont traitées à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) sous la forme d'un nuage de points. Un post-traitement est ensuite effectué de manière à traduire les données en profils 3D très utiles notamment dans le cas de sites en relief. La résolution d'un tel appareil est inférieure au millimètre et sa précision de l'ordre de 4 mm (horizontal) pour 6 mm (vertical) (sur la base d'une photographie réalisée à 50 m de distance). La plage de mesure maxi avoisine les 100 m. Dans le cas de sites très importants, le scanner laser est remplacé par le radar laser qui fonctionne sur le même principe technique. Ses capacités sont en revanche très supérieures.

- Photogrammétrie terrestre ou aérienne

La photogrammétrie est une technique permettant d'exécuter des mesures spatiales à partir de photographies et plus généralement tout type d'images numériques. Comme la plupart des systèmes, cette méthode fonctionne sur le principe de la triangulation. En prenant des photographies à partir de deux points distincts définissant deux lignes de vue, les photographies 2D sont recoupées mathématiquement pour fournir des coordonnées 3D par intersection des lignes de vue. Suivant le processus inverse de la photographie, la photogrammétrie permet de restituer un espace 3D à partir de photographies 2D. Sa résolution est excellente. Quant à sa précision, elle est à la fois fonction de la taille des objets visés, du nombre de photographies (recouvrement nécessaire entre photos), de la résolution de la caméra et de la géométrie du site. Pour un point donné, la précision de mesure est relativement modeste (2 à 3 cm) mais compte tenu des nuages de points relevés, une précision réelle de l'ordre de quelques millimètres est atteinte après post-traitement.

Dans le cas de sites importants ou très en relief, cette technique est préférablement conduite par imagerie aérienne (à partir d'un hélicoptère), ce qui représente un gain de temps important. On trouve référence dans la littérature d'un certain nombre de sites suivis par photogrammétrie. Yen et Scanlon (1975) ont les premiers évoqué ce type de mesure sur un site californien. Reuter et Nolte (1995) rapportent quant à eux le cas de la décharge centrale de Hanovre suivie par photographie aérienne depuis le milieu des années 1970 ! Des plans (avec contour topographique) sont tirés les profils en travers les plus sensibles. Par ailleurs, nous avons été informés du

développement de cette technique sur les sites de Saint-Michel (Montréal), Santown (§ 8.2.4.2), Vancouver ou encore Shuen Wan (Hong Kong). A notre connaissance, aucune décharge française n'est suivie à ce jour par photogrammétrie.

➤ Bilan des méthodes de suivi topographique de surface

En guise de bilan comparatif, le Tableau 5.18 présente les principaux avantages et inconvénients des différentes méthodes présentées précédemment.

**Tableau 5.18** Avantages et inconvénients des techniques de suivi topographique de surface

Appareillage	Avantages	Inconvénients
Tachéomètre	- Précision des mesures - Equipement / technicité limité - Coût raisonnable	- Durée d'installation et mesures trop longues au-delà d'un certain nombre de points - Risque de déplacement des repères sur pente
PIV	- Précision millimétrique des mesures - Suivi possible en continu - Appareillage bon marché	- Encombrement important des repères - Nombre de points de visée nécessairement limité
Station GPS	- Unique méthode de mesure en présence de végétation dense faisant écran	- Faible précision (centimétrique) en l'absence de post-traitement - Post-traitement long et onéreux
Scanner laser	- Excellente résolution et bonne précision - Imagerie numérique souple et puissante : profils multiples	- Coût du post-traitement assez élevé - Technique récente : maîtrise limitée
Photo-grammétrie	- Solution adaptée aux sites importants - Imagerie numérique souple et puissante : profils multiples	- Précision centimétrique point par point - Coût du post-traitement élevé

### 5.3.2. Instrumentation interne

Nous venons de voir que le suivi des tassements se limite le plus souvent à des mesures topographiques de surface réalisées à l'issue de l'exploitation de casiers de déchet. Dans le cadre de nos recherches, nous avons choisi de faire une place importante à l'instrumentation interne, en dépit de sa faible utilisation par les exploitants. Les raisons sont multiples :

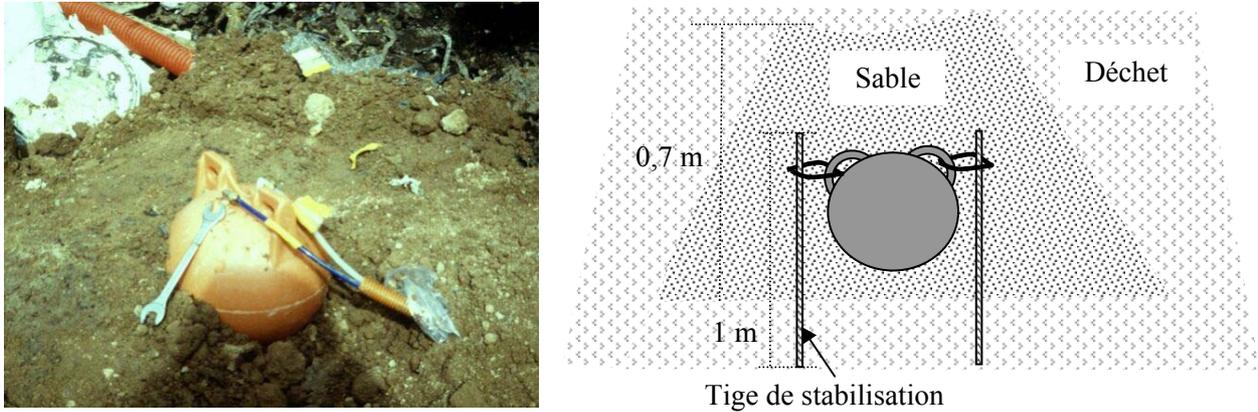
- l'instrumentation interne offre l'occasion de suivre les tassements de couches de déchet d'âge uniforme, dans une perspective de calibration de notre modèle incrémental ISPM ;
- l'instrumentation interne permet d'estimer le tassement primaire d'une couche donnée survenant au cours de la mise en place des couches de déchet sus-jacentes ;
- enfin, elle permet d'évaluer l'évolution des paramètres de compressibilité du déchet en fonction de différents facteurs (hauteur de chargement, teneur en eau, etc.) variables suivant l'emplacement considéré dans le massif de déchet.

Une synthèse des différents appareillages existants est présentée ci-dessous incluant illustrations et analyses personnelles s'agissant des appareillages expérimentés dans le cadre de nos recherches.

#### 5.3.2.1. Tassomètres pneumatiques à double fluide

Généralement de forme sphérique, ces cellules permettent de mesurer les mouvements verticaux par rapport à une base de mesure de préférence fixe reliée à ces dernières par l'intermédiaire de tubulures (dans le cas contraire, des relevés topographiques de cette base sont nécessaires). La mesure consiste en une lecture de niveau d'eau dans une colonne, le dispositif étant pressurisé avec du gaz (Thomas, 2000). La distance entre les cellules tassométriques et la base doit toutefois rester inférieure à 80 m pour limiter les pertes de charge. Dans les déchets, ces appareillages ont

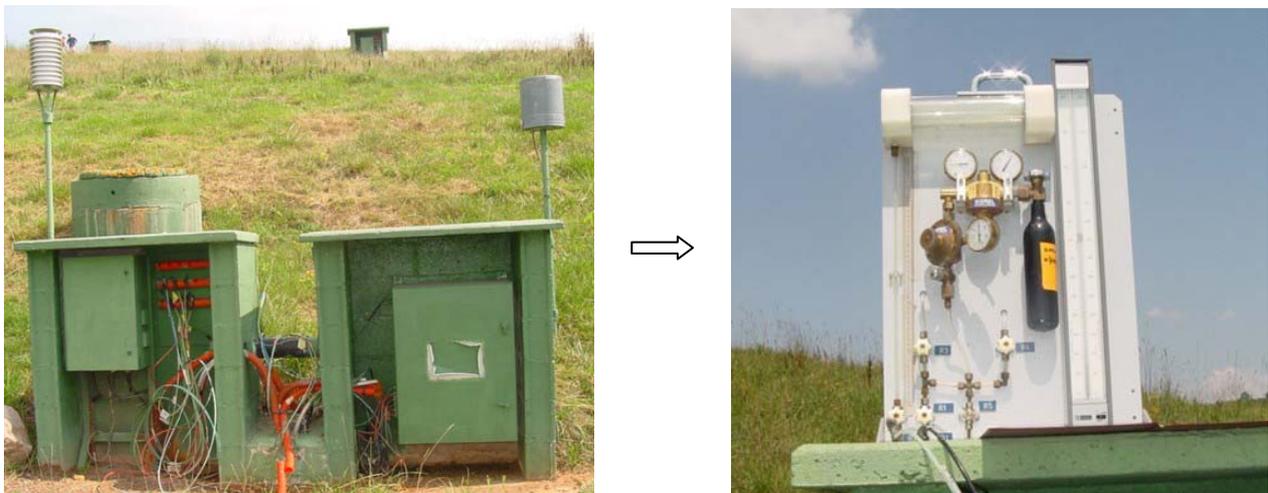
des durées de vie variables. On observe parfois le développement de microorganismes dans le fluide de remplissage des cellules, qui à terme peuvent fausser les mesures. Pour cette raison, il est conseillé d'éviter l'utilisation d'eau pure. Il est par ailleurs préconisé de mettre en place les tassomètres à l'aide de tiges métalliques (fers à béton) solidaires des cellules et implantées verticalement dans le lit de déchet sous-jacent de manière à éviter le basculement de ces dernières suite au chargement du massif (qui par nature engendre des champs de contraintes hétérogènes) (Figure 5.31).



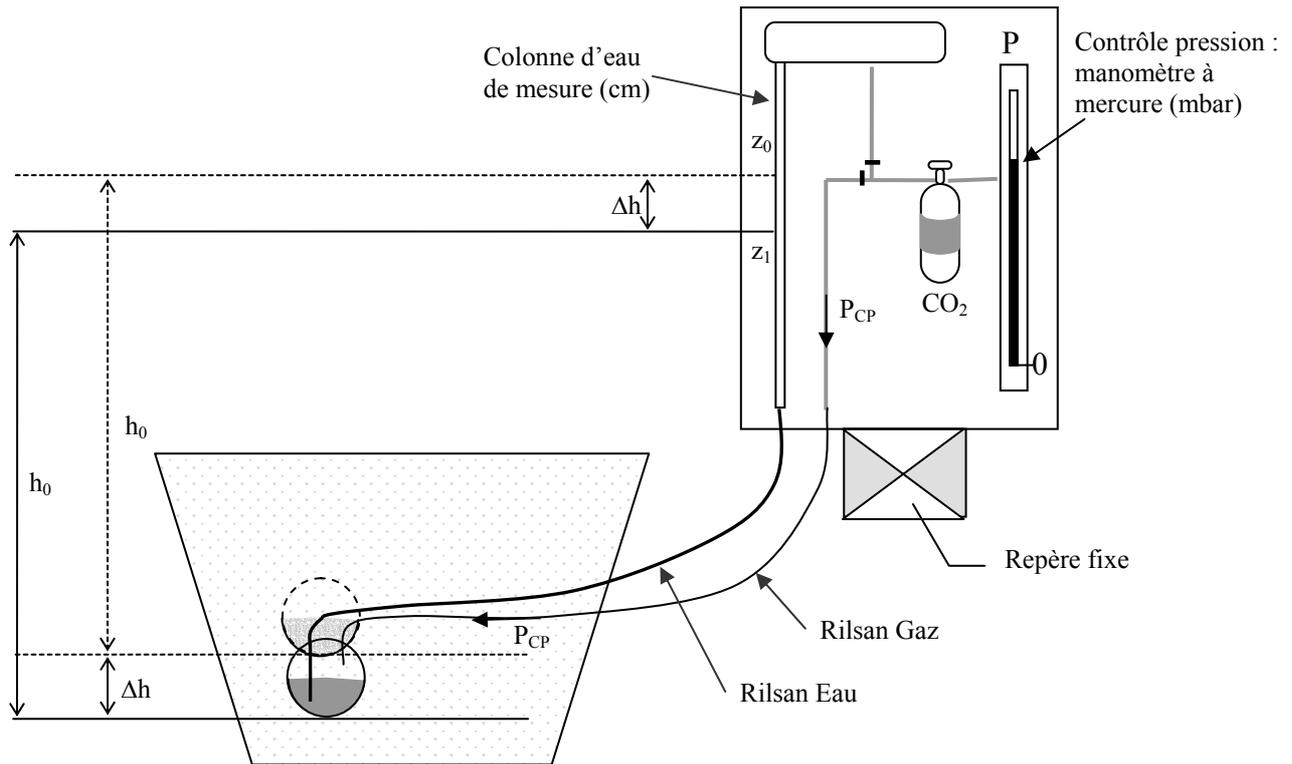
**Figure 5.31** (a) Tassomètre pneumatique type LCPC (b) Système de stabilisation des tassomètres (lits n°3 et 4 de Torcy)

Chaque cellule de mesure est remplie à moitié d'eau. Elle est reliée au tableau de mesure par 2 rilsans dont l'un est rempli d'eau (Figure 5.33). L'ensemble fonctionne sur le principe du tube en U. Une contre pression de gaz  $P_{CP}$  est appliquée au-dessus du liquide de manière à le refouler dans le tube de mesure du tableau fixe situé à l'extérieur du massif (lecture  $z_0$ ). Lors de la mesure suivante, on applique la même pression  $P_{CP}$  sur le liquide et la lecture dans le tube est notée  $z_1$ .

Le volume d'eau restant constant dans le dispositif, le déplacement de la cellule correspond à une translation vers le bas de la colonne d'eau de hauteur  $h_0$  (le niveau d'eau étant équilibré à la même pression de gaz  $P_{CP}$ ). Le déplacement vertical de la cellule équivalant au tassement du massif, il est donc égal à :  $\Delta h = z_0 - z_1$



**Figure 5.32** (a) Vue du poste de mesure des lits de tassomètre n°1 et 2 de Torcy (b) Dispositif de mesure à pression pneumatique



**Figure 5.33** Principe de fonctionnement du tassomètre LCPC (Thomas, 2000)

Suivant la configuration du site, les mesures ne se déroulent pas strictement de la même manière. Dans le cas le plus fréquent où la cellule est située en dessous du tableau de mesure, une contre pression  $P_{CP}$  est appliquée sur l'eau contenue dans la cellule (par l'intermédiaire du rilsan gaz) de manière à faire remonter le niveau d'eau dans le tube de lecture.

A la suite d'un tassement important, il peut arriver que le niveau d'eau se stabilise hors du tube de lecture pour une pression appliquée égale à celle de la mesure précédente. On modifie alors la pression appliquée afin de rendre la lecture possible. La nouvelle pression est notée  $P'_{CP}$  et la lecture dans le tube est  $z'_1$ . Le tassement  $\Delta h$  par rapport à une mesure réalisée à la contre pression  $P_{CP}$  est obtenu par la relation  $\Delta h = (z_0 - z'_1) + 1,02.(P'_{CP} - P_{CP})$  (en exprimant les pressions en hauteur d'eau). Les mesures suivantes seront alors basées sur la nouvelle référence de pression  $P'_{CP}$ . Au contraire, dans le cas où la cellule est située au dessus du tableau de mesure, la pression est directement appliquée sur l'eau dans le tube de lecture (Figure 5.34).

Tableau fixe au dessus de la cellule de mesure

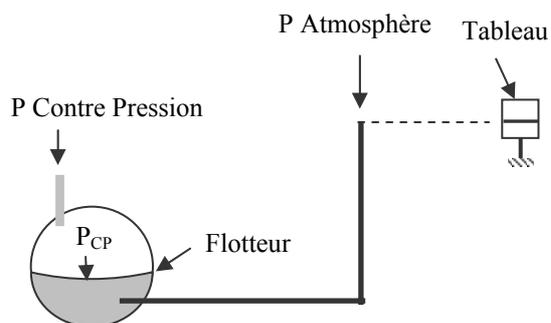
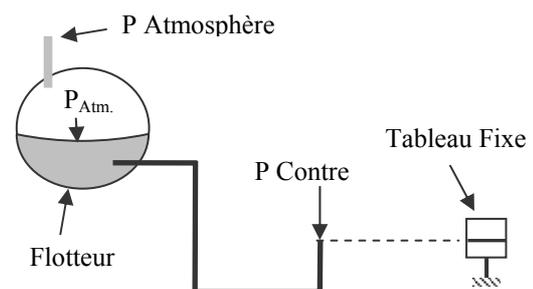


Tableau fixe au dessous de la cellule de mesure



**Figure 5.34** Principe d'application des contre-pressions d'air à l'intérieur des tassomètres (Thomas, 2000)

Dans le cadre de cette thèse et des travaux précédents de Thomas (2000), les tassomètres ont été utilisés sur les sites de Montreuil sur Barse et de Torcy. D'après notre expérience, la précision de mesure (équivalent à une demi graduation sur la colonne d'eau) représente une incertitude de  $\pm 25$  mm. Cette erreur n'est pas négligeable compte tenu des tassements enregistrés. De plus, la mesure de pression au mercure est dépendante des conditions climatiques (dilatation de l'eau et du mercure). Lorsque les conditions météorologiques sont variables (alternance soleil / nuage), un réglage systématique du zéro du manomètre à mercure est nécessaire pour limiter toute dérive supplémentaire entre les mesures.

Par ailleurs, la forme sphérique des tassomètres favorise leur pivotement au fil du temps, ce qui peut entraîner une remontée d'air dans le rilsan d'eau relié à la cellule et par conséquent fausser la mesure dans le sens d'une élévation virtuelle de la cellule de la hauteur de la bulle d'air contenue dans le rilsan d'eau). La solution adoptée pour la pose des lits n°3 et n°4 de Torcy a été de stabiliser les tassomètres au moyen de tiges verticales enfoncées dans le déchet (Figure 5.31 (b)). A Montreuil sur Barse, les tassomètres étaient naturellement stabilisés par des flotteurs prévenant toute rotation des cellules.

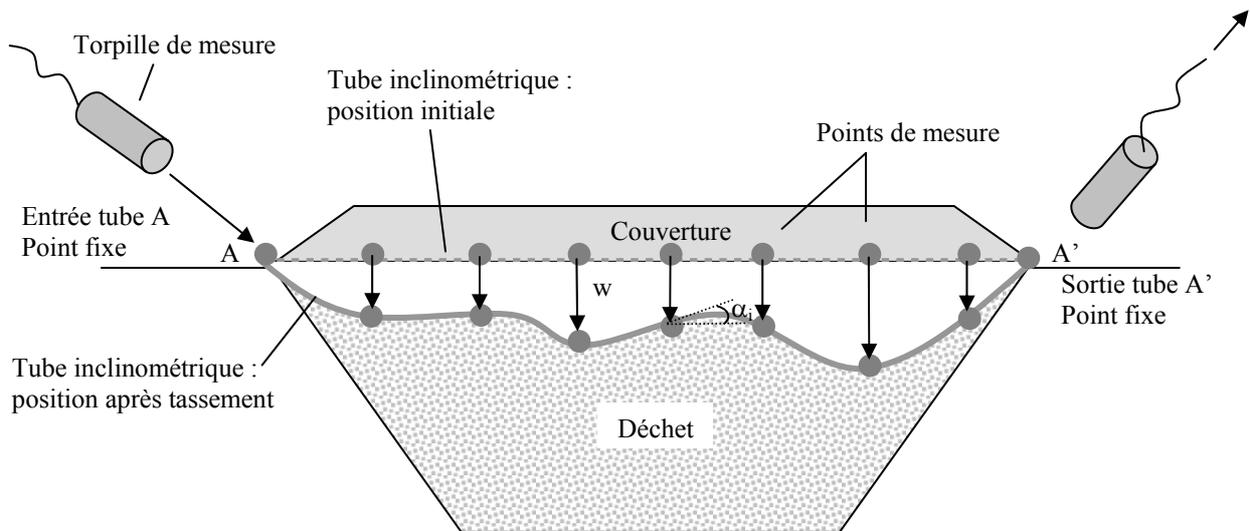
A Torcy, pour certaines cellules, la stabilisation du niveau d'eau était très lente ou même impossible : les tassomètres ont alors été purgés par application d'une pression élevée et il a été constaté la présence d'un développement bactérien susceptible de colmater plus ou moins complètement le rilsan. Un volume de liquide équivalent a ensuite été réinjecté dans la cellule (mélange eau - anti-gel). La mesure effectuée après cette opération a servi par la suite de nouvelle référence de mesure. Le volume de liquide récupéré lors de la purge des boules correspondant bien au volume de liquide injecté lors de la mise en place du dispositif, on peut donc exclure un dysfonctionnement des cellules consécutif à des fuites.

Le colmatage des rilsans semble intervenir de manière plus significative lorsque les mesures sont éloignées dans le temps. En effet, des mesures plus rapprochées imposent un mouvement plus fréquent du liquide, ce qui limite le développement bactérien. A Montreuil sur Barse, les tassomètres ont été installés dans des conditions analogues à celles de Torcy sans qu'aucun colmatage ne soit mis en évidence. Il est également possible que les rilsans de Torcy aient été pincés au niveau des raccordements avec les boules lorsque celles-ci se sont déplacées. Enfin, des problèmes de stabilisation peuvent également apparaître dans le cas de rilsans de grande longueur (voisine de 100 m à Torcy).

Pour finir, signalons que des tassomètres à corde vibrante sont également disponibles sur le marché. D'une utilisation plus simple, ils permettent un suivi automatisé et conviennent pour des plages de mesure très étendues. La version pneumatique est toutefois nettement moins onéreuse.

### 5.3.2.2. *Inclinomètres horizontaux*

Les inclinomètres horizontaux (encore appelés profilomètres) sont constitués de tubes souples en PEHD installés dans le déchet ou alternativement en sub-surface sous la couverture de casier en fin de phase d'exploitation. La déformation du tube est mesurée à l'aide d'une sonde (ou torpille) inclinométrique tirée d'une extrémité à l'autre du tube à l'aide d'une cordelette de nylon pré-installée dans le tube lors de la mise en place (Figure 5.35). Enfin, les mesures sont repérées par rapport aux points d'entrée - sortie de la torpille, dont les positions sont obtenues par nivellement. Les tubes suivent les déplacements verticaux des couches sus-jacentes.



**Figure 5.35** Mesures profilométriques en sub-surface de casier de stockage de déchet (Site de Montech, casiers G et H)

Deux types de jauges existent sur le marché :

- Les jauges hydrostatiques : elles comprennent une torpille de mesure équipée d'un capteur de pression lui-même relié à un réservoir de liquide extérieur (monté sur tambour) par l'intermédiaire d'un tube souple (Figure 5.36). Certains modèles comportent cependant un double tube coaxial (eau / air sous pression). Le premier tube est rempli d'eau tandis que le second a pour fonction d'égaliser la pression de gaz dans la sonde et dans le capteur. En maintenant la pression interne de l'air légèrement au dessus de la pression atmosphérique, on prévient ainsi l'apparition de bulles d'air dans la colonne d'eau. En cas de besoin, l'eau peut être remplacée par une solution anti-gel. Un tel appareillage autorise des mesures sur une distance maxi de l'ordre de 100 m (200 m en présence d'une double entrée). La plage de tassement maxi est limitée à 3 à 5 m maxi et la précision de la mesure équivaut à  $\pm 10$  mm.

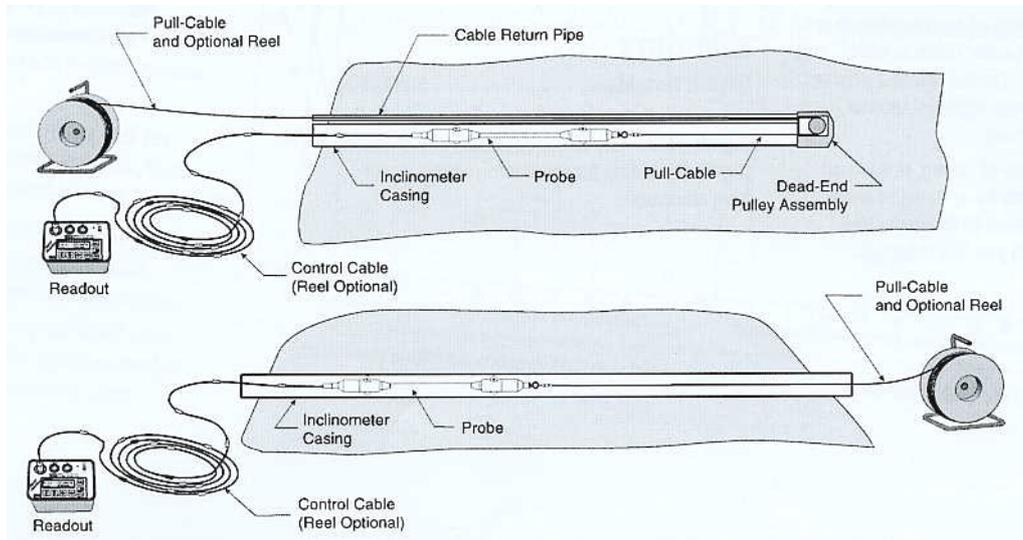


**Figure 5.36** Sondes hydrostatiques à simple / double fluide ([www.geokon.com](http://www.geokon.com) / [www.soil.co.uk](http://www.soil.co.uk))

- les sondes gravimétriques : elles comprennent une sonde intégrant un accéléromètre relevant les angles  $\alpha_i$  formés par l'axe de la sonde et l'horizontale, ce qui permet de déduire les déplacements verticaux. Certains appareils pourvus de 2 accéléromètres permettent également une mesure en 2 dimensions. D'autres modèles munis de roulettes sont adaptés à des tubes inclinométriques rainurés empêchant la rotation de la sonde par torsion. Des trains de sonde permanents existent enfin sous la forme d'une chaîne d'accéléromètres autorisant le suivi continu

d'un profil complet au cours du temps. La précision des sondes gravimétriques équivaut à  $\pm 6$  mm sur 50 m.

Si cet appareillage présente l'avantage de fournir un profil de tassement complet à un niveau donné (mesure tous les 1 à 2 m en général) et donc une représentation des tassements différentiels, son utilisation nécessite toutefois l'accès aux entrées - sorties des tubes horizontaux (compatible avec une structure de stockage en tumulus). Certains modèles dotés d'un pivot en bout de tube permettent d'effectuer les mesures à partir d'une seule entrée (Figure 5.37).



**Figure 5.37** Schéma de principe de l'inclinomètre horizontal 2D ([www.slopeindicator.com](http://www.slopeindicator.com))

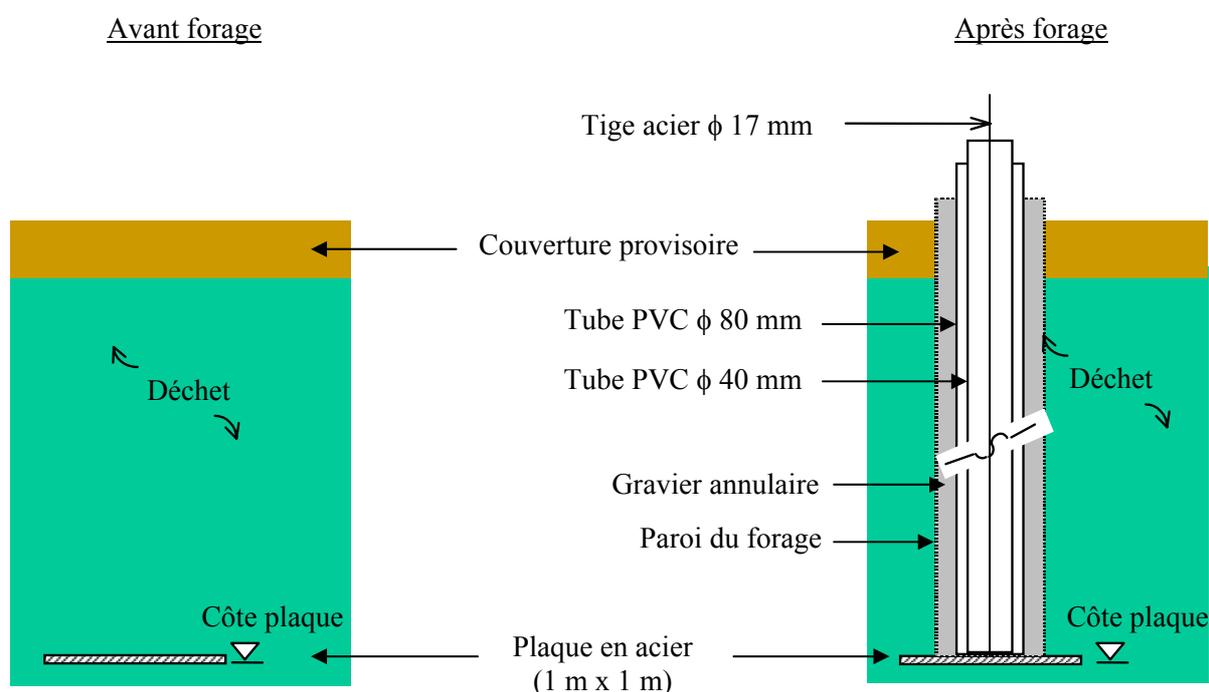
Ce dispositif de mesure a été expérimenté en collaboration avec Arcadis sur les CSD de Montech (en position de sub-surface) et Lapouyade (en profondeur) à l'aide d'une sonde gravimétrique (Figure 5.38). Le fonctionnement du dispositif a été satisfaisant dans l'ensemble. Dans le cas de Lapouyade cependant, une déformation trop prononcée du tube a entraîné l'apparition d'un point de blocage de la sonde le long du profil P2. Dans le cas de tubes inclinométriques de grande longueur, des frottements importants peuvent par ailleurs empêcher le coulisage de la sonde, notamment dans le cas de tubes légèrement coudés (profils P2 et P3 de Lapouyade). L'injection d'eau savonneuse à l'intérieur du tube permet de remédier partiellement à ce problème par lubrification des points de frottement.



**Figure 5.38** Illustration de l'entrée des profilomètres de Montech (a) et Lapouyade (b) au cours de l'introduction de la sonde gravimétrique

### 5.3.2.3. Plaques enterrées et tiges flottantes

Le principe de fonctionnement des plaques enterrées est le suivant : des plaques de section carrée sont disposées à un ou plusieurs niveaux intermédiaires au cours du remplissage d'un casier, minutieusement repérées par nivellement 3D avant que l'exploitation ne reprenne normalement jusqu'à la côte finale d'exploitation. A ce stade (après la pose d'une couverture provisoire), les plaques sont retrouvées par forage à la tarière. Compte tenu de la cohésion de fibre du déchet (et donc de l'absence d'éboulement dans le puit), un tube PVC grand diamètre peut être posé verticalement sur la plaque, aussitôt stabilisé par l'introduction de gravier annulaire. Un second tube de plus petit diamètre est introduit dans un second temps à l'intérieur du premier, couplé à une tige flottante débouchant à la surface en vue du nivellement. Le frottement négatif avec le gravier étant entièrement repris par le tubage de grand diamètre, le second tube PVC et la tige sont libres de suivre le déplacement vertical de la plaque au cours du temps, ce qui garantit (au moins au cours des premières années) une mesure fiable des tassements du déchet sous-jacent (Figures 5.39 et 5.40).



**Figure 5.39** Schéma de principe des plaques enterrées et tiges flottantes

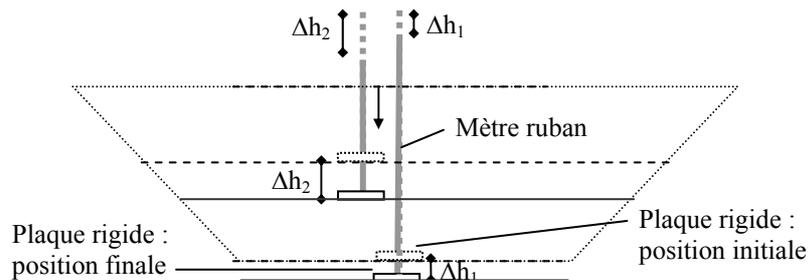
Ce dispositif a été expérimenté sur le site de Chatuzange profitant du passage d'un atelier de forage sur le site pour la réalisation de puits de biogaz. Ainsi, l'investissement potentiellement important lié à l'atelier de forage a été réduit substantiellement. 10 plaques ont été installées, recouvertes de déchet sur une hauteur comprise entre 2,50 m et 8 m.

Si cette technique ne permet pas de suivre l'évolution continue du tassement primaire au cours du chargement, elle fournit en revanche le tassement primaire global mesuré lors de l'installation du forage. Ce dispositif s'avère en outre très performant en terme de fiabilité de mesure (aucune anomalie détectée sur les 10 plaques) mais aussi de robustesse puisque les dix tiges en place restent suivies après 2 ans sans la moindre anomalie. En revanche, l'utilisation d'un tel dispositif à des profondeurs plus importantes (20 - 30 m par exemple) pourrait s'avérer moins aisé (risques de flexion et/ou flambage) ou tout au moins plus 'technique' dans le choix des tubages.



**Figure 5.40** Illustration de l'installation de plaques enterrées et tiges flottantes sur le CSD de Chatuzange (a) Mise en place de la plaque sur lit de sable (b) Forage, mise en place du tubage grand diamètre et du gravier annulaire (c) Gros plan sur la cavité après installation des deux tubages PVC et de la tige flottante (d) Vue du dispositif 18 mois plus tard (après enherbement)

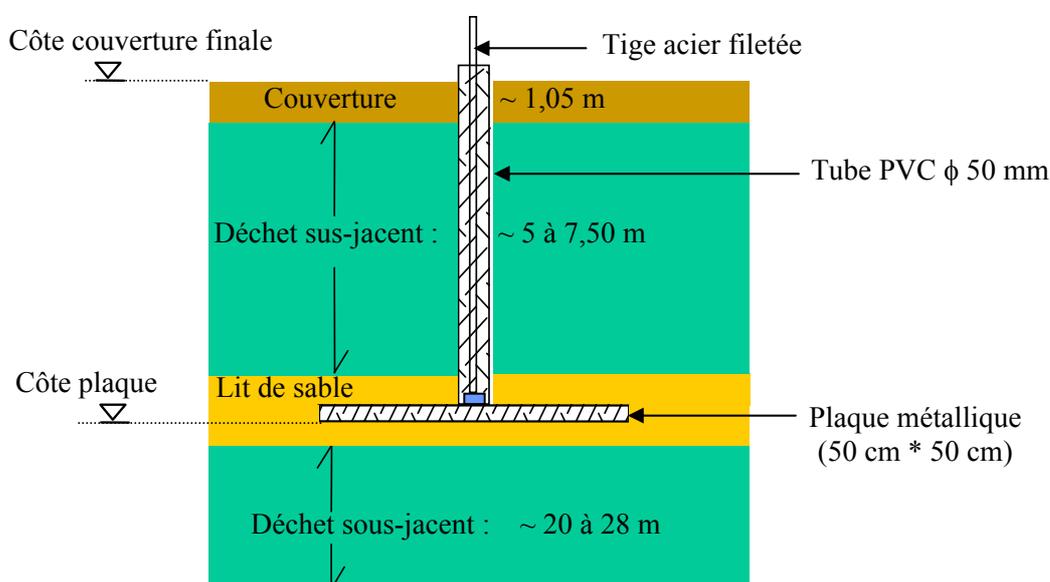
Coumoulos et al. (1995) ont proposé une alternative au nivellement topographique de tiges flottantes en implantant sur le site d'Ana Liossia (Grèce) dix forages positionnés par groupes de deux (ou trois) à des profondeurs de 15 à 33 m. Par fixation d'un mètre ruban sur chaque plaque déployé jusqu'à la surface après forage, la profondeur relative de ces dernières est obtenue. Moyennant la mise en place d'une plaque en fond de casier, cette méthode permet non seulement la mesure du tassement relatif entre chacune des plaques (d'un même groupe) mais aussi le tassement total de la colonne grâce à la lecture du déplacement différentiel entre le tube vertical et le sol de couverture. L'avantage de cette méthode tient à la méthode de mesure, à la fois simple et peu coûteuse (aucune intervention du géomètre). En revanche, l'investissement initial lié au coût des forages est accru du fait du doublement systématique des plaques en fond de casier. Enfin, la disparition du mètre-ruban (par rupture ou vol) ou sa détérioration ne sont jamais à exclure.



**Figure 5.41** Principe de mesure des plaques enterrées suivis à l'aide de mètre-rubans

### 5.3.2.4. Plaques enterrées et tiges télescopiques

Le principe de fonctionnement des plaques associées à des tiges télescopiques est quelque peu différent de celui des plaques enterrées et tiges flottantes. Comme précédemment, des plaques métalliques sont placées horizontalement sur le matériau déchet (préalablement nivelé au besoin par un lit de sable) à différents niveaux dans le casier en phase de remplissage. Une première tige filetée est couplée à la plaque par l'intermédiaire d'un mamelon soudé sur la plaque et percé en son centre par un trou taraudé. Autour de cette tige vient se placer un tubage PVC également fixé sur le mamelon, dont la fonction est de minimiser au maximum les pressions latérales induites par le déchet. Au fur et à mesure de la montée du massif, d'autres tiges (de 1 à 3 m suivant le rythme d'exploitation) sont assemblées à la première par simple vissage jusqu'à atteindre la hauteur finale d'exploitation (idem avec les tubes PVC). La tâche peut être confiée au personnel du site. Le nivellement des tiges indique directement le tassement des colonnes sous-jacentes aux plaques. Ainsi, par l'intermédiaire d'une série de plaques installées à différentes profondeurs, il est possible de suivre le tassement des déchets par 'horizons' discrétisés.



**Figure 5.42** Schéma de principe des plaques et tiges télescopiques (Site de Chatuzange)



**Figure 5.43** Plaques télescopiques en place sur les sites de (a) Chatuzange-le-Goubet (b) Saint-Paul de Tartas.

Dans le cadre de cette thèse, cinq plaques télescopiques ont été installées à Chatuzange (2001) et quatre autres à Saint-Paul de Tartas (2003), soit un total de neuf dispositifs dont cinq fonctionnent encore à ce jour (55 %). Si ce dispositif se révèle peu onéreux eu égard aux informations qu'il est susceptible d'apporter (suivi du tassement primaire au cours du chargement notamment), il souffre en même temps de faiblesses évidentes : fragilité face aux engins d'exploitation et gêne occasionnée pour ces mêmes engins d'exploitation. Par ailleurs, l'utilisation d'un tel dispositif est également sujet à caution s'agissant de mesures à grande profondeur (risque de flexion - cisaillement des tiges).

### **5.3.2.5. Extensomètres de forage**

Les extensomètres de forage sont utilisés pour mesurer les déplacements relatifs d'une colonne de déchet (discrétisée en couches) en plusieurs points répartis le long de l'axe vertical d'un forage. Ces déplacements sont mesurés en valeur absolue sur la base d'un point fixe situé en fond de casier ou plus fréquemment par le nivellement du col du forage. Plusieurs modèles existent avec chacun leurs avantages et limites d'utilisation. Cependant, tous ou presque fonctionnent sur le même principe général, à savoir le suivi vertical de repères (plaques, ressorts, loquets) matérialisant les points dont on veut mesurer les déplacements.

Quatre modèles existent fonctionnent soit sur le principe du repérage magnétique (extensomètre à plaques, à ressorts à lames ou type 'Sondex'), soit sur le principe du repérage mécanique (extensomètre à loquets). Bien que plus couramment utilisés que le dernier modèle, les trois modèles magnétiques comportent des risques de perturbation magnétique en lien avec la présence de constituants métalliques au voisinage du tubage.

#### ➤ Extensomètre magnétique à plaques

L'extensomètre magnétique à plaques (encore appelé tassomètre à induction magnétique) consiste en un ensemble de plaques PVC percées dans lesquelles des aimants sont incorporés. Ces plaques sont disposées le long d'un tube d'accès télescopique déployé progressivement en cours d'exploitation (de manière analogue aux plaques et tiges télescopiques). Les lectures s'effectuent à l'aide d'une sonde à interrupteur fixée à l'extrémité d'un ruban gradué. Les mesures sont obtenues en déplaçant la sonde du fond du tube vers le haut. Un signal sonore est émis lorsque celle-ci parvient à la hauteur d'un aimant. La profondeur correspondante est ensuite lue sur le ruban gradué. Dans la mesure du possible, le mouvement des aimants est calculé à partir d'un aimant de référence installé en fond de trou.

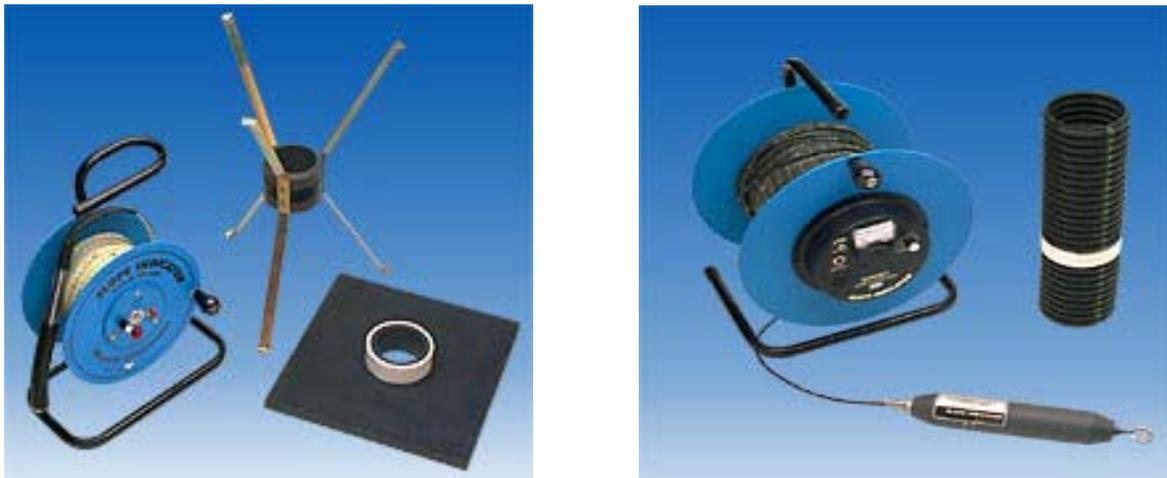
Dans le cas des déchets, les mesures sont généralement rapportées à la côte du sommet du tube relevé par nivellement. Durant la lecture, le dévidoir est installé sur un trépier positionné au dessus du tube d'accès. Par ailleurs, les plaques en PVC (typiquement  $\phi$  150 mm) peuvent être collées artisanalement à des plaques de diamètre supérieur de manière à offrir une surface de contact plus importante avec le déchet et ainsi garantir un couplage satisfaisant. Dans de telles conditions, la précision de mesure peut être considérée de l'ordre de  $\pm 3$  à 5 mm. Watts et al. (2001) et Ngambi et al. (2001) ont expérimenté ce dispositif respectivement dans une cuve d'essai du BRE (§ 4.3) et à proximité d'interfaces déchet / barrières de confinement. Signalons que l'utilisation des ces plaques aimantées peut également se révéler intéressante en association avec un inclinomètre vertical pour déterminer les déformations (3 D) de puits, notamment au voisinage de talus.

#### ➤ Extensomètre à ressorts à lames

Ce dispositif comprend une sonde magnétique de mesure fixée en bout d'un mètre ruban, le tout relié à un tambour équipé de signaux sonores et lumineux et enfin une série de ressorts à lame

aimantés (initialement repliés) positionnés à différentes profondeurs le long d'un double train de tiges métalliques installé en fin d'exploitation (contrairement au dispositif à plaques). Le déploiement des ressorts (ou 'griffes') est actionnée après installation par simple traction d'un fil de tire externe ou d'un dispositif coupant introduit à l'intérieur du tube d'accès. La tige extérieure fait alors office de réducteur de frottements, assurant le libre coulisement de la tige intérieure qu'il convient de relever régulièrement par nivellement de surface. Enfin, en cas de poursuite d'exploitation, des tiges supplémentaires peuvent éventuellement être ajoutées au fur et à mesure de la montée (sur le modèle des tiges vissées).

Comparé au dispositif précédent, l'extensomètre à ressorts à lames est naturellement plus facile à mettre en œuvre. En revanche, l'accrochage latéral des ressorts peut s'avérer délicat en cas de contact irrégulier entre le tubage et le déchet environnant.



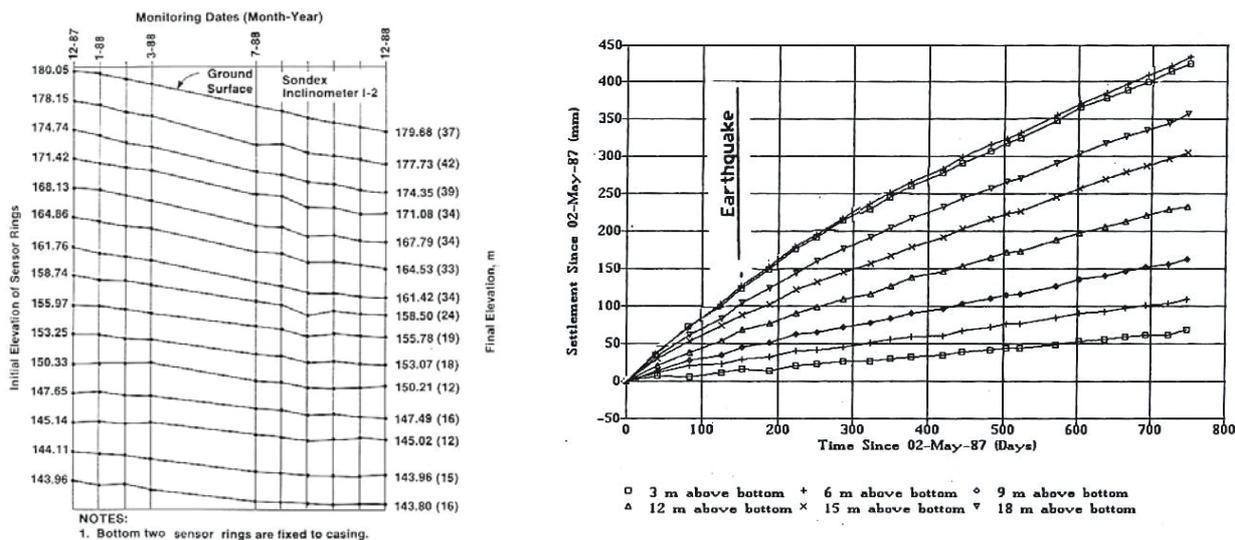
**Figure 5.44** (a) Illustration des plaques et ressorts à lames magnétiques (b) Illustration de l'extensomètre magnétique 'Sondex' ([www.slopeindicator.com](http://www.slopeindicator.com))

➤ Extensomètre magnétique 'Sondex'

A la différence de l'extensomètre à ressorts, une série d'anneaux cylindriques aimantés sont pré-intercalés le long d'une gaine PVC ondulée souple, elle-même rigidifiée à l'intérieur par un tube inclinométrique classique. L'espace annulaire entre la gaine et le déchet est comblé à l'aide d'un mortier liquide garantissant un contact intime entre le déchet et la gaine PVC. Sous réserve d'importantes déformations (flambage notamment) susceptibles d'engendrer des frottements entre la gaine et le tube inclinométrique, celle-ci est libre de coulisser le long du tube, garantissant ainsi une mesure correcte des tassements du matériau.

La sonde de mesure provoque la sonnerie de l'unité centrale à l'approche d'un anneau aimanté, un signal lumineux étant par ailleurs lancé lorsque la sonde est alignée avec l'anneau. La précision de la mesure ( $\pm 3$  mm) est du même ordre que pour les modèles précédents. Le couplage des tubages 'Sondex' à des inclinomètres verticaux permet enfin un suivi des déplacements 3D.

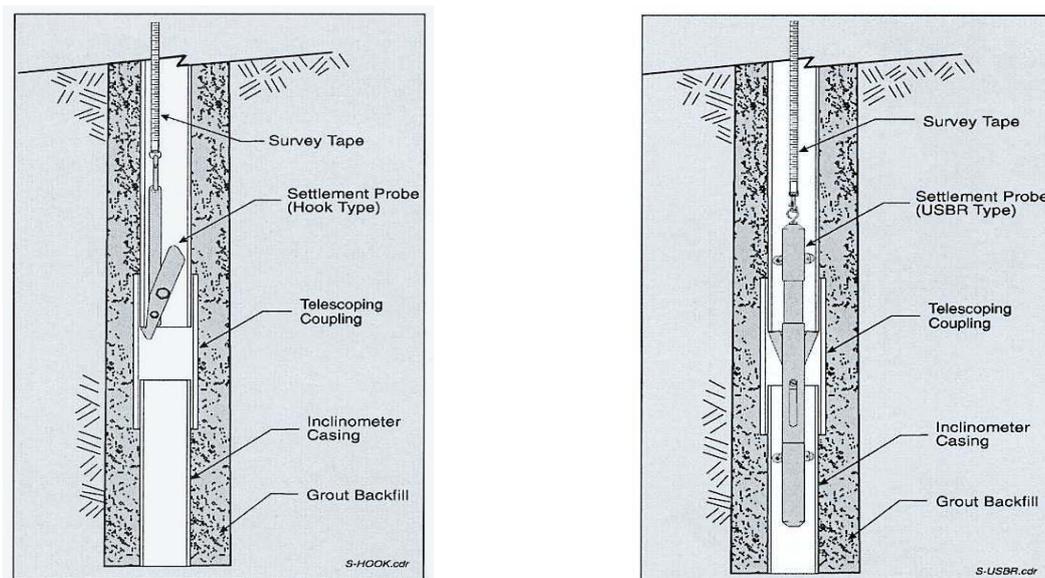
Siegel et al. (1990) ont expérimenté six de ces tubages verticaux 'Sondex' (36 m) sur le site de Monterey Park ('OII landfill') en Californie (Figure 5.45 (a)). De même, Coduto et Huitric (1990) ont instrumenté le site de Spradra (Californie) à partir de deux puits de 16 et 22 m équipés de tubages 'Sondex'. Les mesures tirées de ces expérimentations sont présentées à titre indicatif sur la Figure 5.45 (b) à titre indicatif.



**Figure 5.45** Tassements internes mesurés au droit d’un forage au moyen d’extensomètres ‘Sondex’ (a) Siegel et al. (1990) (b) Coduto et Huitric (1990)

➤ Extensomètre à loquets

Enfin, un dernier modèle d’extensomètre (non magnétique) mérite d’être présenté bien qu’à notre connaissance il n’ait jamais été expérimenté en CSD. Il est associé par défaut à un inclinomètre vertical dont le tubage télescopique (imbriqué) permet la localisation verticale de chaque section à l’aide d’une sonde à loquet (modèle simple à 1 loquet ou modèle autoguidé à 2 loquets) (Figure 5.46). La sonde de mesure est rattachée à un mètre-ruban permettant de déterminer la position exacte de chaque section de tubage à partir de la tête de puit elle-même levée par nivellement de surface. La procédure est répétée pour chaque section de tubage jusqu’à atteindre le fond du trou. Les bras de la sonde se replient alors automatiquement permettant sa remontée vers la surface. Si ce dispositif peut être installé jusqu’à des profondeurs de l’ordre de 30 m, le tassement maxi que peut supporter chacune des sections du tubage reste toutefois inférieur à 150 mm.



**Figure 5.46** Schéma en coupe des deux modèles de sonde à loquets ([www.slopeindicator.com](http://www.slopeindicator.com))

### 5.3.3. Bilan comparatif des instrumentations

En guise de conclusion, les points forts et points faibles des différentes instrumentations internes présentées précédemment sont regroupés dans le Tableau 5.19 mis à jour sur la base de Gourc et al. (2001).

**Tableau 5.19** Points forts et points faibles des principales instrumentations internes du tassement

Instrumentation	Points forts	Points faibles
Tassomètres	- Mesure continue des tassements en phase de chargement - Aucune gêne en phase d'exploitation	- Précision de mesure et performance médiocres à long terme - Mise en place et suivi onéreux
Inclinomètres	- Profils de mesure continus - Mesure du tassement primaire - Aucune gêne en phase d'exploitation	- Mise en place conditionnée par la présence d'un accès latéral - Instrumentation et suivi onéreux
Plaques enterrées	- Mesure finale du tassement primaire - Aucune gêne occasionnée en phase d'exploitation	- Forages soignés requis avant début du suivi (pour l'installation des tiges)
Plaques télescopiques	- Mesure continue des tassements en phase de chargement - Bon rapport qualité / prix	- Gêne occasionnée pour les engins (bouteurs et compacteurs) - Risque de flexion / rupture des tiges
Extensomètres magnétiques	- Mesure de tassement discrétisée couche par couche - Installation pendant / après exploitation	- Mesure à un emplacement donné : multiplication des tubages onéreux - Risque de flexion / rupture des tiges

Enfin, un récapitulatif assez exhaustif des sites répertoriés suivis au moyen d'instrumentations internes est rapporté dans le Tableau 5.20. Les différents dispositifs ont été regroupés en 2 catégories relatives à la période de mise en place (en cours d'exploitation / après exploitation).

**Tableau 5.20** Récapitulatif des sites suivis au moyen d'instrumentations interne des tassements

Mise en service	Instrumentation	Site / test de laboratoire	Profondeur de mesure	Points	Référence
	Tassomètres pneumatiques	Beddingham	3 - 7 m	6	Di Stefano (1996)
		Montreuil	1 - 4 m	10	Thomas (2000)
		Torcy	1 - 15 m	30	Thomas (2000)
	Inclinomètres horizontaux	Massachussets	0 m	20	Stulgis et al. (1995)
		Montech	2 m	60	Thomas (2000)
		Lapouyade	6 - 9 m	120	Gourc et al. (2001)
En cours d'exploitation	Plaques et tiges télescopiques	Collier Road	11 m	1	Dodt et al. (1987)
		Site inconnu	?	?	Edil et al. (1990)
		Massachussets	0 m	12	Stulgis et al. (1995)
		Columbia	1 - 8 m	6	Bowders et al. (2001)
		Chatuzange	5 - 9 m	5	Gourc et al. (2001)
		Québec	?	12	Simard et al. (2003)
		Extensomètres magnétiques à plaque	Cuve BRE	3,5 m	5
Nottingham	30 m	10	Ngambi et al. (2001)		
Après exploitation	Plaques enterrées	Ana Liossia	15 - 33 m	10	Coumoulos et al (1995)
		Lyndhurst	6 - 14 m	12	Yuen (1999)
		Chatuzange	3 - 8 m	9	Gourc et al. (2001)
	Extensomètres magnétiques à ressorts	Brogborough	17 m	13	Watts et Charles (1990)
		Calvert	20 m	10	Watts et Charles (1990)
		Californie	1 - 36 m	10	Sharma et al. (1999)
Extensomètres 'Sondex'	Muribeca	26 m	6	Monteiro - Jucá (2001)	
	Spradra	22 m	14	Coduto - Huitric (1990)	
	OII	36 m	90	Siegel et al. (1990)	

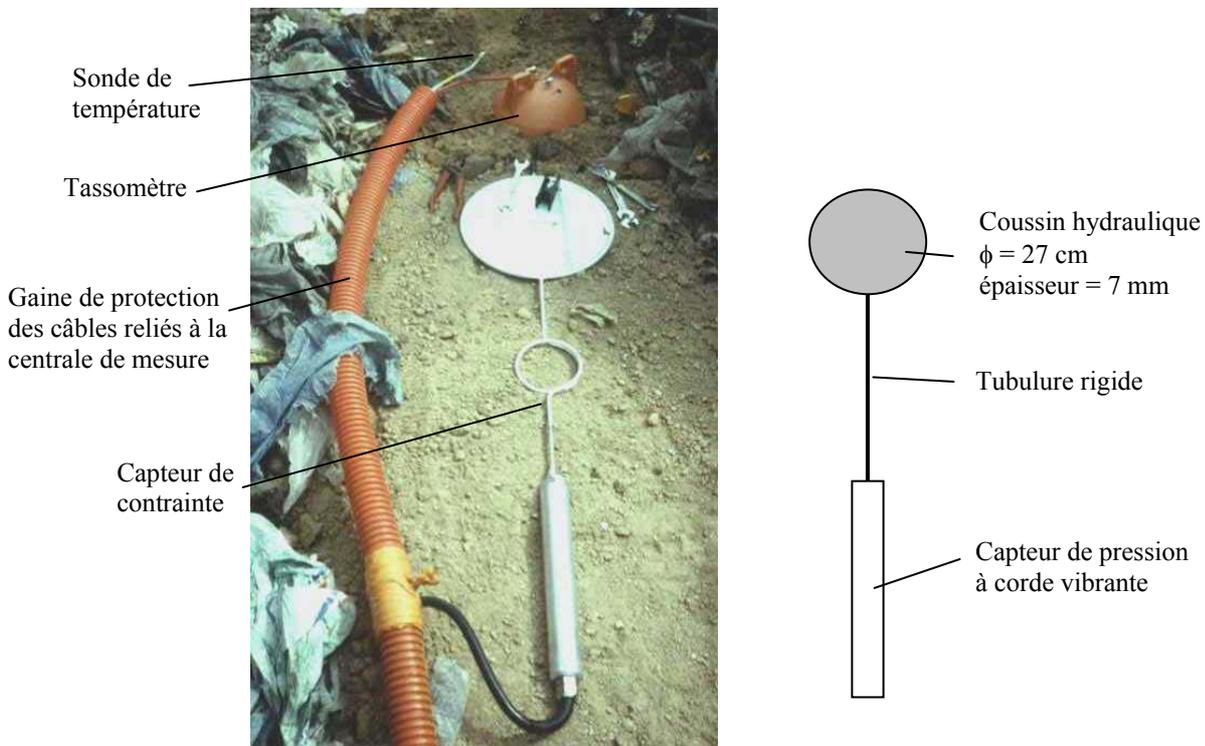
## 5.4. Instrumentations géotechniques complémentaires

### 5.4.1. Mesure des contraintes internes dans le déchet

#### ➤ Principe de mesure, mise en place et calibration

Les contraintes sont généralement mesurées à partir de cellules à cordes vibrantes. Celles-ci sont constituées d'un coussin hydraulique mince, d'un capteur de pression à corde vibrante et d'une tubulure rigide de liaison. Toute variation de contrainte totale sur le coussin hydraulique se traduit par une variation de la pression transmise au capteur, dont la gamme de mesure s'étend de 0 à 500 kPa. Les cellules de contrainte sont reliées à une centrale de mesure automatisée.

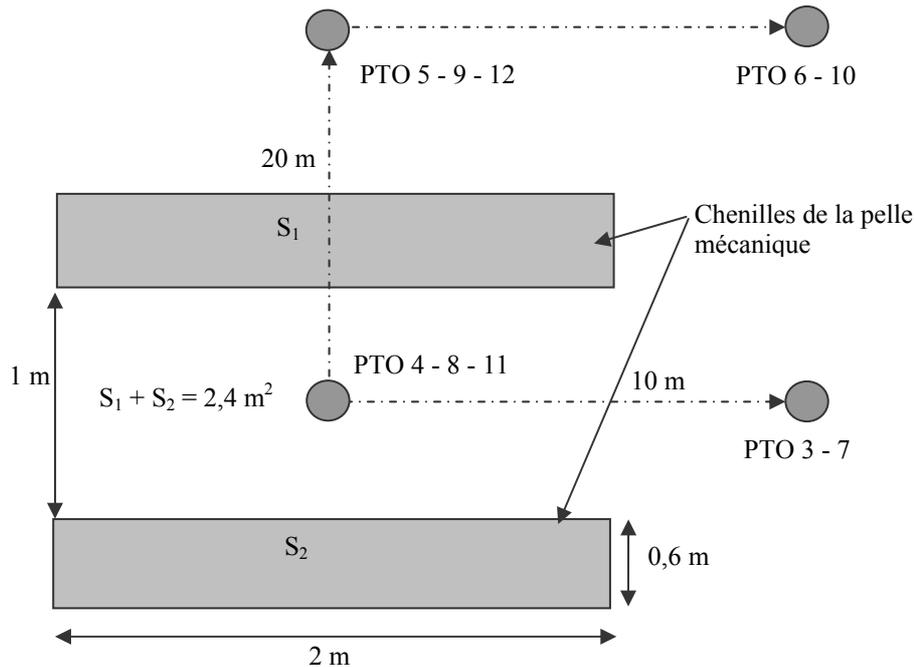
Des cellules de contrainte interne ont été associées aux tassomètres installés sur le site de Torcy (§ 5.1.1) dans le but de mesurer la composante normale des contraintes totales sur une facette horizontale ('contrainte verticale') aux différents niveaux de mesure (suivi assuré par Antea). Afin de préserver l'horizontalité du coussin au cours du temps, le capteur a été placé sur un lit d'argile compactée. La face supérieure du capteur est protégée par un lit de sable pour éviter le poinçonnement du coussin hydraulique par un élément dur et par ailleurs minimiser les effets voûte à l'origine des report latéraux de contrainte (minoration de la contrainte).



**Figure 5.47** Capteur de contrainte totale à coussin hydraulique sur le site de Torcy (Thomas, 2000)

Un test de transmission de contrainte a été réalisé en janvier 1999 en vue de la calibration des cellules. Une surcharge a été appliquée en surface sur la zone expérimentale par l'intermédiaire d'une pelle mécanique de 25 tonnes. La charge était répartie au sol par 2 chenilles rectangulaires de longueur 2 m, de largeur 0,6 m et espacées de 1 m.

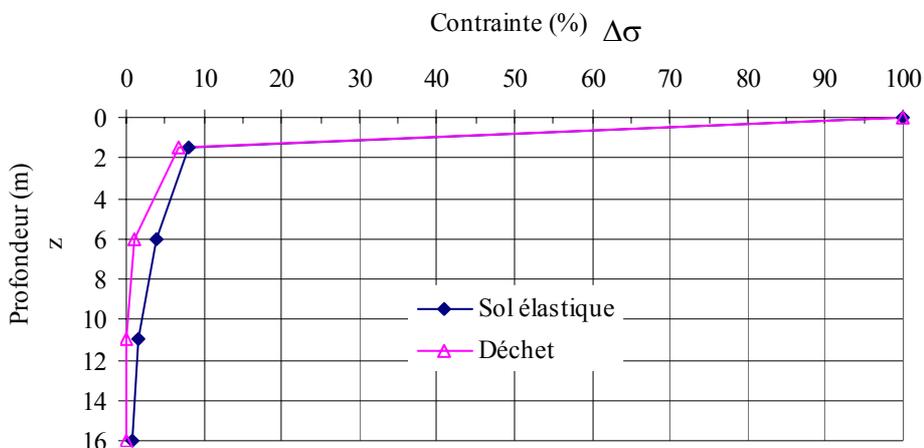
Les cellules de contrainte placées pour certaines sous l'emprise de la pelle mécanique (entre les 2 chenilles) (PTO 4, 8 et 11), pour d'autres à l'extérieur de la zone d'application de la charge (Figure 5.48) ont été relevées suivant une fréquence de 1 mesure chaque 10 mn pendant une période de 2 h.



**Figure 5.48** Vue en plan du dispositif de surcharge et positionnement des cellules de contrainte

Si l'on considère que la surcharge de 25 tonnes correspond à une contrainte normale uniformément répartie sur la surface d'application de la charge ( $2,4 \text{ m}^2$ ), on obtient une contrainte  $q = 104 \text{ kPa}$ . L'augmentation de contrainte enregistrée par le capteur PTO-11 (profondeur  $\cong 1,50 \text{ m}$ ) équivaut à  $\Delta\sigma = 0,112 q$ . De même, l'augmentation de contrainte à 6,5 m de profondeur est  $\Delta\sigma = 0,016 q$ . Au delà de cette profondeur, aucune contrainte n'est transmise.

Supposant le milieu élastique, homogène et isotrope, on peut calculer la contrainte exercée en profondeur par une fondation rectangulaire uniformément chargée à partir des tables de Giroud (1973). Bien que légèrement inférieures, les valeurs mesurées restent voisines des valeurs théoriques calculées (Figure 5.49). On peut considérer d'une manière générale que le milieu 'déchet' se comporte de manière analogue à un milieu élastique homogène et isotrope en terme de transmission de contrainte et que la sensibilité des cellules de contrainte est correcte.

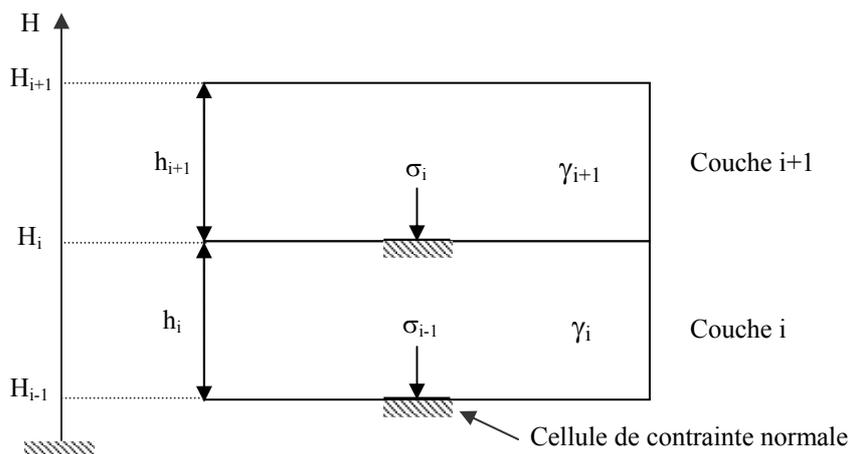


**Figure 5.49** Transmission de contrainte dans un milieu élastique isotrope homogène et dans le milieu 'déchet' sous l'axe de la charge (Thomas, 2000)

➤ Détermination des poids volumiques moyens en place de colonnes (ou couches) de déchet à partir des contraintes mesurées

A l'échelle d'une colonne, il est possible de suivre le poids volumique humide moyen  $\gamma_h$  (noté ici  $\gamma$ ) du déchet à condition de mesurer la contrainte normale  $\sigma$  en fond de casier, de connaître la hauteur de déchet  $H_n(t_c)$  en fin de construction et de disposer des tassements de post-exploitation  $w$  relatifs à la colonne considérée :

$$[5.1] \quad \gamma(t) = \frac{\sigma(t)}{H_n(t_c) - w(t)}$$



**Figure 5.50** Principe du calcul du poids volumique d'une couche élémentaire de déchet d'indice  $i$

De même, on peut calculer l'évolution du poids volumique humide  $\gamma_i$  d'une couche d'épaisseur  $h_i$  comprimée sous  $\sigma_i$  en tenant compte de la mesure des contraintes à la base et au sommet de la couche considérée et de la réduction d'épaisseur  $\Delta h_i$  de celle-ci à partir de mesures internes (au moyen de tassomètres par exemple comme à Torcy).

$$[5.2] \quad \gamma_i(t) = \frac{\sigma_{i-1}(t) - \sigma_i(t)}{h_i - \Delta h_i(t)} = \frac{\sigma_{i-1}^i(t)}{h_i - \Delta h_i(t)}$$

Cette procédure permet en théorie d'évaluer l'évolution du poids volumique en place en prenant en compte les deux effets contraires sur le poids volumique que constituent la perte de masse par dégradation et la densification du déchet sous charge.

Concernant les mesures de Torcy, on constate que les poids volumiques calculés à partir des valeurs de contrainte et des hauteurs de déchet en surcharge sont relativement dispersées (entre 3 et 40 kN/m<sup>3</sup>). La majorité des valeurs sont néanmoins regroupées autour de niveaux plus réalistes, voisins de 10 à 18 kN/m<sup>3</sup>.

#### 5.4.2. Mesure du poids volumique des déchets

Le poids volumique en place du matériau déchet est une donnée géomécanique fondamentale en relation avec sa compressibilité. Au vu de l'hétérogénéité des déchets, sa détermination reste problématique. La méthode d'estimation la plus courante consiste à estimer un poids volumique moyen à l'échelle globale d'un casier à partir des masses de déchet stocké et du volume global occupé par ce dernier. Une seconde approche consiste à réaliser des mesures ponctuelles afin de rendre compte de l'hétérogénéité de composition et de mise en place. Se pose alors, comme pour

tous les matériaux hétérogènes, la question du volume représentatif. La littérature est riche en valeurs de poids volumique. Malheureusement, les modes de détermination du poids volumique et du type de déchet correspondant ne sont pas toujours mentionnés. Les valeurs tirées de la littérature sont très dispersées (comprises entre 4 et 15 kN/m<sup>3</sup>) suivant l'état et la constitution du déchet, pour une moyenne de 8 à 11 kN/m<sup>3</sup>.

Plusieurs méthodes de mesure ponctuelle du poids volumique des déchets en place ont été proposées, que l'on peut répartir en deux catégories : les mesures destructives et les mesures non destructives.

#### ➤ Mesures destructives

- Excavation à la pelle mécanique

Un protocole précis a été mis au point par Simecsol (1996), dont nous nous sommes inspirés sur les sites de Torcy, Montech et Saint-Paul de Tartas (Annexe 3). Cette méthode consiste à excaver un puit de forme sensiblement parallélépipédique avec des contours nets au moyen d'une pelle mécanique. Les déchets extraits sont ensuite pesés (sur pont à bascule) et le volume de la cavité est déterminé en la remplissant d'eau à l'aide d'une citerne, les parois et le fond ayant au préalable été recouverts par une membrane souple et étanche. La quantité d'eau déversée est mesurée soit par pesée de la citerne, soit à l'aide d'un compteur. Dans la mesure du possible, l'excavation doit représenter un volume minimum de 2 m<sup>3</sup>, ce qui permet le prélèvement d'échantillons en vue d'un tri – masse > 500 kg tel que préconisé par le guide Modecom (1993). Cette méthode est simple et rapide à mettre en œuvre (4 mesures par jour) et l'incertitude liée à son application est considérée inférieure à 10 %. Enfin, le volume testé permet d'obtenir une assez bonne représentativité, même si la présence de certains éléments de grande dimension (encombrants notamment) peut orienter certains résultats de mesure. La présence de ces éléments grossiers doit être soigneusement notée car elle permet d'expliquer certains écarts de poids volumique. En revanche, cette méthode présente l'inconvénient de ne tester que les déchets récents et peu dégradés de sub-surface et de ne fournir que le poids volumique initial ( $\gamma_0$ ) immédiatement après compactage – soit avant la mise en place de surcharges par les couches additionnelles.

Sur le site de Torcy, des mesures ont été réalisées pour 3 hauteurs différentes lors de la phase de remplissage du casier. A Montech, 15 mesures ont été réalisées (casier I). Les valeurs moyennes et extrêmes des poids volumiques calculés sont reportées dans le Tableau 5.21 à titre indicatif.

**Tableau 5.21** Récapitulatif des poids volumiques calculés sur les sites de Torcy et de Montech (Thomas, 2000)

Lieu	Date	Points de mesure	$(\gamma_0)_{\text{moy}}$ (kN/m <sup>3</sup> )	$(\gamma_0)_{\text{moy}}$ (kN/m <sup>3</sup> )
Torcy (H= 6 m)	Septembre 1997	8	8,2 à 16,1	11,8
Torcy (H= 11 m)	Mars - juillet 1998	9	7,8 à 16,0	11,3
Torcy (H= 16 m)	Janvier 1999	8	9,9 à 14,0	11,4
Montech	Mars 1999	16	5,7 à 13,3	9,3

- Sondage carotté

L'excavation est effectuée à sec au moyen d'une sondeuse équipée d'un carottier simple de diamètre intérieur supérieur à 100 mm et doté de couronnes recouvertes de matériaux très durs (carbure de tungstène, diamant, etc.). Chaque passe est pesée sur un pèse-personne tandis que le volume correspondant est déterminé à partir du diamètre de la carotte et de la longueur de la passe, en général inférieure à 1,3 m. En cas de présence de passes terreuses (couverture provisoire

non décapée), l'opérateur a le choix de les prendre en compte (ou non) dans son calcul de poids volumique. L'inconvénient d'une telle méthode tient au risque de surévaluation de la densité lié à l'enchevêtrement des éléments constitutifs du déchet.

➤ Mesures non destructives par diagraphie nucléaire à rayons  $\gamma$

Le principe de la mesure consiste à réaliser tout d'abord un forage et à placer à l'intérieur un émetteur à rayons  $\gamma$  couplé à un compteur 'Geiger Muller'. Le déchet est 'bombardé' de rayons  $\gamma$  d'intensité connue. Après avoir traversé une certaine quantité de matière, le rayonnement résiduel est mesuré au niveau d'un compteur. Les collisions étant approximativement proportionnelles au poids volumique humide du matériau, on est en mesure de déduire celui-ci. Cartier et Baldit (1983) ont effectué une mesure de ce type à l'aide d'un gammadensimètre à simple sonde de faible rayon d'action (15 cm) sur la décharge contrôlée d'Arnouville (puit tubé de 17 m de profondeur). Suite à ces mesures, les auteurs ont d'ailleurs proposé la formule  $\gamma = \gamma_0(1 + 0,024z)$  après étalonnage par mesures directes effectuées sur les échantillons prélevés. L'écart est resté dans tous les cas inférieur à 10 %. Aboura (1999) rapporte une autre série d'essais conduits sur le CSD de Combe-Jaillet mais cette fois le dispositif avait été jugé mal adapté au matériau déchet. Les recherches menées par Vallee (2001) au CETE de Rouen laissent à penser que le gammadensimètre à double sonde (GDS-200) pourrait être appliqué à un déchet ultime de granulométrie assez fine, son rayon d'action approchant 40 cm (contre 15 cm précédemment). Au préalable, un important travail de calibration (distance émetteur - récepteur, nature chimique du matériau, granulométrie, etc.) serait toutefois nécessaire.

**Tableau 5.22** Points forts et points faibles des différentes méthodes de mesure de densité

Méthode de mesure	Points forts	Points faibles
Excavation à la pelle	Fiabilité (incertitude < 10 %) Rapidité (4 à 6 puits / jour) Coût	Mesure exclusivement en surface : pas d'appréciation de la densité en profondeur
Sondage carotté	Mesure à toute profondeur Fiabilité (incertitude < 10 %) Observation visuelle du carottage	Coût Lent (1 sondage / jour) Faible diamètre vis-à-vis taille déchets
Diagraphie $\gamma$ et à neutrons	Mesure non destructive Répétitivité de la mesure	Calibration indispensable Autorisation administrative nécessaire

### 5.4.3. Tri du déchet

Le tri du déchet a pour objectif sa caractérisation 'en grand' à partir d'échantillons. Cela n'est pas sans poser un certain nombre de difficultés :

- la masse d'un échantillon représentatif est de l'ordre de 500 kg d'après les préconisations du guide Modecom (1993). Mais dans bien des cas, une hétérogénéité supplémentaire subsiste à l'échelle du casier de stockage.
- la matière organique en cours de dégradation se présente sous la forme de particules fines ou fixée sur d'autres éléments, en particulier les plastiques. Seuls certains végétaux, le bois et le papier - carton restent aisément identifiables après plusieurs mois en stockage. Les éléments de petite taille (< 1 cm) ne se prêtent pas aisément à une opération de tri. Ils sont regroupés dans une catégorie dénommée 'fines', qui reste méconnue par bien des aspects.
- enfin, la dénomination des déchets répertoriés à l'entrée des sites ne permet pas toujours de connaître la nature précise du déchet trié.

A partir des résultats de tri sur les sites de Torcy et Montech, il a été possible de classer les éléments du déchet en fonction de leur comportement mécanique. Si en tenant compte de

résultats de perte au feu, la classe ‘fines’ a été distribuée pour 1/3 en non équivalent-sol (matière organique) et 2/3 en équivalent-sol, le regroupement de l’ensemble des constituants donne une proportion majoritaire de type ‘non équivalent-sol’. On pourrait s’attendre pour les DIB de Torcy à une fraction d’équivalent-sol supérieure à celle des déchets ménagers de Montech. D’après le tri effectué, cela ne semble pourtant pas être le cas.

**Tableau 5.23** Classification mécanique des déchets de Montech et Torcy après tri d’échantillons

Classification mécanique	Montech (OM)	Torcy (DIB)
Equivalent-sol	32,1	30,9
Non équivalent-sol	67,9	69,1

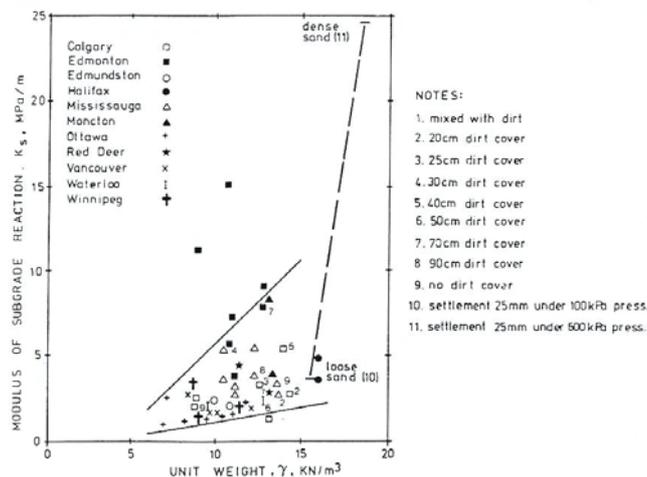
#### 5.4.4. Essais à la plaque

L’essai à la plaque est un ‘essai routier’ ayant pour objectif la détermination de la capacité portante de la couche superficielle de matériau, notamment comme indicateur du compactage. L’essai consiste à enfoncer une plaque circulaire de diamètre variable (30 cm à un peu plus d’1 m) placée à la surface du déchet (ou séparée du déchet par une couverture d’épaisseur comprise entre 10 et 30 cm) et activée au moyen d’un vérin monté sur un véhicule motorisé. L’essai est conduit de préférence sur des périodes de plusieurs heures à plusieurs jours mais dans la pratique souvent moins longtemps (quelques minutes seulement).

On tire de ces essais un module de réaction  $K_s$  (kPa/m) de la forme :

$$[5.3] \quad K_s = \frac{\Delta\sigma}{\Delta h}$$

Landva et Clark (1990) ont mené une série de tests au Canada à l’aide d’une plaque de diamètre 1,13 m (1 m<sup>2</sup>). Les résultats de ces tests (durée : 2 à 5 mn) ont donné des valeurs de  $K_s$  comprises entre 1 et 15 MPa/m, avec une concentration importante des valeurs dans une gamme de 1 à 5 MPa/m (Figure 5.51). On note par ailleurs que  $K_s$  a tendance à augmenter avec la densité.

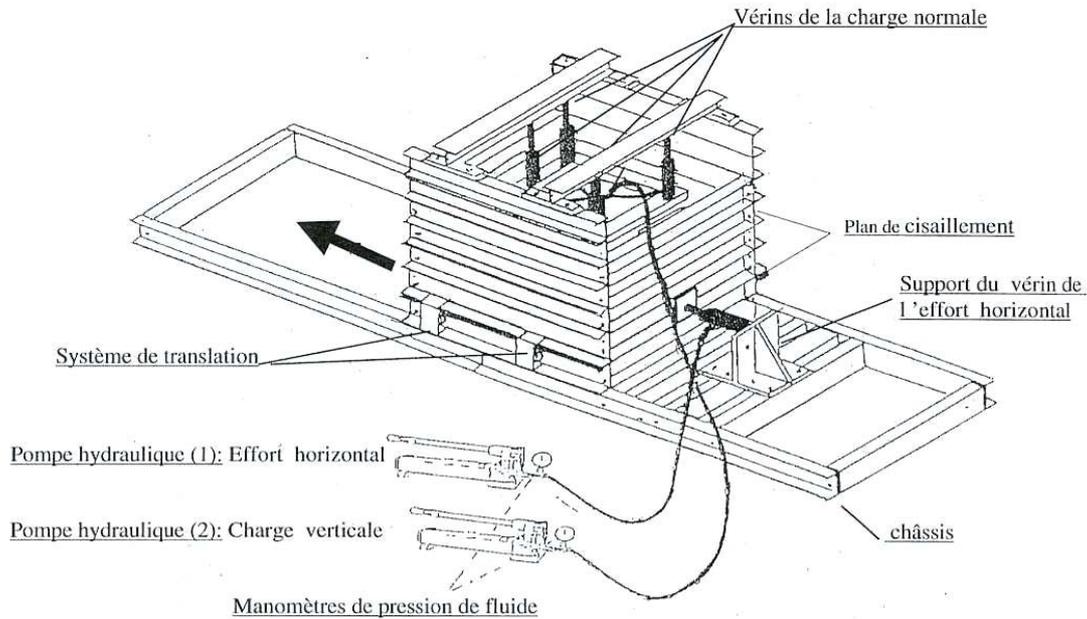


**Figure 5.51** Module de réaction  $K_s$  en fonction du poids volumique ( $\sigma = 144$  kPa) d’après Landva et Clark (1990)

Sánchez-Alciturri et al. (1993b) ont quant à eux réalisé des tests de chargement statique à la plaque à partir de trois modèles de plaque de diamètre 30, 45 et 75 cm sur le site de Meruelo (§ 10.2.2). Les modules  $K_s$  déduits oscillent entre 0,5 et 2 MPa/m.

### 5.4.5. Essais de compression primaire à la boîte de terrain

Une maxi-boîte de cisaillement a été conçue au *Lirigm* (Aboura, 1999) (Figure 5.52) permettant de tester sur site des échantillons prélevés dans la couche superficielle. L'essai est souvent associé à une mesure de poids volumique en place (§ 5.4.2). Le dispositif d'application de la contrainte verticale (avant cisaillement) permet de suivre l'évolution de la déformation verticale en fonction de la contrainte dans la gamme de l'appareil (0 – 150 kPa).

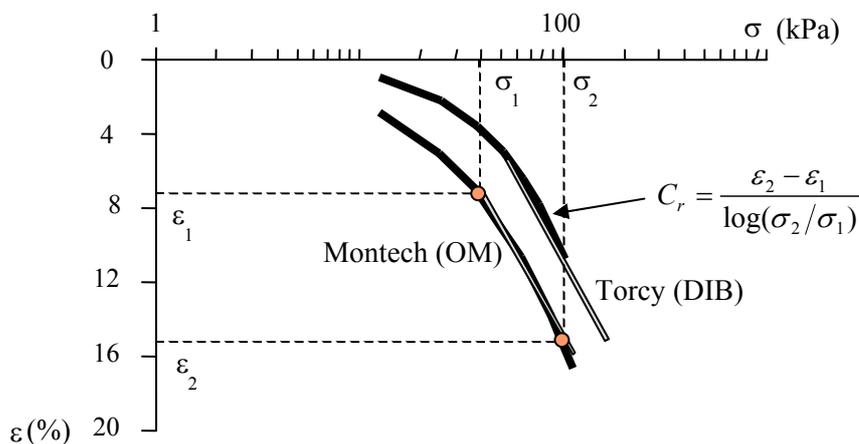


**Figure 5.52** Schéma de principe de la boîte de cisaillement 1000 x 1000 mm du *Lirigm* (Aboura, 1999)

De tels essais de compression ont été réalisés sur les sites de Torcy et Montech préalablement aux essais de cisaillement. La phase de compression a été très rapide (quelques dizaines de minutes). En considérant une contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$  de 40 kPa (déterminée en supposant qu'il s'agit de la contrainte normale permettant de retrouver le poids volumique du déchet in situ), les valeurs suivantes de  $C_R$  ont été obtenues :

- Site de Torcy (DIB) :  $C_R = 0,17$
- Site de Montech (OM) :  $C_R = 0,18$

Sans assurance que la phase de réarrangement des particules ait été complète, on peut penser que les essais de compression réalisés au moyen de la maxi-boîte de cisaillement représentent une valeur moyenne du coefficient de compression primaire du matériau.

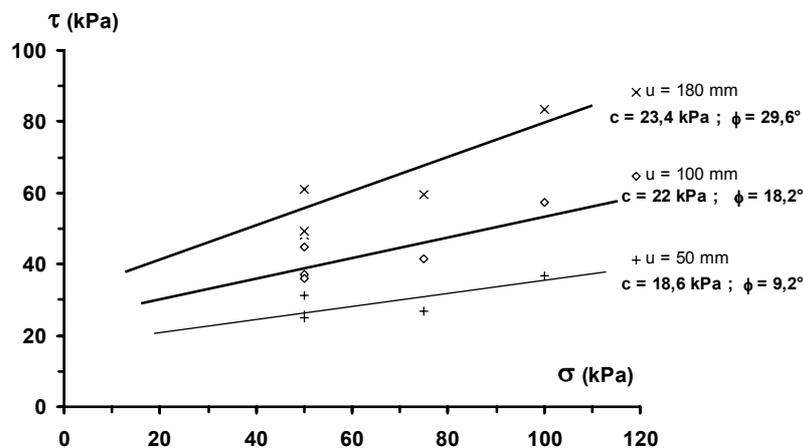


**Figure 5.53** Détermination de  $C_R$  à partir des essais de compression réalisés in-situ à la maxi-boîte de cisaillement (Aboura, 1999)

#### 5.4.6. Essais de cisaillement

Cet essai ne fait l'objet d'aucun protocole normalisé à l'heure actuelle. Les problèmes qu'il soulève (mise en place délicate, cisaillement dans un plan horizontal uniquement alors que le déchet développe une résistance anisotrope au cisaillement) font qu'il reste assez peu utilisé. Néanmoins, quelques boîtes de cisaillement de grande taille ont été développées pour la caractérisation des sols grossiers : EDF (1200 x 1200 mm), Insa de Lyon (600 x 600 mm) ou encore *Lirigm* (1000 x 1000 mm) (§ 5.4.5).

Ainsi qu'expliqué précédemment, la boîte de cisaillement du *Lirigm* a permis de réaliser des essais in-situ sur déchets ménagers bruts, en éliminant uniquement les constituants de taille excessive. La mise en place par couches successives a été effectuée avec l'appui d'une pelle mécanique. Un poids volumique très proche de celui mesuré en place a été obtenu avant cisaillement (à une vitesse de 3 mm/mn). Enfin, précisons que l'appareillage permet un déplacement horizontal maximum compris entre 150 et 200 mm. Dix essais de cisaillement ont été réalisés à Torcy (en mars et juillet 1998) et dix autres à Montech (mars - avril 1999) [(Aboura, 1999), Thomas (2000)]. Les résultats ont permis de mettre en évidence l'absence de pic ou de palier de la contrainte tangentielle, l'absence de signe de rupture pour des déformations latérales proches de 20 %, cela quelque soit le niveau de contrainte verticale appliqué. Des valeurs de cohésion et d'angle de frottement interne ne peuvent être calculées que sur la base de déplacements ( $u$ ) fixés, en l'occurrence  $u = 50$  mm,  $100$  mm et  $180$  mm (Figure 5.54).



**Figure 5.54** Représentation du plan de Mohr pour le déchet de Torcy (Thomas et al., 1999)

Ce comportement avec écrouissage est typique d'un matériau renforcé : le déchet trouve sa ductilité dans la présence de nappes plastiques et d'autres éléments fibreux qui se mobilisent progressivement au cours de la déformation de cisaillement. L'étude envisagée au *Lirigm* sur la stabilité des talus devra prendre en considération ces observations.

#### 5.4.7. Essais aux pénétromètres statique et dynamique

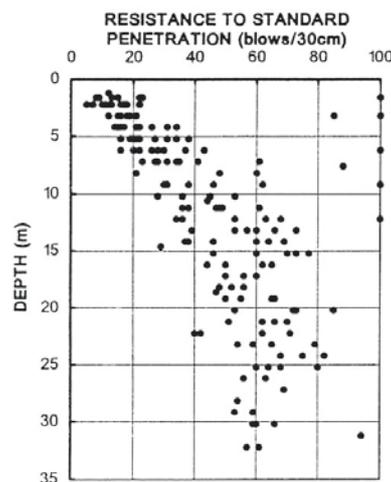
Les essais aux pénétromètres statique et dynamique sont connus de tout mécanicien des sols. Fréquemment utilisés dans le cas de sols pulvérulents, leur utilisation dans les déchets demeure controversée compte tenu de l'hétérogénéité du matériau. Il est permis de se demander s'ils peuvent permettre de déterminer directement les caractéristiques à la rupture (frottement, cohésion) d'un déchet. Nous nous limiterons ici à une compilation des observations tirées de la littérature.

➤ Pénétrromètre statique (CPT)

Les premiers essais évoqués dans la littérature sont à mettre à l'actif de Cartier et Baldit (1983). Après plusieurs séries d'essais menés dans des décharges contrôlées en France, ils observent que la résistance de pointe  $q_c$  augmente sensiblement avec la profondeur tandis que le frottement latéral  $f_s$  demeure quasi constant. Siegel et al. (1990) remarquent qu'en dépit de pics de résistance, on peut étudier le matériau en considérant sa ligne de plus faible résistance. Pour des déchets compactés, Manaserro et Pasqualini (1993) avancent des valeurs de  $q_c$  compris entre 3 et 8 MPa n'évoluant pas ou très peu avec la profondeur. Pour des déchets non compactés en revanche,  $q_c$  serait compris d'après eux entre 0,5 et 2 MPa. A la même période, Sánchez-Alciturri et al. (1993b) ont menés une série de tests de rupture au pénétromètre statique sur le site de Meruelo. Les valeurs déduites pour la résistance de pointe et le frottement latéral avoisinent :  $q_c \cong 1 - 3$  MPa et  $f_s \cong 1 - 2$  %. Enfin, Koda (1998) estime que le CPT surestime les angles de frottement en prenant en compte un terme de cohésion.

➤ Pénétrromètre dynamique (SPT)

Sowers (1968) le premier a proposé de caractériser la résistance globale du déchet à l'aide de l'essai standard de pénétration (SPT), suivi plus tard par Sanchez Alciturri et al. (1993b) ou encore Coumoulos et al. (1995). Ces derniers ont mené quelque 180 tests sur l'une des plus grandes décharges d'Europe (site d'Ana Liossia en fin d'activité après 24 ans de stockage) à proximité d'Athènes. Une augmentation du nombre de coups N (pour un enfoncement de 30 cm) est observée de 0 à 20 m puis N semble se stabiliser à 60 coups à plus grande profondeur.



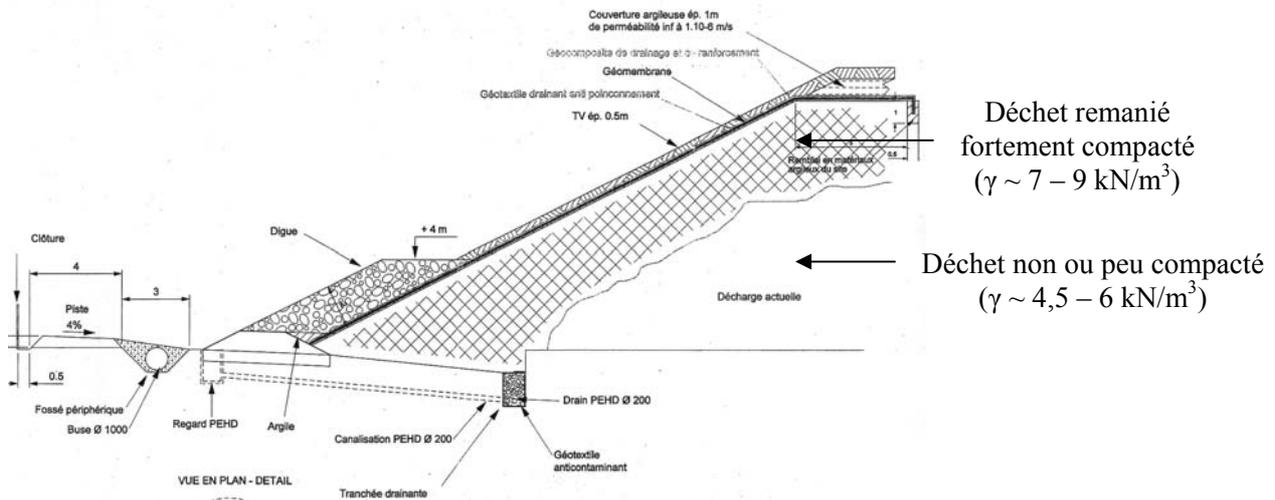
**Figure 5.55** Evolution de la résistance au pénétromètre dynamique (SPT) en fonction de la profondeur sur le site d'Ana Liossia (Coumoulos et al., 1995)

A l'issue d'autres campagnes d'essais pénétrométriques dynamiques, Shimizu (1997) observe que les déchets jeunes non dégradés sont caractérisés par une valeur N supérieure en comparaison des déchets plus anciens. Fucale et Jucà (2003) confirment cette tendance, ajoutant que N tend à augmenter avec la profondeur. An contraire, ils notent que les valeurs de résistance des déchets anciens sont approximativement constantes avec la profondeur.

Pour terminer, évoquons brièvement les essais pressiométriques réalisés par Cartier et Baldit (1983). D'après les auteurs, les courbes moyennes tirées d'essais sur déchets tendraient à montrer que le comportement de ces derniers s'apparente à celui d'une argile moyennement raide. Une augmentation des caractéristiques mécaniques est observée avec la profondeur, avec un rapport  $E_m/p_l$  évoluant de 5 près de la surface à presque 12 en profondeur. Notons que d'autres essais du même type ont été réalisés par Dixon et al. (1999).

### 5.5. Instrumentation géophysique : contribution au suivi mécanique des déchets (application au site de Cognac)

L'exploitation de la décharge de Sainte-Severe s'est échelonné de 1979 à 1998. Au total, près de 600 000 tonnes de déchet ont été stockées durant cette période, ces derniers étant composés essentiellement de refus de crible de déchets ménagers broyés (70 % du tonnage entrant), de composts d'ordure ménagère et d'ordures ménagères brutes. Leur mise en place a été effectuée sans compactage, l'ensemble formant un dôme de 10 m de hauteur maxi au sommet. L'absence de compactage explique le faible poids volumique ( $< 6 \text{ kN/m}^3$ ) du matériau stocké initialement. De février à avril 2002, les déchets du flanc est du dôme ont été déstockés puis placés en surélévation sur le flanc ouest de ce même dôme de manière à libérer de l'espace en partie est du site et ainsi permettre l'ouverture d'une nouvelle zone d'exploitation. Contrairement au mode d'exploitation initial, la mise en place des déchets déplacés s'est accompagnée d'un compactage intensif (5 passes en moyenne) par couches de 50 cm d'épaisseur. La Figure 5.56 (correspondant au profil P3) illustre bien la physionomie du site après les travaux de réaménagement.

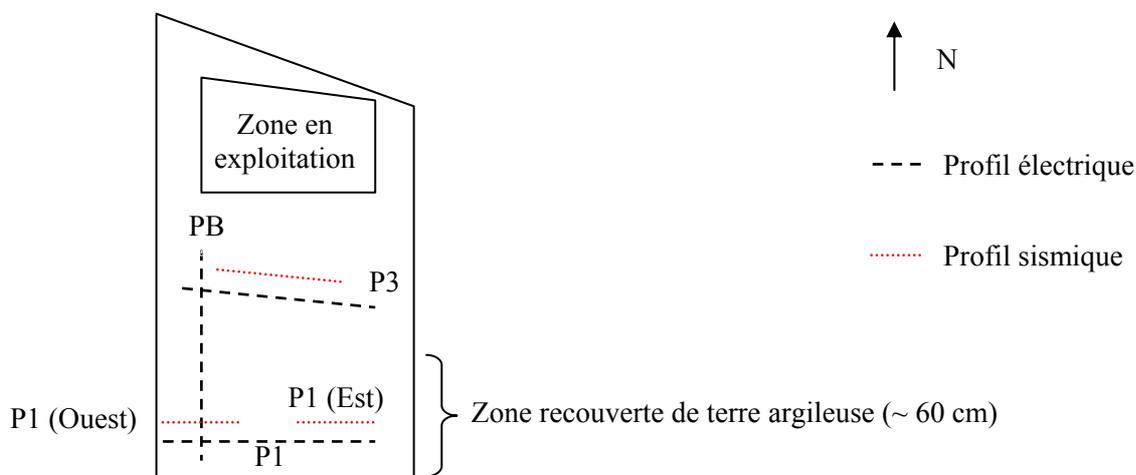


**Figure 5.56** Schéma de réaménagement du talus ouest du site de Cognac (Profil P3, hauteur en tête  $\cong 14 \text{ m}$ )

L'intérêt de ce site pour des mesures géophysiques résidait dans la présence atypique de 2 franges de déchet à fort contraste de densité. Dans ce contexte, l'expérimentation de deux méthodes de prospection géophysique (électrique et sismique) a été menée avec le soutien du bureau d'études Scetauroute (D. Rey) en collaboration avec la 2<sup>ème</sup> équipe de recherche du *Lirigm* (Garambois S. et Wathelet M. notamment) avec pour objectif de tenter de visualiser les variations de densité du matériau, en dépit de contrastes de hauteur de déchet, de la présence d'un talus à proximité de la zone d'essai et de la présence possible de nappes perchées au coeur du matériau.

La décharge a été cartographiée suivant deux séries d'axes orientés approximativement est-ouest et nord-sud. Trois profils électriques ont donc été réalisés (avril 2002) complétés par trois profils sismiques (Figure 5.57). Les profils P1 et P3 ont été privilégiés compte tenu de la différence de hauteur de déchet compacté et non compacté. Dans les deux cas, le dispositif sismique a été placé 5 m au nord du dispositif électrique. L'écartement entre les 64 électrodes (méthode électrique) et les 24 géophones (méthode sismique) a été pris égal à 2 m de manière à privilégier la résolution des ondes enregistrées. Les profils électriques et sismiques mesurent donc respectivement 126 m et 46 m. Pour le profil PB, nous avons sélectionné un écartement de 3 m entre électrodes de sorte

de disposer d'un profil plus long (189 m). Notons enfin qu'à la différence des profils PB et P3, P1 a été implanté sur une zone recouverte par une couche de terre argileuse (ép.  $\cong$  60 cm).



**Figure 5.57** Schéma d'implantation des profils électriques et sismiques (Site de Cognac)



**Figure 5.58** (a) Vue des profils résistifs et sismiques implantés sur le site de Cognac (b) Illustration du mode d'impact sismique

#### ➤ Analyse des mesures électriques

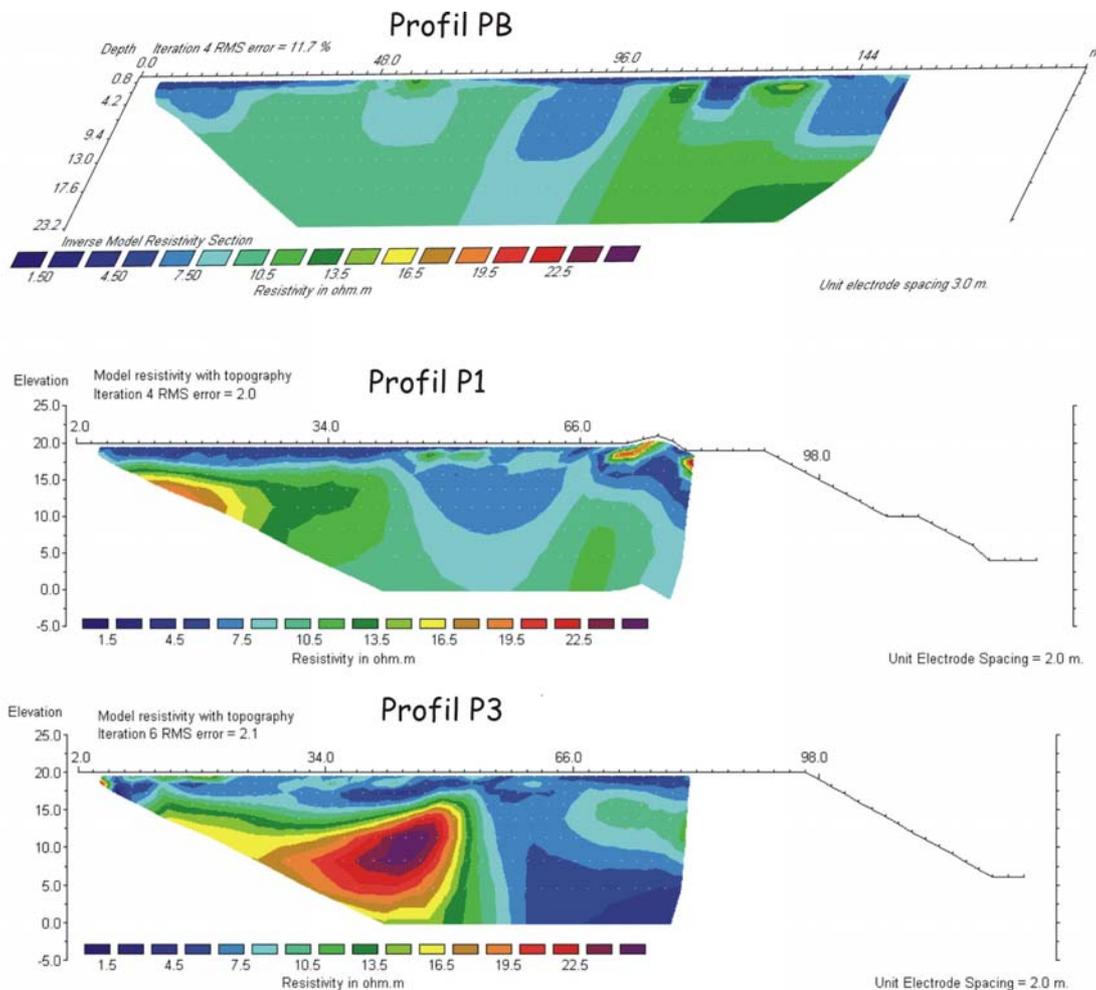
Les 3 profils électriques ont été inversés partiellement et on obtient au final des modèles de résistivité électrique qui présentent des erreurs entre données réelles et modélisées relativement fiables. Il faut noter que seule une prise en compte partielle des données a été effectuée, car au voisinage de l'extrémité des profils (côté talus), celles-ci présentent des variations fortement suspectes (câble électrique défectueux ?). Les résultats sont présentés sur la Figure 5.59.

Ces 3 modèles témoignent de résistivités très faibles dans l'ensemble (de 1 à 25 Ohm.m), le lixiviat étant fortement chargé électriquement. Plusieurs observations peuvent être suggérées :

- le sol, qui devrait être situé suivant les profils entre 8 et 14 mètres de profondeur, n'apparaît pas. Cette absence de contraste électrique entre la zone de décharge et le sol encaissant peut résulter de résistivités proches entre un matériau fortement poreux mais partiellement saturé par un fluide fortement chargé électriquement et le sol encaissant caractérisé par une forte conductivité, ce qui homogénéise les valeurs de résistivité ;
- d'après les données fournies sur l'aménagement initial de la zone de décharge, on observe des résistivités supérieures pour les déchets non compactés, particulièrement visibles sur les profils P1 et P3, sur lesquels on peut suivre à gauche une interface sub-horizontale séparant

des zones conductrices en surface (2 - 3 m pour P1, 5 m pour P3) de zones plus résistives en profondeur. Lorsqu'on se rapproche du talus, il devient difficile de corrélérer les images avec les plans initiaux fournis. Le fait que les résistivités soient plus fortes pour les déchets non compactés ne peut être expliqué que par la présence de vides non entièrement saturés ;

- les anomalies conductrices (bleues) observées notamment sur PB et P1 pourraient en outre être liées à des zones de rétention de fluide présentant ainsi un degré de saturation plus élevé. Elles sont particulièrement observées sur le profil transversal PB correspondant à une épaisseur de déchets compactés plus importante.



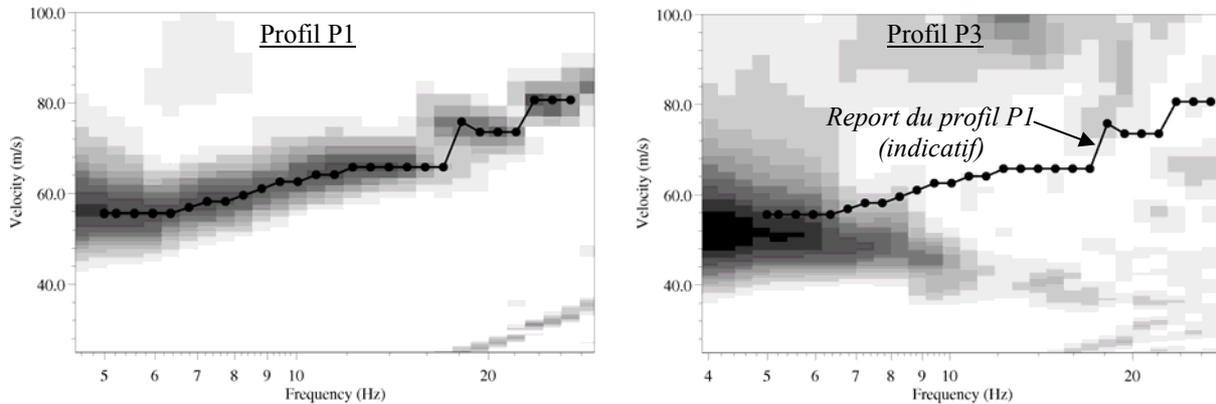
**Figure 5.59** Modèles de résistivité des profils PB, P1 et P3 (Garambois, non publié)

➤ Analyse des mesures sismiques

Pour chaque profil sismique, la source a été placée à 7 emplacements différents le long du profil. Les données de prospection sismique sont de bonne qualité pour le profil P1(est). Pour le profil P3 (implanté directement sur le déchet), l'atténuation sismique au-delà de 40 m de distance (source - récepteur) est trop importante, amoindissant la qualité des résultats. Par analyse des premières ondes arrivées, on estime la vitesse des ondes P pour la couche superficielle du profil P1 (est) à 215 m/s et à 90 m/s pour le profil P3. La différence vient probablement de la présence de la couche de couverture dans le cas du profil P1.

La variation de vitesse des ondes de surface en fonction de la fréquence est le phénomène sur lequel se base le calcul des vitesses de cisaillement  $V_s$  en fonction de la profondeur. Ces deux

courbes dépendent l'une de l'autre de manière non-linéaire, et dans le cas des structures complexes, il n'est pas possible de tirer de conclusion à partir de la courbe de dispersion sans effectuer une inversion. La vitesse des ondes de surface est comprise entre 50 et 80 m/s pour toutes les fréquences et pour les deux profils. En comparaison avec des matériaux géologiques habituels, la vitesse observée est de 5 à 10 fois inférieure. On peut estimer la profondeur d'investigation à un tiers de la longueur d'onde soit environ 5 m ( $1/3 \times 60 \text{ m/s} / 4 \text{ Hz}$ ), la limite de 4 Hz étant liée à la source et aux capteurs utilisés.



**Figure 5.60** Courbe de dispersion de la vitesse des ondes de surface pour les profils P1 (Est) (source S2) et P3 (source S7) (Wathelet, non publié)

La courbe supérieure correspond au mode fondamental. Dans ce cas-ci, en deçà de 4 Hz, les ondes de surface sont probablement plus dispersives (augmentation marquée de la vitesse) mais les moyens développés ne permettent pas de le mesurer. Or, cette partie manquante de la courbe est nécessaire pour mener à bien une inversion de la structure du déchet en  $V_s$ .

### ➤ Conclusion

En conclusion, ces études préliminaires semblent montrer que les méthodes électriques sont capables de détecter des contrastes de densité à l'intérieur de massifs de déchet et de permettre des corrélations d'une part avec l'état de compacité du déchet, d'autre part avec sa saturation en fluide. A l'avenir, l'expérience à engager sur un site de décharge pourrait consister à répéter des mesures aux mêmes emplacements pour différents temps de manière à relier les variations de compacité des matériaux aux variations de leur résistivité au cours du temps – nous pensons à un essai de compactage dynamique par exemple.

Par contre, les méthodes sismiques se sont révélées peu adaptées au cas étudié. La sismique réfraction ne peut fonctionner dans cette situation où les déchets les plus compactés (vitesses rapides) sont proches de la surface. Les ondes de surface ne semblent pas détecter réellement de variation de vitesse des ondes S en fonction de la profondeur et fournissent plutôt une vitesse homogénéisée très faible (du fait de forts indices des vides) de la zone de décharge. Leurs fréquences sont en outre trop basses pour atteindre le sol encaissant avec ce type de source.



## Chapitre 6. Analyse des tassements des déchets sur site à partir du modèle incrémental ISPM

Suivant le modèle ISPM proposé, le tassement est décomposé en un tassement primaire et un tassement secondaire :

- le tassement primaire est supposé instantané, donc indépendant du temps, et dépendant de la surcharge. Il est caractérisé par le coefficient  $C_R^*$  qui vérifie :  $\frac{\Delta h_i^p}{h_0} = C_R^* \cdot \log \frac{\sigma}{\sigma_c}$
- le tassement secondaire est supposé dépendant du temps et indépendant de la surcharge. Il est caractérisé par le coefficient  $C_{ae}^*$  qui vérifie :  $\frac{\Delta h_i^s}{h_0} = C_{ae}^* \cdot \log \frac{\tau}{\tau_i}$

Les études effectuées sur sites ont permis l'acquisition de mesures relativement nombreuses et fiables, qui vont nous permettre la validation du modèle incrémental ISPM.

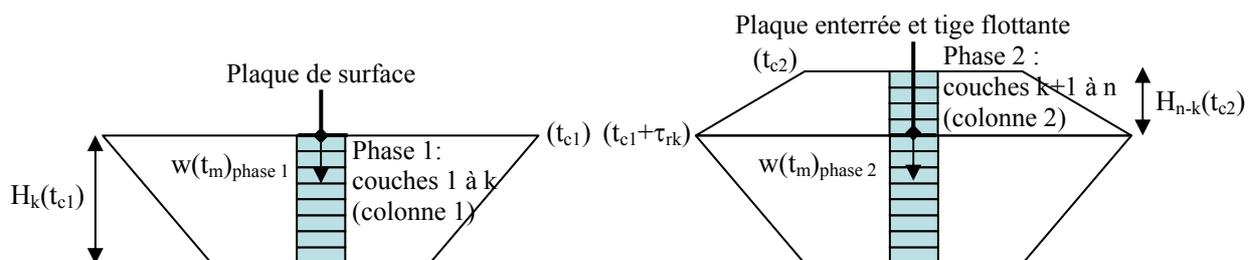
### 6.1. Analyse des tassements primaires

Le tassement primaire fait l'objet de peu de validations dans la littérature car les mesures en vraie grandeur réalisées durant cette première phase sont rares. De plus, les auteurs s'intéressent plus particulièrement aux tassements des couvertures de centres de stockage, postérieurs au tassement primaire.

L'instrumentation des sites de Chatuzange-le-Goubet (alvéole A''B) et Lapouyade (alvéoles A10 et A8) au moyen de plaques et de profilomètres enterrés dans le massif de déchet nous a permis d'aborder le problème de la compressibilité primaire des déchets.

#### 6.1.1. Site de Chatuzange (alvéole A''B)

L'alvéole A''B a été exploitée en 2 phases séparées par un temps de repos (§ 5.1.4.). L'exploitation est schématisée sur la Figure 6.1 par une 1<sup>ère</sup> phase correspondant à l'installation de k couches de déchet, suivie ultérieurement par le rechargement de (n-k) couches supplémentaires. Les couvertures provisoires et définitives ne sont pas représentées sur le schéma d'exploitation mais elles sont naturellement prises en compte dans nos interprétations.



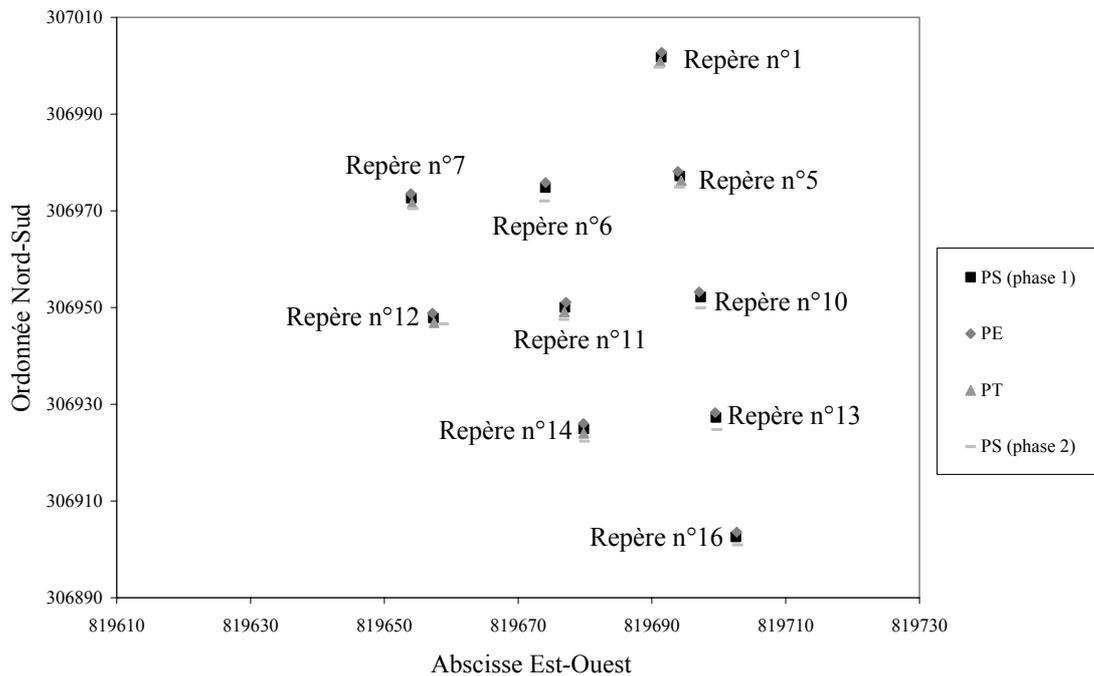
**Figure 6.1** Schéma d'exploitation du casier A''B de Chatuzange en 2 phases séparées par un temps de repos

Aux 2 phases d'exploitation correspondent 3 stades d'instrumentation des tassements :

- la pose de 21 plaques de surface provisoires (PS phase 1) à l'issue de la 1<sup>ère</sup> phase d'exploitation : mesure du tassement secondaire (colonne phase 1) ;
- la pose de 10 plaques enterrées et tiges flottantes (PE) immédiatement avant le début de la 2<sup>ème</sup> phase d'exploitation : mesure du tassement primaire et secondaire (colonne phase 1) ;
- la pose de 13 plaques de surface définitives (PS phase 2) à l'issue de la 2<sup>ème</sup> phase d'exploitation : mesure du tassement secondaire (colonnes phase 1 + phase 2).

Le rechargement (phase 2) permet d'étudier le tassement primaire de la colonne (phase 1) sous l'effet de la surcharge.

L'emplacement des plaques considérées dans cette étude est reporté sur la Figure 6.2.



**Figure 6.2** Implantation des plaques et tiges topographiques sur l'alvéole A''B de Chatuzange

Le Tableau 6.1 regroupe les caractéristiques du rechargement de l'alvéole, notamment les hauteurs de déchet inférieures  $H_k(t_{c1})$  et supérieures  $H_{n-k}(t_{c2})$  et les tassements primaires mesurés en tête de colonne de déchet de la phase 1 sous l'effet de la recharge. L'obtention du tassement primaire ( $w_k^p$ ) passe par les procédures suivantes :

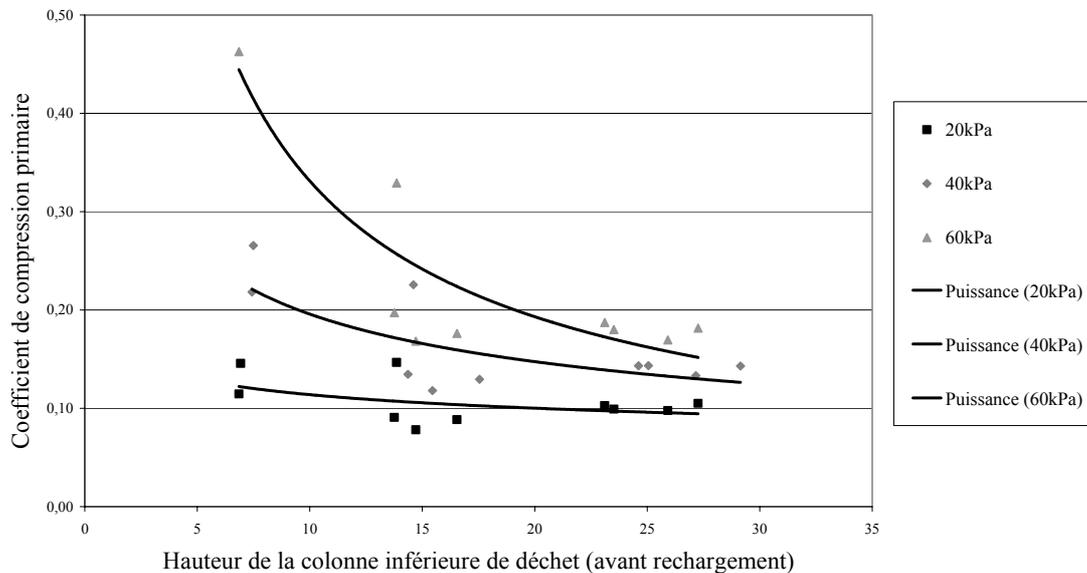
- le tassement secondaire de la phase 1 étant initié depuis le début de la construction, le tassement mesuré à l'aide de plaques enterrées correspond à la somme du tassement primaire ( $w_k^p$ ) sous l'effet de la surcharge (phase 2) et du tassement secondaire en cours de construction (phase 2) ;
- les plaques de surface (provisoires) sur la colonne inférieure (phase 1) nous ont permis d'estimer la valeur du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  (0,09 - 0,12) caractéristique du tassement secondaire de la colonne. On en déduit par le modèle ISPM une valeur du tassement secondaire pendant la construction de la phase 2 ;
- ce tassement secondaire est soustrait au tassement total de la colonne inférieure (phase 1) pour en déduire le tassement primaire de celle-ci.

**Tableau 6.1** Caractéristiques du rechargement de l'alvéole A''B [ $d(t_m^0)$  : 19/04/2001 ;  $d(t_m^{ult})$  : 17/09/2001]

Repère n°	$H_k(t_{c1})$ (m)	$H_{n-k}(t_{c2})$ (m)	Epaisseur sable et couverture (m)	$w_k^p(t_m^{ult}) - w_k^p(t_m^0)$ (m)	$\varepsilon_k^p(t_m^{ult}) - \varepsilon_k^p(t_m^0)$ (m)	$C_R^*$ $\sigma_c = 40$ kPa
1	14,36	3,48	1,80	0,376	2,73	0,135
5	15,45	5,44	0,85	0,319	2,17	0,118
6	25,05	6,55	0,80	0,508	2,16	0,143
7	29,15	7,71	1,00	0,713	2,61	0,143
10	14,61	4,40	0,90	0,461	3,32	0,226
11	24,61	6,42	1,15	0,604	2,61	0,143
12	27,16	8,04	1,60	0,904	3,49	0,133
13	7,43	3,28	1,05	0,221	3,23	0,218
14	17,55	6,35	1,30	0,523	3,16	0,130
16	7,49	2,44	1,60	0,315	4,55	0,266

Les valeurs de  $C_R^*$  sont comprises entre 0,12 et 0,27, ce qui correspond à la gamme des valeurs tirées d'essais de laboratoire publiés dans la littérature (§ 4.3.5). Cette gamme de valeurs est obtenue pour des conditions très variables, hauteurs de colonne variant de 7 à 29 m et des surcharges équivalentes à 2,5 m à 8 m de déchet.

De manière à tester l'influence de la valeur de préconsolidation supposée sur  $C_R^*$ , 3 valeurs de  $\sigma_c$  ont été sélectionnées (20, 40 et 60 kPa) et les valeurs de  $C_R^*$  ont été recalculées pour l'ensemble des 10 repères considérés.


**Figure 6.3** Influence de la pré-consolidation supposée (20, 40, 60 kPa) sur la valeur de  $C_R^*$  calculée pour des hauteurs de déchet variables (alvéole A''B ; phase de rechargement de la colonne inférieure) ;  $d(t_m^0)$  : 19/04/2001 ;  $d(t_m^{ult})$  : 17/09/2001]

Si l'on suppose que le coefficient  $C_R^*$  est une constante, les valeurs de  $C_R^*$  tirées du calcul pour  $\sigma_c = 60$  kPa varient trop pour que cette hypothèse sur  $\sigma_c$  soit réaliste. En revanche, les valeurs tirées de l'analyse basée sur  $\sigma_c = 20$  kPa apparaissent assez stables autour de valeurs faibles (0,08 – 0,14). La valeur  $\sigma_c = 40$  kPa que nous avons généralement considérée représente une tendance intermédiaire.

Notons que les courbes de la Figure 6.3 montrent aussi l'influence verticale éventuelle de la hauteur de la colonne (phase 1) sur la valeur de  $C_R^*$ . Mais le problème est rendu plus complexe par le fait que simultanément, il existe une variation de la surcharge (colonne phase 2). Le cas présenté ici est très représentatif des difficultés rencontrées sur site où la géométrie des zones exploitées est souvent très complexe.

### 6.1.2. Site de Lapouyade (alvéoles A8 et A10)

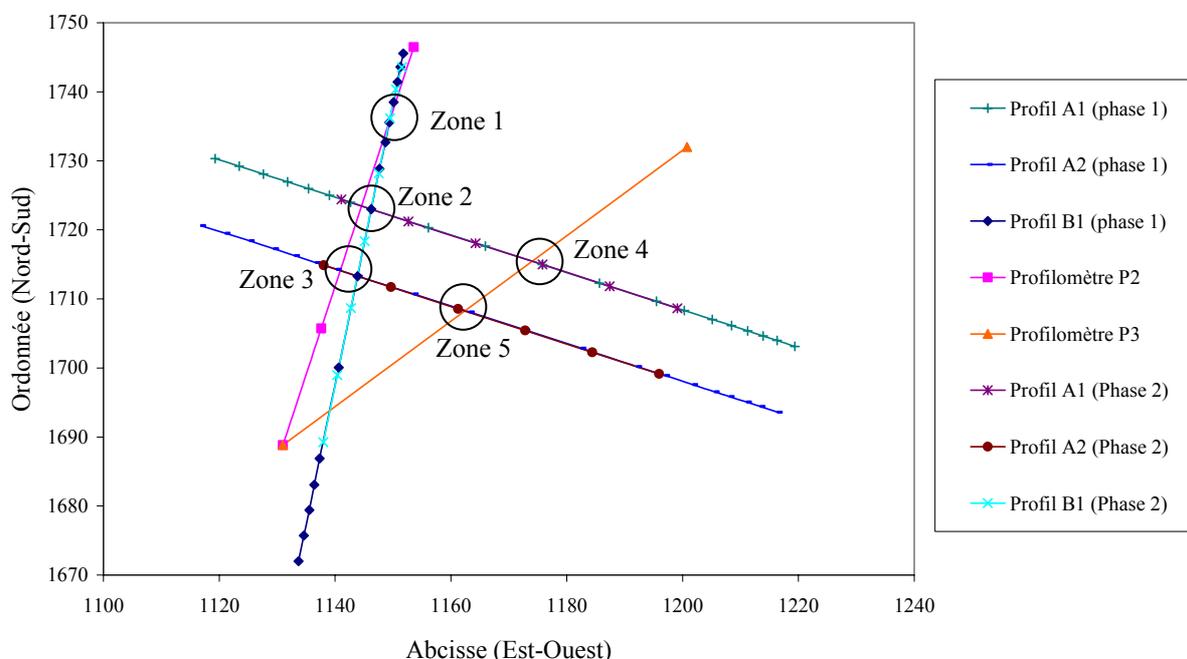
Comme dans l'exemple précédent, les alvéoles A8 et A10 du casier n°2 ont été exploitées en 2 phases séparées par un temps de repos (§ 5.1.3.).

#### ➤ Alvéole A10 :

Aux 2 phases d'exploitation de A10 correspondent également 3 stades d'instrumentation des tassement, à savoir :

- la pose de 3 profils de piquets de surface provisoires (A1, A2 et B1) à l'issue de la 1<sup>ère</sup> phase d'exploitation ;
- la pose de 2 profilomètres P2 et P3 immédiatement avant le début de la 2<sup>ème</sup> phase d'exploitation ;
- la pose de 3 profils (A1, A2 et B1) de bornes de surface (définitives) à l'issue de la 2<sup>ème</sup> phase (finale) d'exploitation (à la verticale des profils initiaux homonymes).

Le schéma d'implantation en plan des 8 profils correspondant aux 3 stades d'implantation est représenté sur la Figure 6.4. Le calcul des tassements s'est fait en 5 'zones' correspondant à l'intersection (en plan) des différents profils. Une évaluation des tassements primaires et du coefficient de compression primaire a été effectuée suivant la même méthode que pour le site de Chatuzange.



**Figure 6.4** Implantation des profils topographiques sur l'alvéole A10 de Lapouyade

Les 5 zones localisées sur la Figure 6.4 sont caractérisées dans le Tableau 6.2 par leurs hauteurs de déchet inférieure  $H_k(t_{c1})$  et supérieure  $H_{n-k}(t_{c2})$ . Les tassements primaires sont estimés par

soustraction des tassements secondaires ( $C_{ac}^* \cong 0,029$ ) et les valeurs du coefficient de compression primaire sont calculées à partir de contraintes de pré-consolidation égales à 40 et 60 kPa. La valeur de 60 kPa a été testée compte tenu du compactage intensif remarqué visuellement lors de notre passage sur le site (nombre de passes élevé).

**Tableau 6.2** Caractéristiques du rechargement de l'alvéole A10 [ $d(t_m^0)$  : 20/07/2001 ;  $d(t_m^{ult})$  : 12/09/2001 ; épaisseur de la couverture provisoire  $h_{c2} = 0,30$  m]

Zone	Profilomètre	Repère de surface	$H_k(t_{c1})$	$H_{n-k}(t_{c2})$	$w_p$ (m)	$C_R^*$	$C_R^*$
			(m)	(m)		$\sigma_c = 40$ kPa	$\sigma_c = 60$ kPa
1	P2 (+ 18 m)	B1 (191)	7,69	5,44	0,419	0,151	0,202
2	P2 (+ 24 m)	A1 (134)	7,56	6,30	0,491	0,165	0,219
3	P2 (+ 34 m)	A2 (132)	7,63	6,75	0,345	0,110	0,145
4	P3 (+ 28 m)	A1 (137)	7,48	5,79	0,393	0,141	0,187
5	P3 (+ 40 m)	A2 (130)	7,58	6,55	0,450	0,147	0,195

Les valeurs calculées pour  $C_R^*$  oscillent entre 0,11 et 0,17 pour  $\sigma_c = 40$  kPa et entre 0,19 et 0,22 pour  $\sigma_c = 60$  kPa. On notera que la géométrie d'exploitation du site de Lapouyade est beaucoup plus régulière que pour le site de Chatuzange (hauteurs des colonnes 'phase 1' et 'phase 2' presque invariantes d'une zone à l'autre). Les valeurs de  $C_R^*$  obtenues sont aussi beaucoup plus resserrées. Cependant, les valeurs obtenues sur les deux sites sont relativement proches et la valeur  $C_R^* = 0,20$  considérée généralement dans nos calculs apparaît comme un majorant.

#### ➤ Alvéole A8 :

Mis à part l'absence d'instrumentation des tassements de l'alvéole A8 au cours de la période de repos intermédiaire, le suivi expérimental de cette alvéole est identique à celui de l'alvéole mitoyenne A10.

En particulier, 1 profilomètre P1 a été installé juste avant le début de la phase 2 d'exploitation et un profil de surface C1 a été mis en place à la verticale de P1 (sur la couverture définitive) à l'issue de la phase 2 d'exploitation (§ 5.1.3).

Six zones ont été retenues le long de ces 2 profils internes et externes caractérisés comme précédemment (Tableau 6.3) par leurs hauteurs de déchet inférieures  $H_k(t_{c1})$  et supérieures  $H_{n-k}(t_{c2})$ . Les tassements primaires ont été estimés par soustraction du tassement secondaire et les valeurs du coefficient de compression primaire calculées à partir de contraintes de pré-consolidation de 40 et 60 kPa. En l'absence de suivi topographique intermédiaire sur la colonne inférieure de déchet (pendant la phase de repos), nous avons supposé :  $(C_{ac}^*)_{A8 - \text{phase1}} \cong (C_{ac}^*)_{A10 - \text{phase1}} = 0,029$ .

**Tableau 6.3** Caractéristiques du rechargement de l'alvéole A8 [ $d(t_m^0)$  : 27/10/2001 ;  $d(t_m^{ult})$  : 11/01/2002 ;  $h_{c2} = 0,30$  m]

Profilomètre	Repère de surface	$H_k(t_{c1})$	$H_{n-k}(t_{c2})$	$w_p$ (m)	$C_R^*$	$C_R^*$
		(m)	(m)		$\sigma_c = 40$ kPa	$\sigma_c = 60$ kPa
P1 (+ 28 m)	C1 (170)	6,76	4,59	0,266	0,121	0,164
P1 (+ 40 m)	C1 (169)	6,65	4,59	0,316	0,147	0,197
P1 (+ 52 m)	C1 (168)	6,65	4,59	0,256	0,119	0,160
P1 (+ 63 m)	C1 (167)	6,38	5,88	0,292	0,121	0,161
P1 (+ 74 m)	C1 (166)	6,65	4,59	0,256	0,119	0,160
P1 (+ 86 m)	C1 (165)	6,61	4,59	0,256	0,119	0,161

Les valeurs calculées pour  $C_R^*$  oscillent entre 0,12 et 0,15 pour  $\sigma_c = 40$  kPa et entre 0,16 et 0,20 pour  $\sigma_c = 60$  kPa. Ces valeurs sont très proches de celles obtenues sur l'alvéole A10.

### 6.1.3. Site de Torcy (zone 3)

Sur le site de Torcy, les seules mesures internes de tassement sont celles obtenues à partir des tassomètres LCPC. Leur précision est faible ( $\pm 20$  mm). De plus, la construction était relativement lente (montée de 12 m en 2 ans). La part du tassement secondaire dans le tassement global était donc importante. En fin le phasage d'exploitation sur la zone d'étude variait d'un point à un autre. Il en est résulté une estimation de  $C_R^*$  trop peu précise pour être présentée ici.

### 6.1.4. Site de Collier Road (USA)

Ce site fait l'objet d'une présentation en Annexe 2.3. Situé dans le Michigan (USA), le CSD de Collier Road a reçu des déchets ménagers et industriels banals de 1969 à 1984, année de fin d'exploitation et de couverture du site (0,9 m d'argile). De janvier 1985 à juillet 1986, un rechargement vertical du site est intervenu sur deux zones adjacentes pour une hauteur maxi de 11 m environ (Dodt et al., 1987). Avant le rechargement de la phase 1 (de janvier à septembre 1985), une plaque télescopique (S-6) a été enfouie et les tassements mesurés au cours de la phase 2 d'exploitation. L'estimation du tassement primaire à partir du tassement total mesuré a été effectué suivant deux méthodes.

La particularité de l'interprétation est que nous avons estimé les tassements secondaires pendant la phase de rechargement par 2 méthodes :

- Méthode n° 1 :  $C_{ae}^*$  calculé à partir des repères S-1, S-2 et S-4 pour la phase avant rechargement ( $C_{ae}^* = 0,074$ )
- Méthode n° 2 :  $C_{ae}^*$  calculé à partir du tassement secondaire de la colonne inférieure (phase 1) obtenu après rechargement, à l'aide de la plaque télescopique enterrée (S-6) ( $C_{ae}^* = 0,087$ )

Les 2 méthodes donnent des valeurs voisines de  $C_R^*$  :  $C_R^* = 0,129$  pour la méthode n°1 et  $C_R^* = 0,122$  pour la méthode n°2.

### 6.1.5. Conclusion sur le tassement primaire

Les résultats présentés ici constituent à notre connaissance la première base de données rationnelle relative au coefficient de compression primaire  $C_R^*$ . En effet, les difficultés d'approche expérimentale de ce coefficient, à partir des sites réels, sont importantes. L'appui théorique du modèle ISPM a permis, en séparant le tassement secondaire, d'aboutir à une estimation de  $C_R^*$  qui restera à affiner, mais qui déjà se situe dans une gamme resserrée :  $0,12 \leq C_R^* \leq 0,20$  pour  $\sigma_c = 40$  kPa.

L'influence de la contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$  est non négligeable mais sa valeur précise reste difficile à déterminer, ce qui a justifié notre approche indirecte (valeur de  $\sigma_c$  n'influençant pas la valeur de  $C_R^*$ ). Enfin, notons que les valeurs calculées à partir du pilote de laboratoire C4DC sont compatibles ( $0,19 \leq C_R^* \leq 0,24$  pour  $\sigma_c = 20$  kPa) avec les valeurs déterminées sur site.

## 6.2. Analyse des tassements secondaires

Les sites étudiés ici ont fait l'objet d'une présentation détaillée au Chapitre 5 et en Annexe (plan des sites, instrumentations, etc.). L'objet de ce chapitre est de rechercher, à partir des mesures sur

site, à valider la loi de comportement 
$$\frac{\Delta h_i^s}{h_0} = C_{ae}^* \cdot \log \frac{\tau}{\tau_i}$$

Valider cette loi de comportement revient à établir si le coefficient de compression secondaire  $C_{ae}^*$  a un caractère intrinsèque, ce qui revient à dire que :

- $C_{ae}^*$  est indépendant du temps pour une colonne de déchet donnée ;
- $C_{ae}^*$  est indépendant des conditions de chargement (hauteur de déchet) et donc invariant pour un site de stockage de déchet homogène.

Dans la mesure où  $C_{ae}^*$  voit son caractère intrinsèque confirmé, on pourra tenter par la suite de relier ce paramètre (considéré alors comme pertinent) aux caractéristiques physico-chimiques du déchet.

Le modèle ISPM a été appliqué à chaque site, pour déterminer par rétro-analyse des tassements, le coefficient de compression secondaire. Au préalable, les paramètres suivants ont dû être évalués :

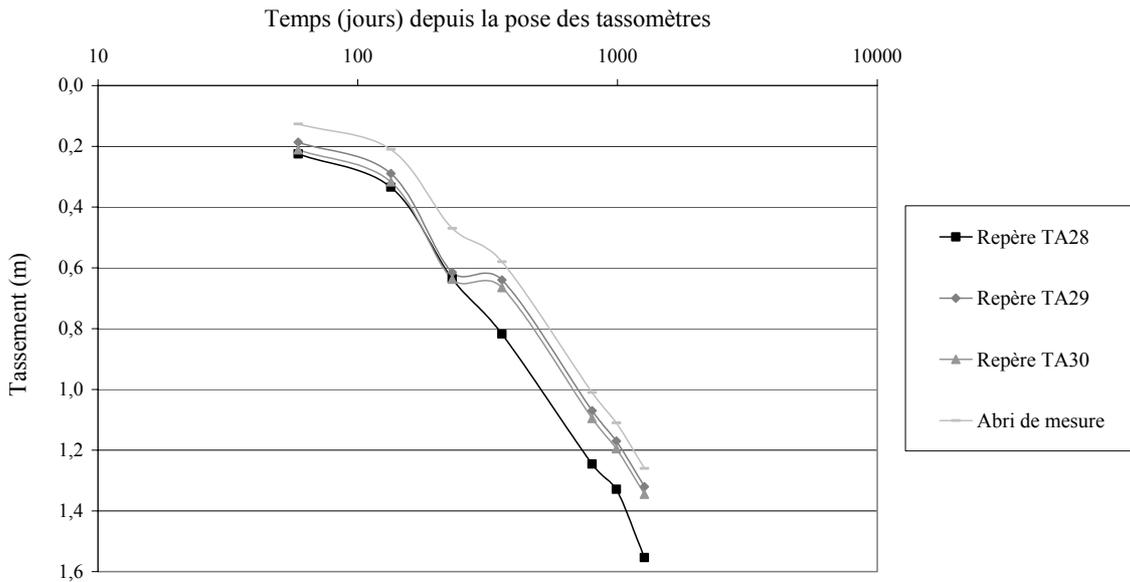
- $t_c$  : temps de construction jusqu'au sommet de la colonne ;
- $t_m^0$  : temps de 1<sup>ère</sup> mesure prise en compte ;
- $\Delta t = t_m^0 - t_c$  : retard de la 1<sup>ère</sup> mesure par rapport à la fin de construction ;
- $\Delta w$  : tassement à partir du temps  $t_m^0$  (correspondant à la 1<sup>ère</sup> mesure) ;
- $t_m^{ult}$  : temps de la dernière mesure prise en compte ;
- $H_n(t_c)$  : hauteur de la colonne de déchet en fin de construction (temps  $t_c$ ).

### 6.2.1. Analyse des tassements secondaires de surface (construction en 1 phase)

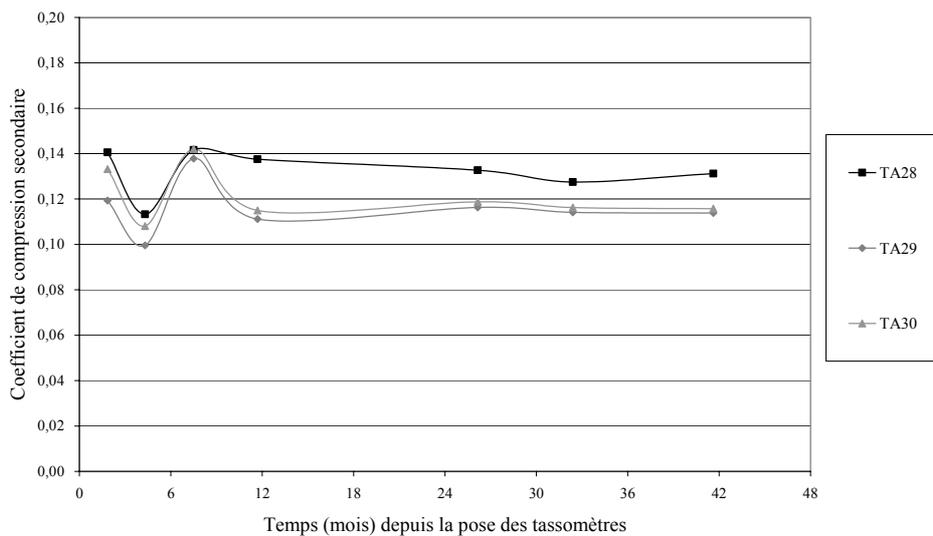
#### 6.2.1.1. Site de Torcy (zone 3)

La présentation générale du site est faite au Chapitre 5 (§ 5.1.1.). Un suivi des tassements secondaires a été réalisé au cours d'une période de repos de 42 mois (sans surcharge) au moyen des tassomètres du lit supérieur (lit n°4) enfoui à 1 m sous la couverture provisoire. L'évolution du tassement des repères TA28, TA29 et TA30 est tracée en fonction du temps sur la Figure 6.5 (échelle semi-logarithmique). On remarque un fort ralentissement des tassements entre la 3<sup>ème</sup> et la 4<sup>ème</sup> mesure qui est resté inexplicé jusqu'à ce jour. La courbe de tassement du poste de mesure extérieur (installé sur la pente du tumulus) est également tracée à titre indicatif.

A partir des mesures précédentes, une rétro-analyse a été effectuée sur la base de l'historique d'exploitation de la zone étudiée (§ 5.1.1). Celle-ci nous donne l'évolution du coefficient de compression secondaire intrinsèque relatif aux 3 tassomètres (Figure 6.6). Après une période initiale de 6 à 8 mois caractérisée par d'assez fortes fluctuations de  $C_{ae}^*$ , les valeurs se stabilisent à l'intérieur d'une gamme resserrée (0,11 – 0,13). Ceci correspond à une tendance générale que l'on retrouvera sur les autres sites : après une phase transitoire,  $C_{ae}^*$  converge vers une valeur constante, ce qui tend à justifier la loi de comportement secondaire choisie.



**Figure 6.5** Evolution du tassement en fonction de  $t - t_m^0$  (Site de Torcy, lit n°4,  $H_n(t_c) \cong 15$  m,  $t_m^0 \cong t_c = 60,45$  mois)



**Figure 6.6** Evolution du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (Site de Torcy, lit n°4,  $H_n(t_c) \cong 15$  m,  $t_m^0 \cong t_c = 60,45$  mois)

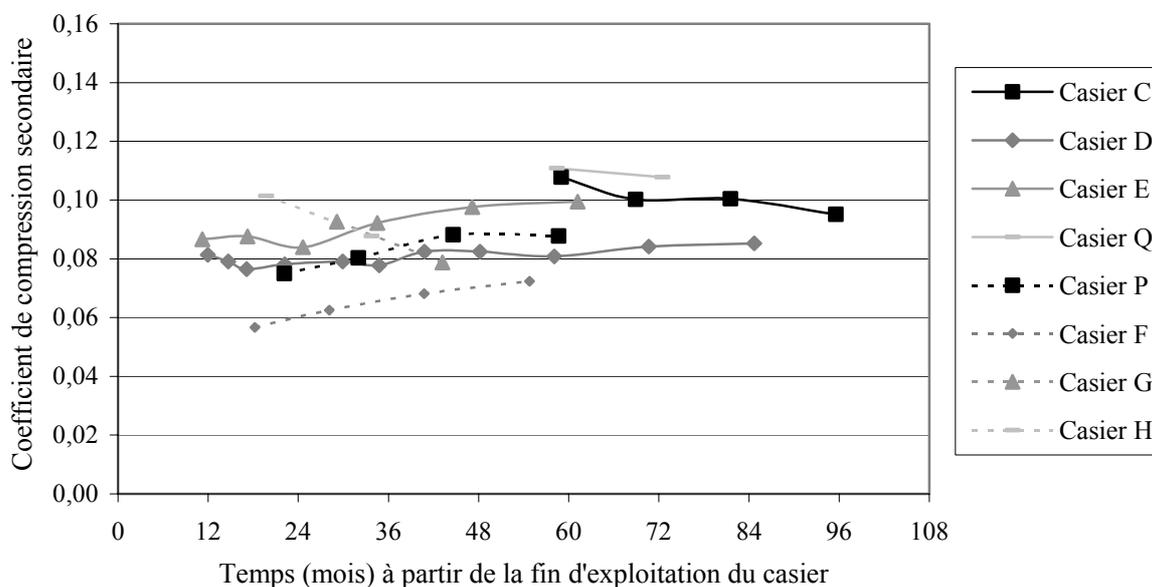
A l'issue des 42 mois de repos, une dernière couche de déchet de 1 à 2 m ainsi que la couverture définitive ont été installées. Un second suivi des tassements secondaires a été réalisé couplant les tassomètres du lit n° 4 avec une série de bornes ancrées dans la couverture argileuse. Cette seconde analyse (en cours) n'est pas présentée dans le cadre de ce mémoire.

### 6.2.1.2. Site de Montech

Tel qu'expliqué lors de la présentation du site de Montech (§ 5.1.2.), huit casiers d'une hauteur initiale  $H_n(t_c)$  comprise entre 20 et 22 m ont été retenus en vue d'une rétro-analyse des tassements. Leurs caractéristiques principales (phasage d'exploitation et de suivi topographique) sont regroupées dans le Tableau 6.4 ainsi que les tassements mesurés, les valeurs initiales et ultimes de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  et le rapport défini par  $|C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^0) - C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})| / C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$  (noté  $\Delta C / C$ ).

**Tableau 6.4** Caractéristiques du site de Montech ( $H_n(t_c) = 20 - 22 \text{ m}$  ;  $d(t_m^{ult}) : 20/12/2000$ )

Casier	Exploitation		$t_c$ (mois)	$d(t_m^0)$ (jj/mm/aa)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$C_{\alpha\epsilon}^*$ ( $t_m^0$ )	$C_{\alpha\epsilon}^*$ ( $t_m^{ult}$ )	$\Delta C / C$
	Début	Fin								
C	13/08/91	04/01/93	16,77	22/05/97	52,57	43,00	0,59	0,108	0,095	13 %
D	05/01/93	30/11/93	10,82	12/10/94	10,39	74,33	1,72	0,081	0,085	5 %
E	01/12/93	16/11/95	23,51	28/05/96	6,38	54,80	1,68	0,087	0,099	13 %
Q	05/04/94	08/12/94	8,12	01/10/98	45,80	26,66	0,36	0,111	0,108	3 %
P	09/12/94	31/01/96	13,74	24/04/97	14,76	43,92	1,13	0,075	0,088	15 %
F	01/02/96	29/05/96	3,88	24/04/97	10,85	43,92	1,22	0,057	0,072	22 %
G	30/05/96	16/05/97	11,54	01/10/98	16,54	26,66	0,71	0,093	0,079	18 %
H	14/04/97	27/02/98	10,49	01/10/98	7,10	26,66	1,18	0,101	0,088	16 %


**Figure 6.7** Evolution du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $t - t_c$  (Site de Montech)

Le cas du suivi de Montech est typique de bon nombre de sites : un délai variable et parfois important est intervenu entre la fin de la construction et l'installation des repères topographiques de surface, qui se traduit par des valeurs  $\Delta t = t_m^0 - t_c$  comprises entre 6 et 52 mois. Malgré ces fréquents retards d'instrumentation qui expliquent le décalage des courbes les unes par rapport aux autres, les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  sont très proches, comprises essentiellement entre 0,08 et 0,10 (Figure 6.7).

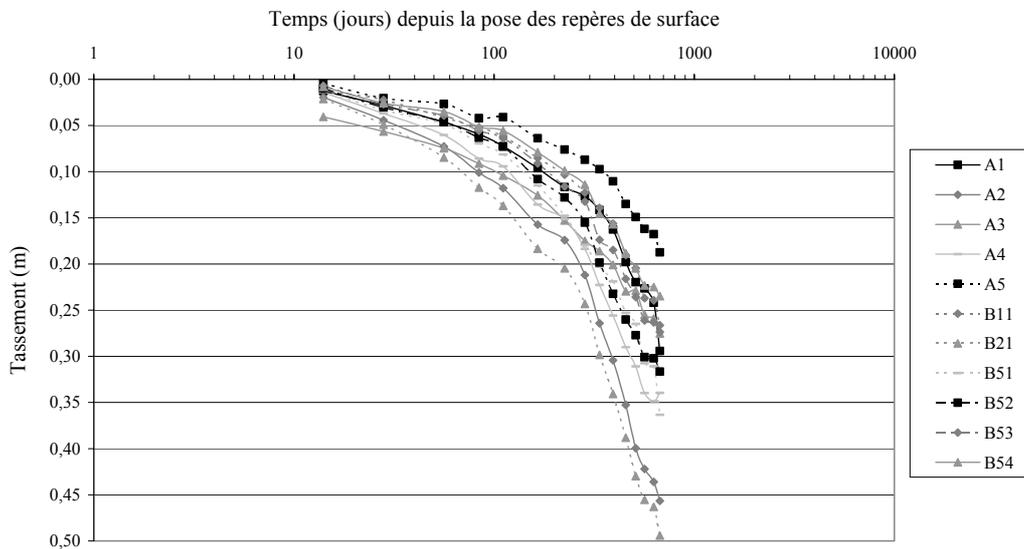
Par ailleurs,  $\Delta C / C$  reste inférieur à 15 - 20 % au cours de périodes d'exploitation de 2 à 6 ans, confirmant la faible variation de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  au cours du temps.

### 6.2.1.3. Site de Lons-le-Saunier

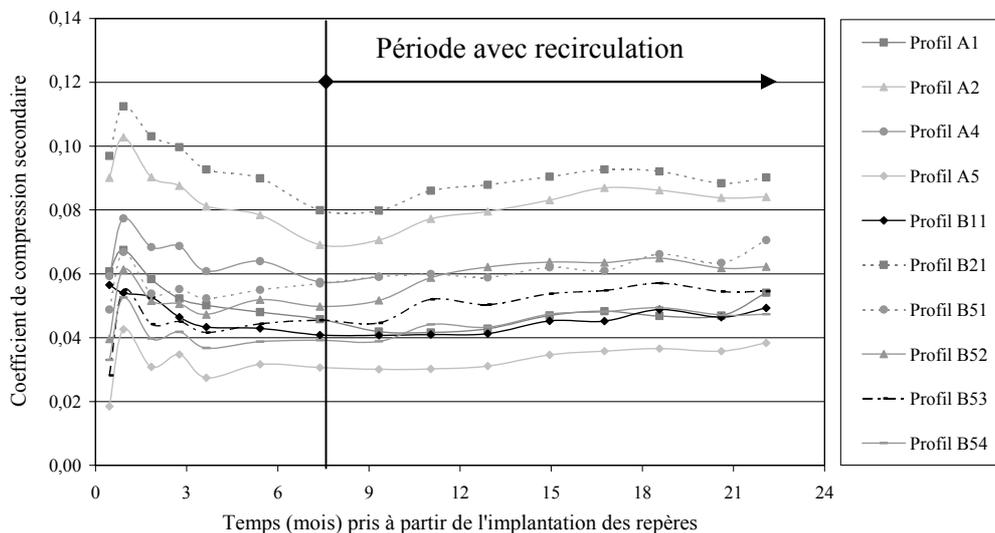
La présentation générale du site est faite au Chapitre 5 (§ 5.1.5). Par ailleurs, une analyse de l'effet de la recirculation des lixiviats sur ce site est proposée au Chapitre 8 (§ 8.2.4.3).

A la suite de la fin d'exploitation du casier expérimental, 5 profils de type A (profils longs composés de 15 repères) et 6 profils de type B (profils courts composés de 6 repères) ont été

implantés le 22/11/2001, ce qui représente un total de 111 repères. Depuis lors, 15 levés ont été effectués suivant des fréquences de 2 à 8 semaines, le dernier en date remontant au 25/09/2003. L'évolution des tassements des 11 profils est illustrée sur la Figure 6.8 en fonction du logarithme du temps. Ces 11 profils correspondent à des hauteurs de stockage initiales de 10 m, à l'exception du profil A3 (situé à la verticale de la digue inter-alvéole UT1 – UT2) qui représente une hauteur voisine de 7 m.



**Figure 6.8** Evolution des tassements moyens des 11 profils de surface en fonction du logarithme de  $t - t_m^0$  (Site de Lons-le-Saunier,  $H_n(t_c) = 10$  m sauf A3 : 7 m)



**Figure 6.9** Evolution de  $C_{\alpha\alpha}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$ . Modélisation non linéaire à 20 couches (NL20). (CSD de Lons-le-Saunier, tous profils sauf A3)

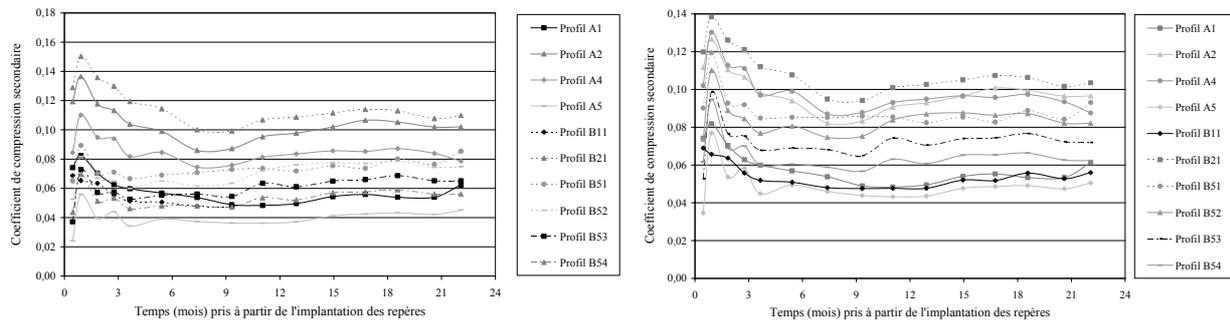
Les résultats de l'analyse sont présentés sur la Figure 6.9. Les valeurs des coefficients de compression secondaire sont assez hétérogènes (0,03 - 0,11). Après s'être stabilisé entre les 7<sup>ème</sup> et 9<sup>ème</sup> mois de suivi,  $C_{\alpha\alpha}^*$  augmente à nouveau. L'analyse conduite au Chapitre 8 (§ 8.2.4.3) apporte des éléments de discussion sur le possible effet de la recirculation sur cette augmentation de la compressibilité observée. Ce comportement synchrone avec la recirculation semble pouvoir

être attribué à la réinjection des lixiviats, car dans aucun autre cas (sans recirculation), on observe une croissance de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  au cours du temps, après une phase de stabilisation.

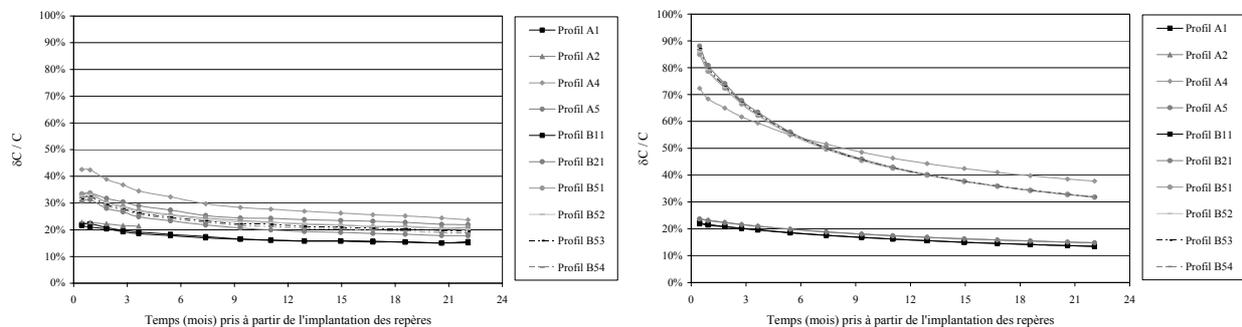
Compte tenu des données relatives à la composition du déchet, les zones 4 et 5 localisées précédemment (§ 5.1.5) contiennent un excédent de fines grises, considérés comme rapidement dégradables vis-à-vis du tout-venant et des encombrants. Pourtant, l'analyse des coefficients de compression secondaire montre que la zone de loin la plus compressible à ce jour est la zone 2 (profils A2 et B21). Aucune explication sur cet état de fait n'a pu être trouvée à ce jour.

Le modèle ISPM présente une grande flexibilité dans la prise en compte de l'historique du stockage. A titre comparatif, trois rétro-analyses des tassements (relatifs aux 11 profils, sauf A3) ont été réalisées à partir du modèle incrémental ISPM suivant les conditions suivantes :

- Modèle non-linéaire à 20 couches (NL20) : prise en compte aussi fidèle que possible de l'historique d'exploitation fourni par l'exploitant (§ 5.1.5) ;
- Modèle non linéaire à 3 couches (NL3) : la vitesse de montée de la colonne est considérée variable dans le temps, le chargement étant décomposé en 3 périodes de durée variable séparées par 1 à 3 périodes d'arrêt d'exploitation (selon les zones). Les arrêts d'exploitation ont été pris en compte et la vitesse de montée a été supposée variable bien que moyennée sur plusieurs 'phases' ;
- Modèle linéaire à 20 couches (L20) : la vitesse de montée du déchet a été supposée constante, nonobstant les périodes d'arrêt d'exploitation.



**Figure 6.10** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (CSD de Lons-le-Saunier, tous profils sauf A3) (a) Modélisation non linéaire à 3 couches (NL3) (b) Modélisation linéaire à 20 couches (L20)

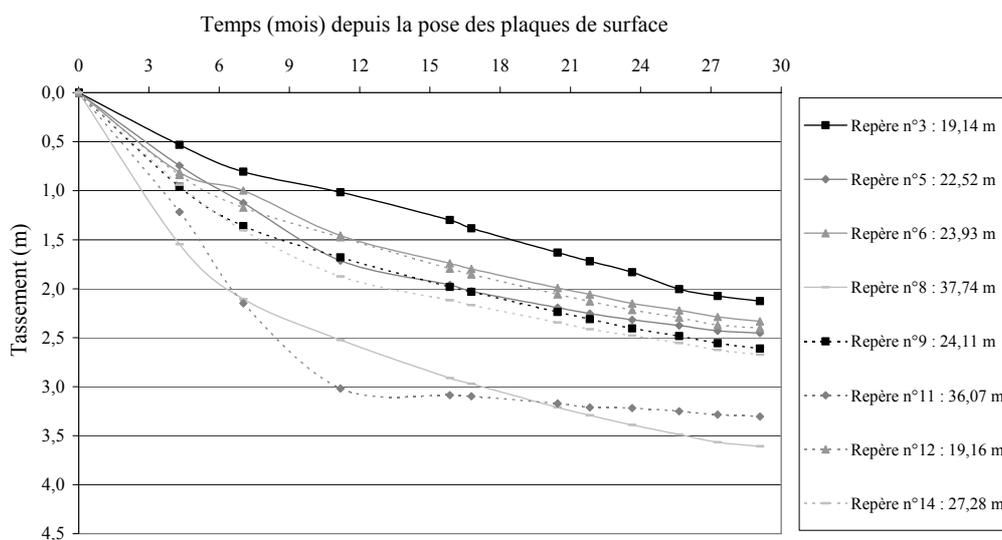


**Figure 6.11** (a) Evolution de  $\left| C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20} - C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL3} \right| / C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20}$  en fonction de  $t - t_m^0$  (b) Evolution de  $\left| C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20} - C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{L20} \right| / C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20}$  en fonction de  $t - t_m^0$  (CSD de Lons-le-Saunier, tous profils sauf A3)

Sur la Figure 6.10 (a) et (b), nous avons représenté l'évolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  tirée des hypothèses du modèle non linéaire à 3 couches (NL3) et du modèle linéaire à 20 couches (L20). Dans les deux cas, on note une surestimation de  $C_{\alpha\epsilon}^*$ . Cette différence est quantifiée à travers les rapports  $|C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20} - C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL3}| / C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20}$  et  $|C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20} - C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{L20}| / C_{\alpha\epsilon}^*(t)_{NL20}$ . On observe pour chacune des deux hypothèses un écart relatif diminuant au cours du temps (Figure 6.11 (a) et (b)). Après 22 mois de suivi, cet écart est compris entre 15 et 38 % suivant l'hypothèse de montée d'exploitation à vitesse constante et de l'ordre de 20 % suivant l'hypothèse d'une montée d'exploitation en 3 couches. Ces écarts traduisent l'influence de la prise en compte de l'historique d'exploitation de chaque zone sur la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}^*$ . Pour les profils situés sur les zones 1, 2 et 3 en effet, l'erreur relative sur  $C_{\alpha\epsilon}^*$  est systématiquement plus faible que pour les profils localisés en zone 4 ou 5 caractérisées par une montée du déchet à vitesse quasi-constante.

#### 6.2.1.4. Site de Chatuzange (alvéole C)

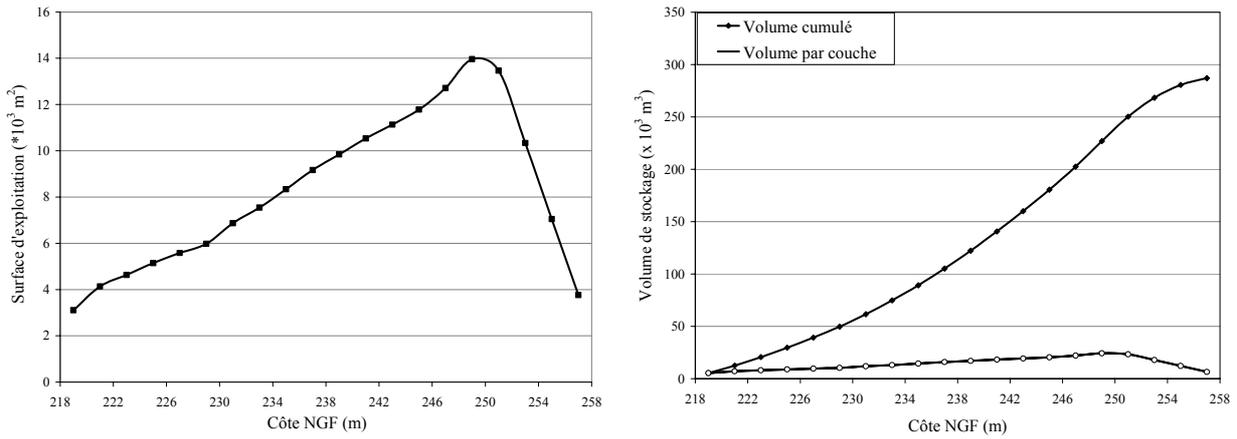
Le suivi détaillé de l'exploitation de l'alvéole C a permis de montrer sur un exemple concret l'influence de l'hypothèse sur l'historique de la montée du remblai de déchets, sujet discuté dans le paragraphe précédent § 6.2.1.3. La construction a lieu en une seule phase. Les tassement sont tracés sur la Figure 6.12 pour 8 plaques de surface installés au sommet de colonnes de hauteur initiale comprise entre 19 et 37 m.



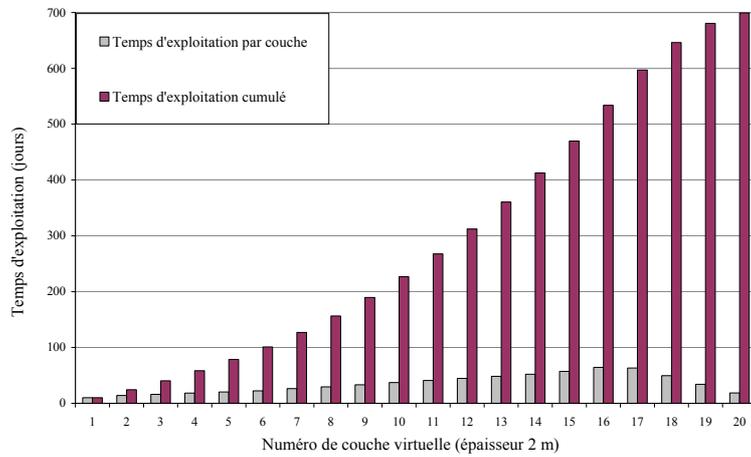
**Figure 6.12** Evolution du tassement en fonction de  $t-t_m^0$  (CSD de Chatuzange ; alvéole C)

La Figure 6.13 (a) corréle la surface exploitée à la côte de l'alvéole compte tenu de sa géométrie et la Figure 6.13 (b) qui s'en déduit indique les volumes de déchet couche par couche et en cumulé, en fonction de la côte supérieure du remblai. Enfin, la Figure 6.14 présente l'historique précis de la montée du déchet tel qu'il est souhaité pour l'application du modèle incrémental ISPM.

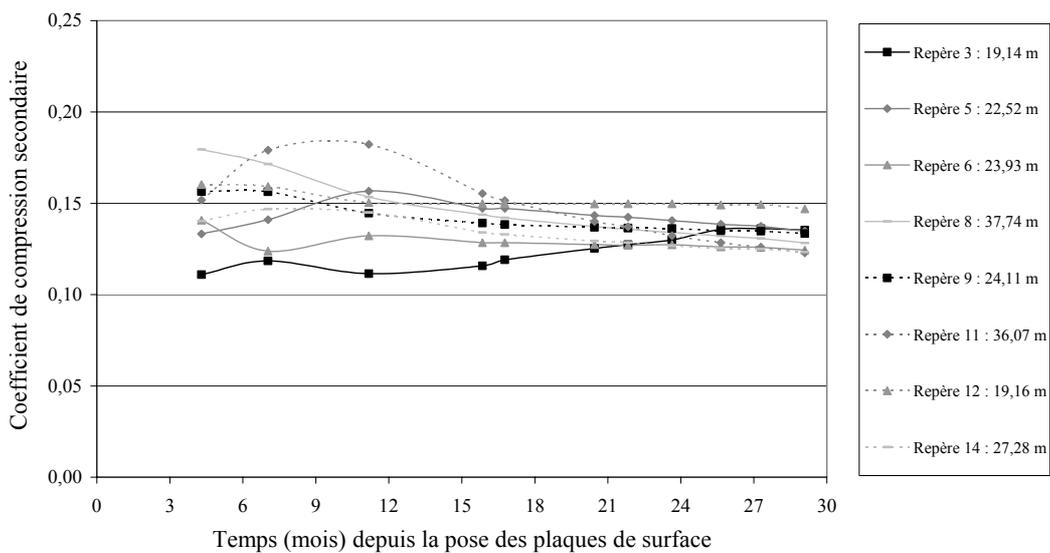
La prise en compte de l'historique de la montée associé aux données de tassement (Figure 6.12) permet d'en déduire l'évolution des coefficients  $C_{\alpha\epsilon}^*$  (Figure 6.15). Après une phase transitoire de quelques mois, les courbes de compressibilité convergent vers un niveau palier particulièrement resserré autour de 0,12 - 0,15.



**Figure 6.13** (a) Surface d'exploitation de l'alvéole en fonction de l'altitude (b) Capacité de stockage volumique de couches 'virtuelles' d'épaisseur initiale  $h_0 = 2$  m en fonction de l'altitude (CSD de Chatuzange, alvéole C)

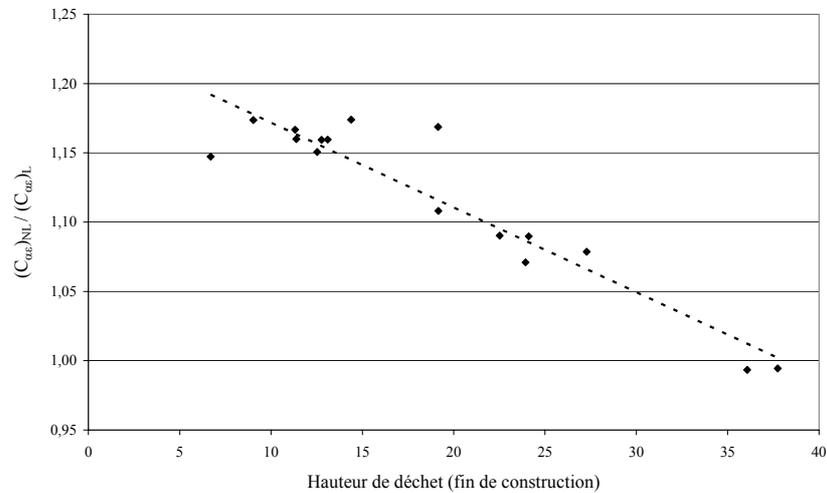


**Figure 6.14** Phasage d'exploitation de l'alvéole C calculé à partir de la capacité de stockage (couche par couche) et des tonnages stockés (CSD de Chatuzange)



**Figure 6.15** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (CSD de Chatuzange, alvéole C)

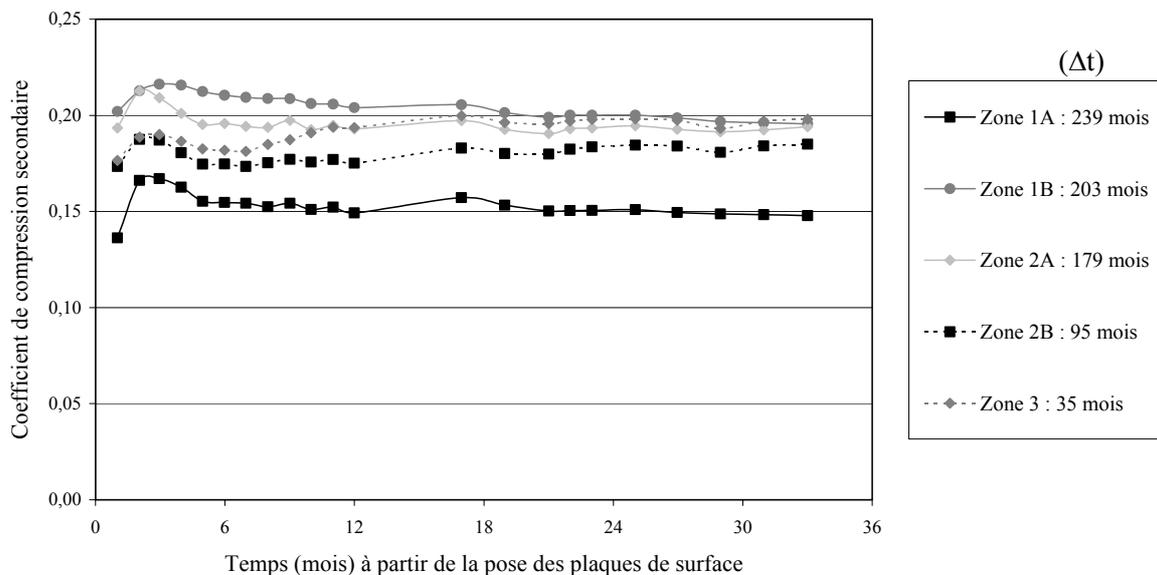
L'hypothèse simplificatrice classique sur l'historique de la montée des déchets consiste à supposer une montée linéaire en fonction du temps (hypothèse L). L'influence sur le coefficient de compression secondaire est illustrée sur la Figure 6.16 en fonction de la hauteur de la colonne de déchet considérée ici à  $t_m^0 + 4,31$  mois.



**Figure 6.16** Influence de l'hypothèse de non linéarité de la montée d'exploitation sur la valeur de  $C_{ae}^*(t_m^1)$  (Alvéole C,  $d(t_m^1)$  : 14/06/2000 ;  $t_m^1 - t_m^0 = 4,31$  mois)

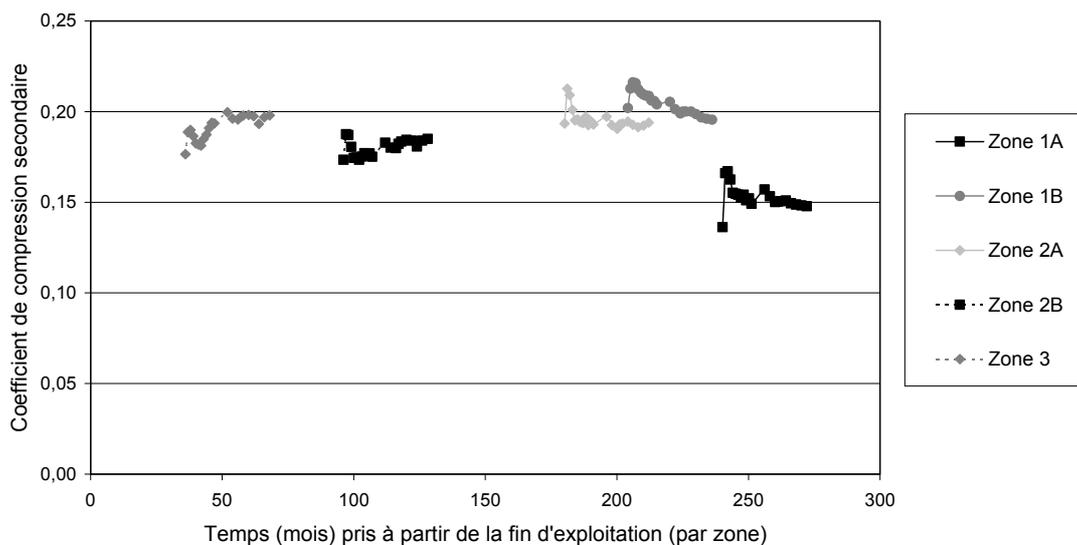
### 6.2.1.5. Site de Montréal (Canada)

Les caractéristiques de ce site sont présentées dans le Chapitre 5 (§ 5.1.6). La hauteur importante de déchets ( $57 < H_n(t_m^0) < 78$  m) et surtout l'âge des déchets (exploitation des 5 zones étudiées de 1968 à 1990) constituent les deux particularités remarquables qui font de ce site un exemple sans doute unique au monde (suivi du tassement de fluage d'un déchet de plus de 20 ans d'âge).

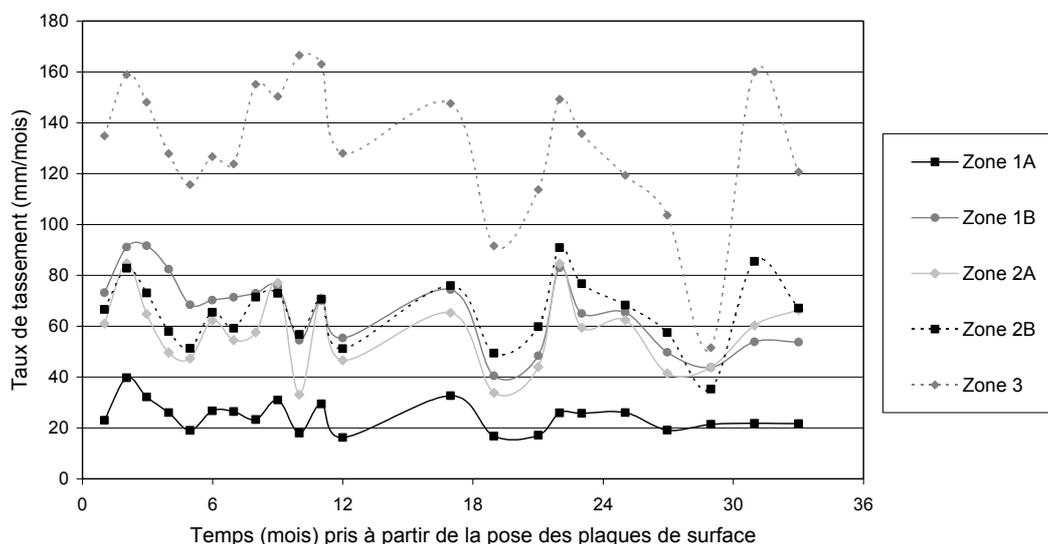


**Figure 6.17** Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction du temps  $t - t_m^0$  (où  $t_m^0 = t_c + \Delta t$ ) (CSD de Montréal)

On observe des valeurs de compressibilité à la fois élevées ( $0,15 < C_{ae}^* < 0,21$ ) et très stables. La zone la plus ancienne A1 ( $\Delta t = t_m^0 - t_c = 239$  mois) présente des valeurs de  $C_{ae}^*$  sensiblement plus faibles que pour les 4 autres zones (0,15 - 0,16 contre 0,18 à 0,21). On n'observe pas pour les autres casiers de décroissance du coefficient de compression secondaire intrinsèque avec l'âge du casier (Figures 6.17 et 6.18).  $C_{ae}^*$  semble donc indépendant du temps, ce qui signifierait que la loi de fluage proposée reste valable sur des périodes atteignant plus de 200 mois. En même temps, les niveaux de compressibilité constants au cours du temps (et plus élevés que les valeurs généralement rencontrées sur d'autres sites) indiquent que la stabilité des massifs de déchet étudiés est encore loin d'être atteinte.



**Figure 6.18** Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction du temps  $t - t_c$  (CSD de Montréal)



**Figure 6.19** Evolution des taux de tassement en fonction de  $t - t_m^0$  (CSD de Montréal)

La Figure 6.19 représente les taux de tassement mensuels. Ce type de représentation pourrait servir de base à une future analyse des tassements secondaires. En effet, même si  $C_{ae}^*$  tend à se stabiliser au cours du temps, on observe des fluctuations souvent synchrones des tassements des différentes zones étudiées (phénomène observé sur de nombreux sites). Il serait intéressant de

regarder de plus près ces fluctuations pour déterminer si elles résultent de déviations topographiques systématiques ou de phénomènes saisonniers.

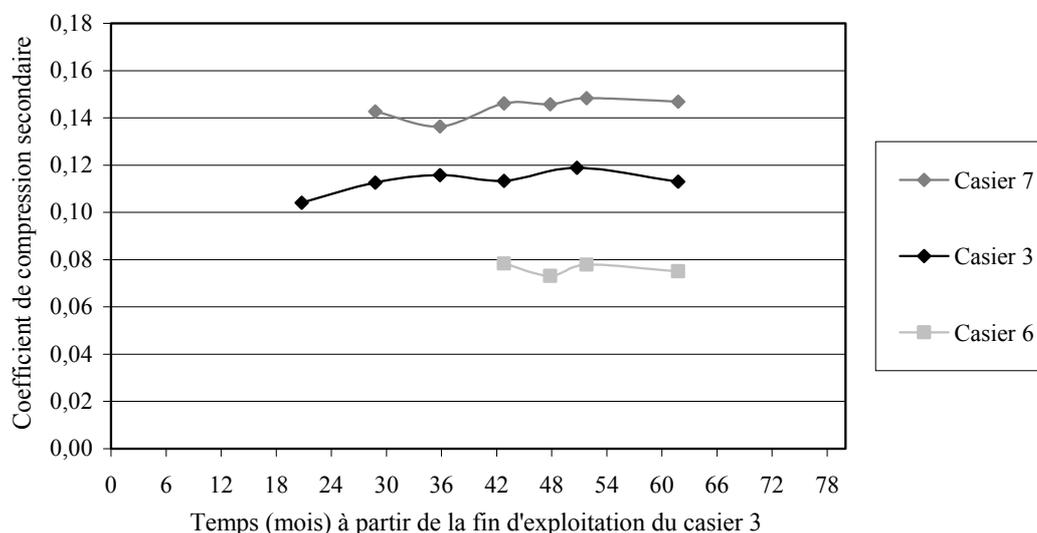
### 6.2.1.6. Site de Novellara (Italie)

Ce site fait l'objet d'une présentation générale en Annexe 2.1. Trois casiers ont été étudiés dont les caractéristiques principales sont rappelées dans le Tableau 6.5. Le déchet stocké est composé en majorité de débris organiques et de papier (entre 58 et 62 %).

**Tableau 6.5** Caractéristiques des casiers 3, 7 et 6 de Novellara [ $d(t_m^0)$  : 01/09/1990]

Casier	Nombre de repères	$H_n(t_c)$ (m)	$\gamma(t_c)$ (kPa)	Exploitation		$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
				Début	Fin				
3	5	9,05	8,20	19/04/88	07/02/90	21,97	6,86	55,00	0,936
7	4	8,20	7,78	08/02/90	22/07/91	17,63	3,40	41,00	1,823
6	4	8,60	8,55	23/07/91	08/06/93	22,87	0	21,76	0,390

Mis à part les repères 8 et 18 (situés sur le flanc sud du casier 3) dont les tassements très faibles sont peu fiables, tous les autres repères (soit 13 au total) ont été inclus dans cette étude. Le suivi topographique a débuté entre 0 et 6,86 mois après la pose de la couverture des casiers respectifs et sa durée s'étale sur 21,76 à 55 mois. En l'absence de données relatives au phasage d'exploitation précis, l'analyse inverse des tassements a été effectuée sur la base d'un taux de montée constant. Les valeurs de compressibilité secondaire sont représentées en fonction du temps sur la Figure 6.20. Elles oscillent entre 0,075 et 0,147 et leurs variations relatives représentées par  $|C_{ae}^*(t_m) - C_{ae}^*(t_m^{ult})| / C_{ae}^*(t_m^{ult})$  s'élèvent sur la période de mesure à 7, 3 et 4 % respectivement pour les casiers 3, 7 et 6.



**Figure 6.20** Evolution des coefficients  $C_{ae}^*$  en fonction de  $[t_m - (t_c)_{cell3}]$  (Novellara, casiers 3, 7 et 6)

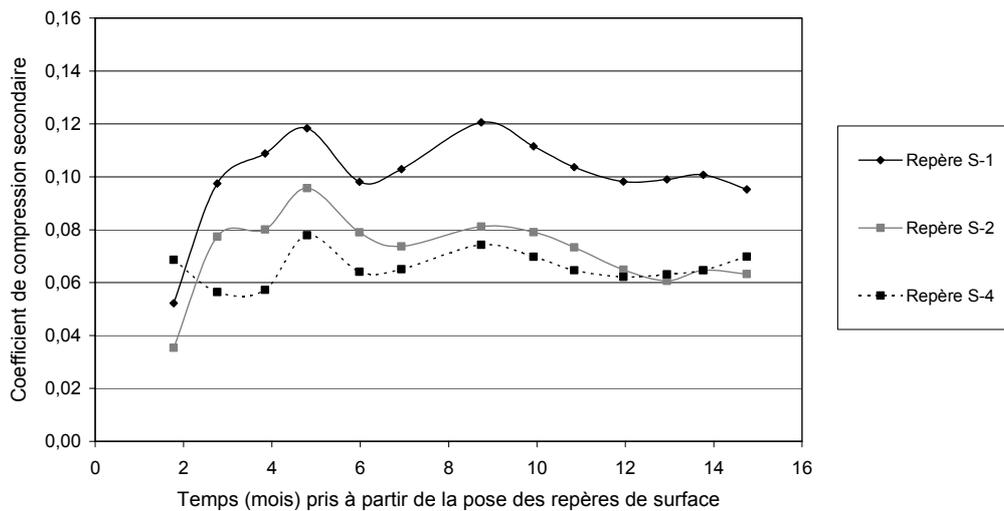
### 6.2.1.7. Site de Collier Road (USA)

Ce site fait l'objet d'une présentation générale en Annexe 2.3. Situé dans le Michigan (USA), le CSD de Collier Road a reçu des déchets ménagers et DIB de 1969 à 1984. Cinq repères topographiques de surface ont été disposés en février 1985, dont 3 (S-1, S-2 et S-4) peuvent être considérées non affectés par le rechargement d'une zone voisine. Le suivi des repères s'est

prolongé jusqu'en mai 1986. Une analyse inverse a été effectuée à partir des données fournies par Dodt et al. (1988), en dépit de plusieurs incertitudes sur les données.

**Tableau 6.6** Caractéristiques du suivi topographique du site de Collier Road [ $t_c \cong 15$  ans ;  $H_n(t_c) \cong 15$  m ;  $d(t_m^{ult})$  : 15/05/1986]

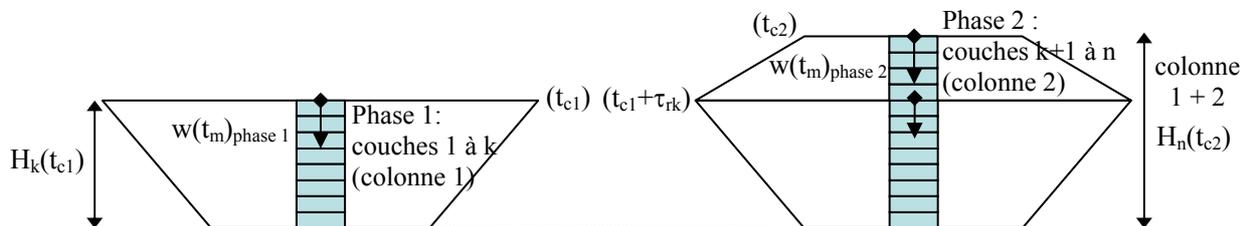
Repère	Distance recharge (m)	$d(t_m^0)$ (jj/mm/aa)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$C_{ae}^*(t_m^2)$ (2,76 mois)	$C_{ae}^*(t_m^{ult})$ (14,75 mois)	$C_{ae}^*(t_m^2) / C_{ae}^*(t_m^{ult})$
S-1	125	20/02/1985	14,75	0,128	0,095	0,093	1,02
S-2	65	20/02/1985	14,75	0,082	0,076	0,062	1,22
S-4	82	20/02/1985	14,75	0,091	0,055	0,068	0,81



**Figure 6.21** Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (CSD de Collier Road)

### 6.2.2. Couplage des tassements de surface et des tassements internes (construction en 2 phases)

Dans le but d'illustrer la flexibilité du modèle ISPM, 2 applications correspondant à des exploitations en 2 phases (phase 1 : mise en place des couches 1 à k ; phase 2 : mise en place des couches k+1 à n) séparées par une période de repos  $\tau_{rk}$  ont été considérées (Figure 6.22).



**Figure 6.22** Schéma d'une exploitation de casier en 2 phases séparées par un temps de repos

Nous venons de montrer que le coefficient de tassement secondaire  $C_{ae}^*$  tendait à se stabiliser après une phase transitoire (§ 6.2.1). Une seconde hypothèse importante du modèle est que  $C_{ae}^*$  est indépendant de la surcharge (vitesse de fluage indépendante de la profondeur pour une même

durée). La construction en 2 phases, colonne 1 inférieure et colonne 2 supérieure va permettre de tester la validité de cette hypothèse :

- Cas (a) : le tassement de la colonne 1 (inférieure) est suivi pendant la phase de repos suivant sa construction (phase 1) et aussi pendant la phase 2 de rechargement grâce à l'installation de capteurs internes au sommet de la colonne 1.
- Cas (b) : le tassement de la colonne 1 (inférieure) est suivi uniquement pendant la phase de repos suivant la construction de la phase 1. Dans ce cas, on tentera d'utiliser le suivi des tassements de surface des colonnes 1 + 2 en fin de construction de la colonne 2 pour en déduire une influence de la colonne 2 sur la colonne 1.

Les exemples présentés ci-dessous se référeront aux cas (a) ou (b) ou encore à une comparaison des deux cas.

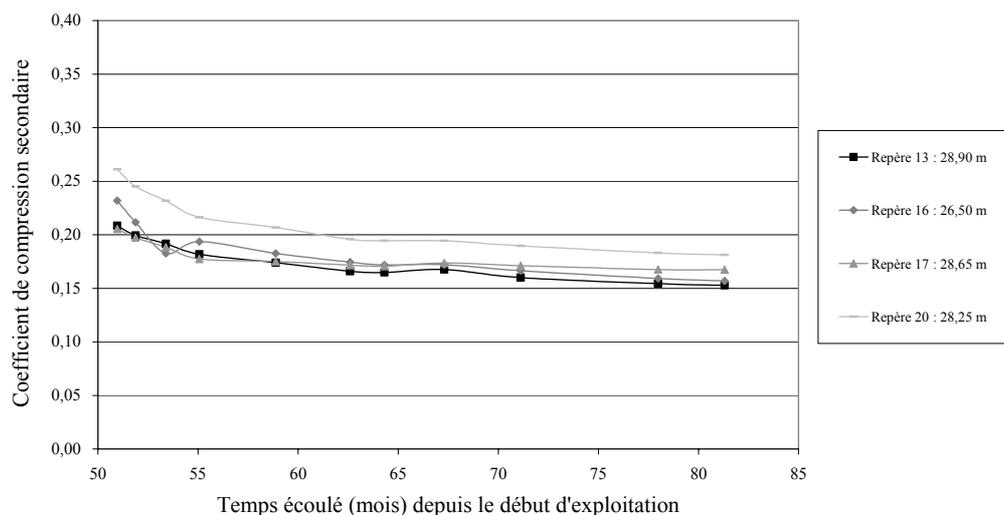
### 6.2.2.1. Site de Chatuzange (alvéoles AA' et A''B)

#### ➤ Alvéole AA' :

Nous sommes dans les conditions du cas (b) : aucune mesure interne de tassement n'est effectuée à l'interface entre la colonne 1 et la colonne 2.

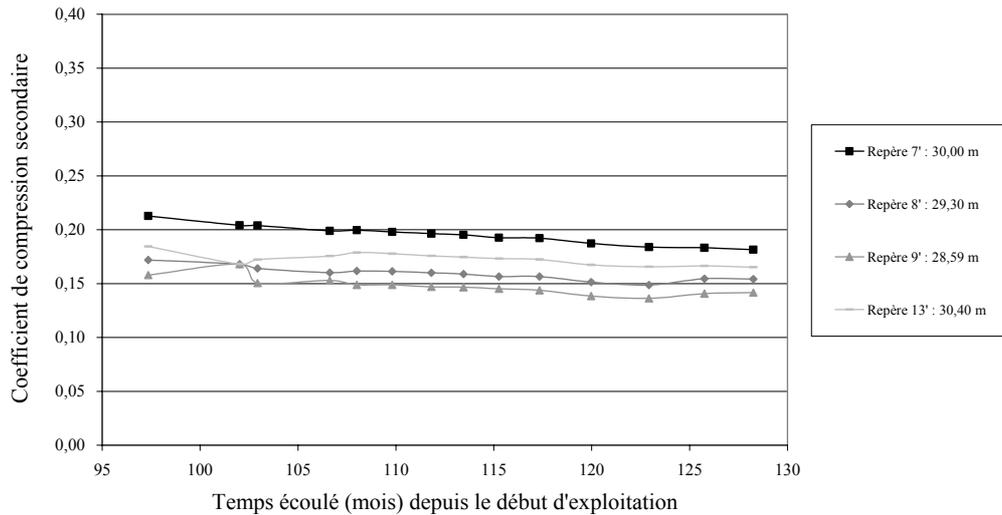
La construction de la colonne 1 (inférieure) est terminée pour  $t_{c1} = 35$  mois. Après un temps de repos  $\tau_{rk} = 42$  mois, la construction de la colonne 2 (supérieure) est achevée après  $t_{c2} = 89$  mois. Nous disposons des tassements de surface pendant la phase 1 pour la colonne 1 et après la fin de la construction pour la colonne 1 + 2.

La détermination de  $C_{ac}^*$  se base comme au § 6.2.1 sur une rétro-analyse à partir des valeurs de tassement et de l'historique du chargement. L'évolution de  $C_{ac}^*$  pour la colonne 1 a été représentée sur la Figure 6.23 pendant la phase 1 (sans surcharge) jusqu'au temps absolu  $t = 82$  mois (depuis le début d'exploitation de la colonne en décembre 1992).



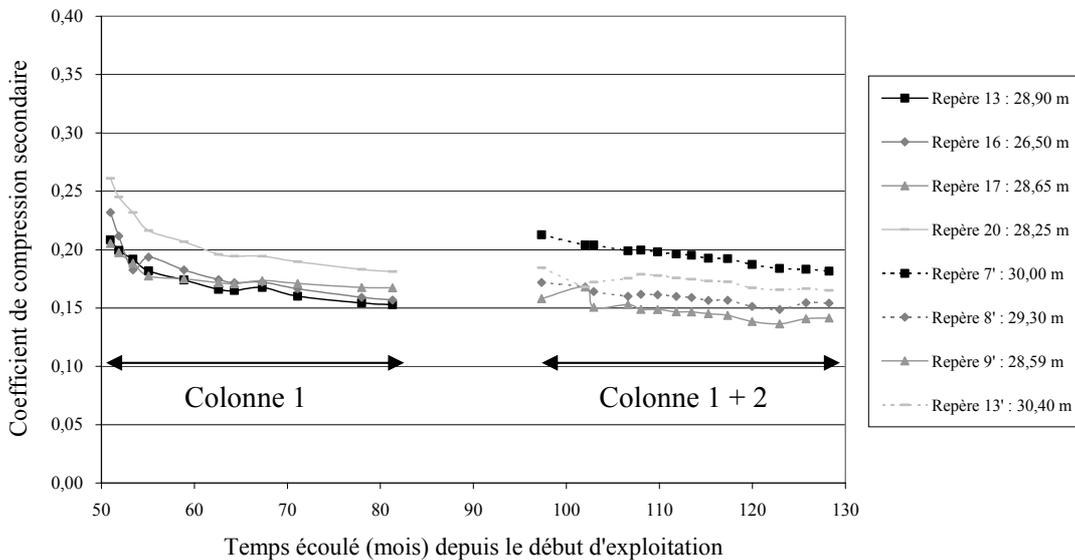
**Figure 6.23** Evolution du coefficient ( $C_{ac}^*$ )<sub>colonne 1</sub> en fonction du temps  $t$  depuis le début d'exploitation de l'alvéole AA' (suivi topographique sur couverture provisoire :  $t_{c1} = 35$  mois)

Sur la Figure 6.24, on a représenté l'évolution de  $C_{ac}^*$  pour la colonne 1 + 2 après la fin de construction de la colonne 2.



**Figure 6.24** Evolution du coefficient ( $C_{ac}^*$ )<sub>colonne 1 + 2</sub> en fonction du temps t depuis le début d'exploitation de l'alvéole AA' (suivi topographique sur couverture définitive :  $t_{c2} = 89$  mois)

Sur la Figure 6.25 enfin, on a regroupé sur un même diagramme avec la même origine des temps (décembre 1992) l'évolution de ( $C_{ac}^*$ )<sub>colonne 1</sub> pour  $t \leq 82$  mois et ( $C_{ac}^*$ )<sub>colonne 1 + 2</sub> pour  $t > 97$  mois. On constate une bonne compatibilité entre les valeurs de  $C_{ac}^*$  pour les 2 phases (sauf peut-être pour le repère 7'). Sans être totalement démonstrative, cette constatation conforte le concept d'un coefficient  $C_{ac}^*$  peu dépendant de la surcharge.



**Figure 6.25** Evolution du coefficient  $C_{ac}^*$  en fonction du temps t depuis le début d'exploitation de l'alvéole AA' (suivi topographique sur couverture provisoire et couverture définitive)

➤ Alvéole A''B :

Le repérage topographique de surface de cette alvéole a permis d'appliquer la même démarche que pour l'alvéole AA'. Nous sommes donc toujours dans les hypothèses du cas (b).

Des plaques de surface ont été installées provisoirement à l'issue de la première phase d'exploitation. Elles ont été enlevées par la suite lors du début du rechargement en déchet de la

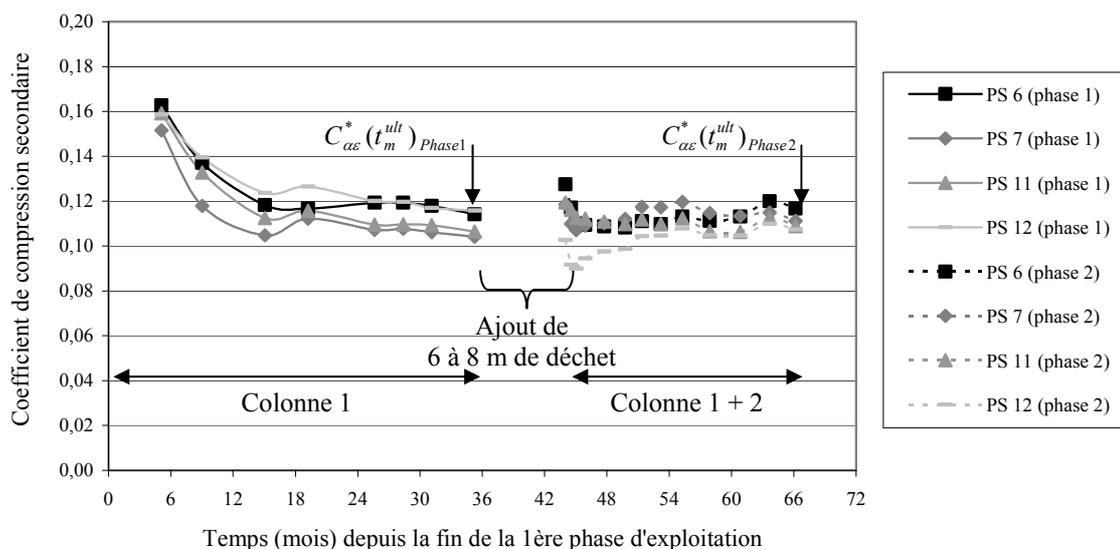
zone, puis ré-installées au droit de la position initiale (x, y) en tête de colonne (juste en dessous de la couverture finale) en utilisant la même numérotation de référence. Compte tenu de la forme particulière du casier en terrasses, les hauteurs de déchet varient de manière assez importante en fonction de la position horizontale de chaque plaque. Seules les plaques centrales 06, 07, 11 et 12 (correspondant à la hauteur maxi de déchet) ont été intégrées à la présente analyse. Les caractéristiques précises des 4 colonnes considérées sont consignées dans le Tableau 6.7.

Dans les deux cas, les plaques ont été installées sous la couverture ( $h_{c1} \cong 0,75$  m ;  $h_{c2} \cong 1,50$  m). Néanmoins, le levé topographique de référence est intervenu après l'installation de la couverture. Par conséquent, le tassement primaire induit par le poids propre de la couverture n'a pas été pris en compte. Les durées des deux campagnes topographiques représentent respectivement  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{Phase1} = 33,83$  mois et  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{Phase2} = 22,88$  mois.

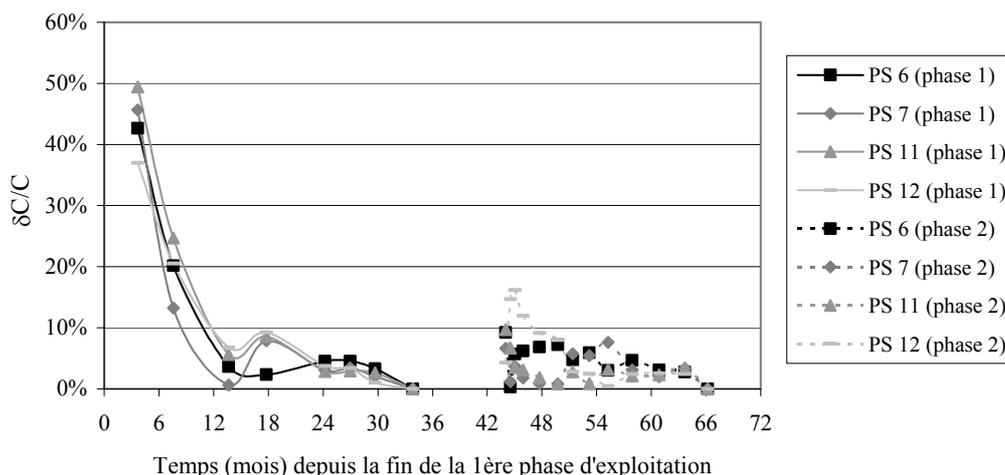
**Tableau 6.7** Caractéristiques des plaques 06, 07, 11 et 12 du casier A''B de Chatuzange [ $d(t_m^{ult})_{Phase1} : 09/01/2001$ ;  $d(t_m^{ult})_{Phase2} : 07/08/2003$ ]

Plaque	Phase d'exploitation n° 1 (colonne 1 inférieure)					Phase d'exploitation n° 2 (colonnes 1 + 2 inf. et sup.)				
	Début	Fin	$t_{c1}$ (mois)	$H_k(t_{c1})$ (m)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	Début	Fin	$t_{c2}$ (mois)	$H_n(t_{c2})$ (m)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
06	22/10/96	01/02/98	15,57	27,12	2,810	20/05/01	17/09/01	58,95	31,25	2,079
07	18/08/96	01/02/98	17,73	31,04	2,781	13/05/01	17/09/01	61,02	35,63	2,232
11	07/11/96	01/02/98	15,03	26,41	2,554	29/04/01	17/09/01	58,36	30,99	1,821
12	03/09/96	01/02/98	17,20	30,30	3,103	29/04/01	17/09/01	60,49	35,14	2,593

La Figure 6.26 est analogue à la Figure 6.25, avec une bonne compatibilité des valeurs de  $C_{ac}^*$  entre la colonne 1 avant surcharge et la colonne 1 + 2. En revanche, les valeurs de  $C_{ac}^*$  au palier sont sensiblement plus faibles. Elles se concentrent dans une gamme assez resserrée ( $0,10 < C_{ac}^* < 0,13$ ) après 14 mois de suivi, leurs variations relatives  $\delta C/C$  n'excédant pas 12 % (Figure 6.27).



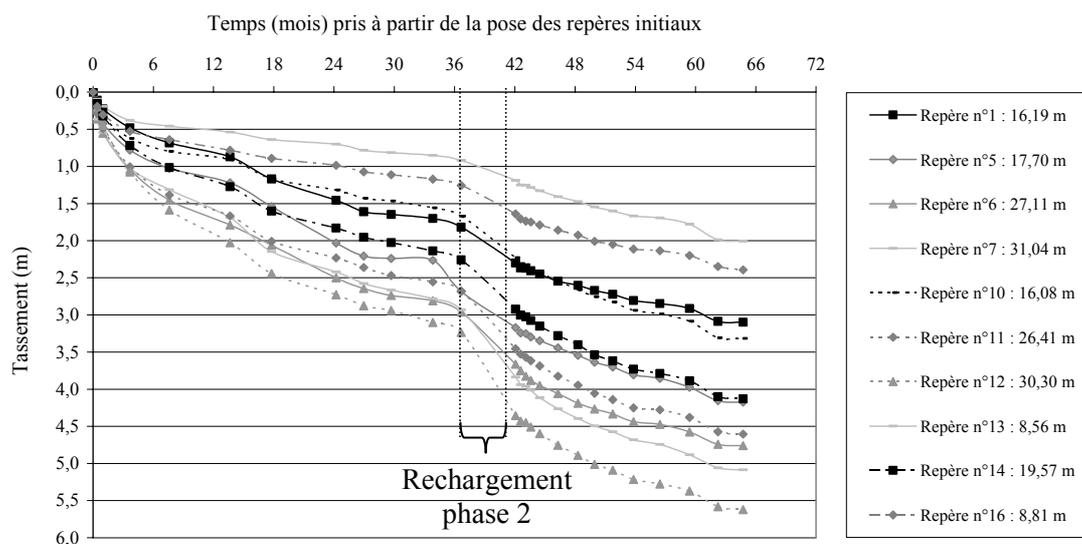
**Figure 6.26** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction de  $[t - (t_c)_{Phase1}]$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; Phase 1 : suivi de la colonne 1 inférieure ; Phase 2 : suivi de la colonne 1 + 2)



**Figure 6.27** Evolution de  $\left| \frac{C_{\alpha\epsilon}^*(t) - C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})}{C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})} \right|$  en fonction du temps  $[t - (t_c)_{Phase 1}]$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; phase 1 : suivi de la colonne 1 inférieure ; phase 2 : suivi de la colonne 1 + 2)

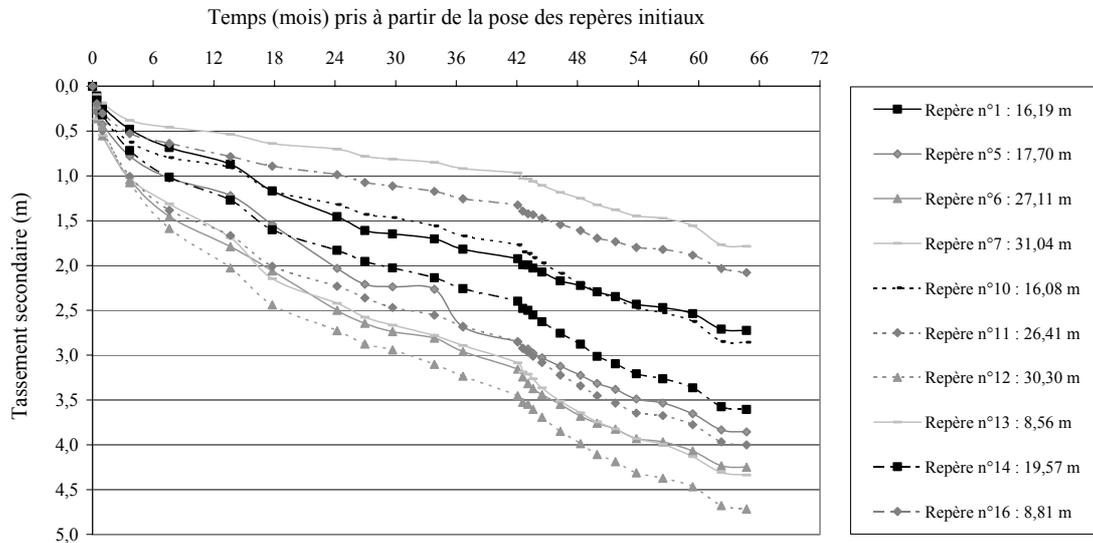
Dans le cas de l'alvéole A''B, le repérage a été complété par des plaques enterrées et des plaques télescopiques placées à l'interface entre la colonne 1 et la colonne 2 (§ 5.3.2.3 et 5.3.2.4). Parmi les cinq plaques télescopiques mise en place, une seule a donné des résultats concluants, doublés par ceux d'une plaque enterrée. Par conséquent, seules les plaques enterrées ont été utilisées pour déterminer les tassements secondaires de la colonne 1 après surcharge par la colonne 2. Les tassements de la colonne 1 ont été obtenus pendant la phase 1 de repos d'exploitation par un repérage topographique classique et après rechargement par la colonne 2 à l'aide de plaques enterrées. Par raccordement des deux types de mesure, on se trouve dans le cas (a) édicté en introduction de § 6.2.2.

La Figure 6.28 illustre l'évolution du tassement au sommet de la colonne 1 (inférieure) avant, pendant et après rechargement. Le rechargement par la colonne 2 (supérieure) induit un tassement primaire (instantané) de la colonne 1. Les valeurs de tassement primaire  $w_k^p$  ont été calculées pour cette alvéole en § 6.1.1.



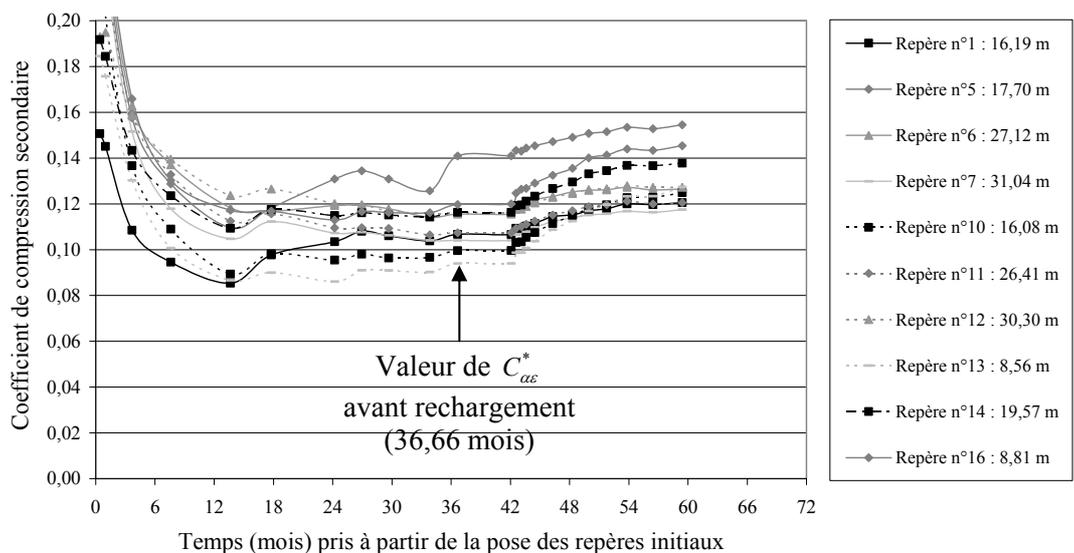
**Figure 6.28** Evolution du tassement total de la colonne de déchet 1 inférieure en fonction du temps  $[t - (t_m^0)_{Phase 1}]$  (CSD de Chatuzange, alvéole A''B)

La Figure 6.29 illustre, après soustraction du tassement primaire l'évolution du tassement secondaire de la colonne 1 (inférieure). Le résultat est intéressant : si l'on constate une augmentation de la vitesse de tassement après rechargement, celle-ci semble s'estomper avec le temps.

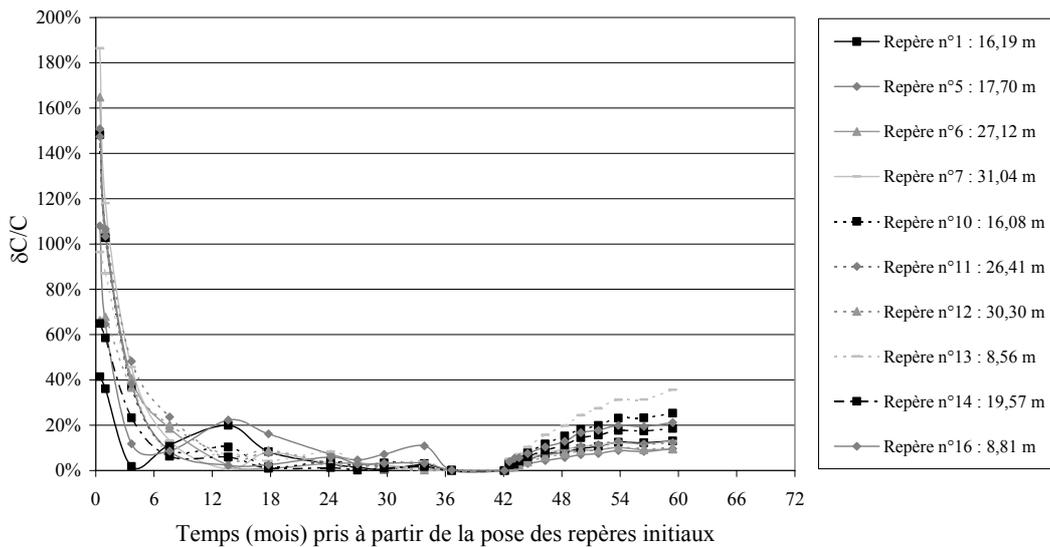


**Figure 6.29** Evolution du tassement secondaire ( $w_n^s$ ) de la colonne de déchet inférieure en fonction du temps  $[t - (t_m^0)_{Phase 1}]$  (CSD de Chatuzange, alvéole A''B)

La Figure 6.30 représente l'évolution correspondante de  $C_{ae}^*$  obtenue par rétro-analyse : le rechargement entraîne une augmentation de  $C_{ae}^*$ . La Figure 6.31 complète l'étude illustrant la variation correspondante  $\delta C/C$  relative à la valeur de  $C_{ae}^*$  avant rechargement. Mis à part le repère 13, on note une évolution à la hausse somme toute modérée de  $C_{ae}^*$ , comprise entre 8 et 25 %.

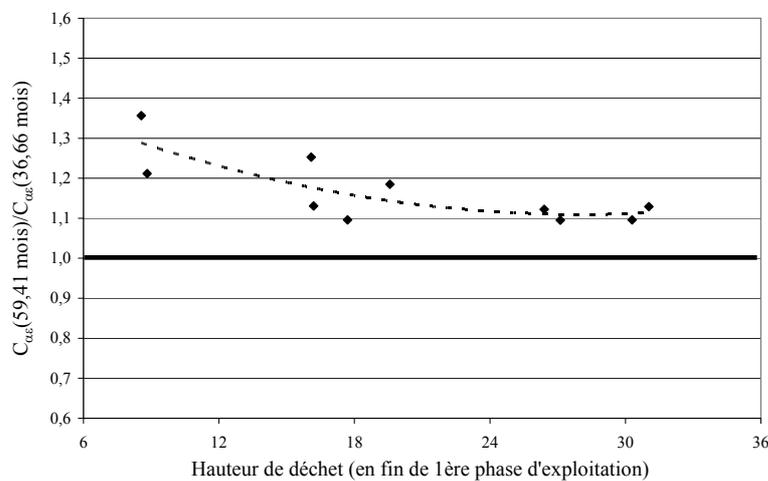


**Figure 6.30** Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction de  $[t - (t_m^0)_{Phase 1}]$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; suivi de la colonne 1 inférieure)



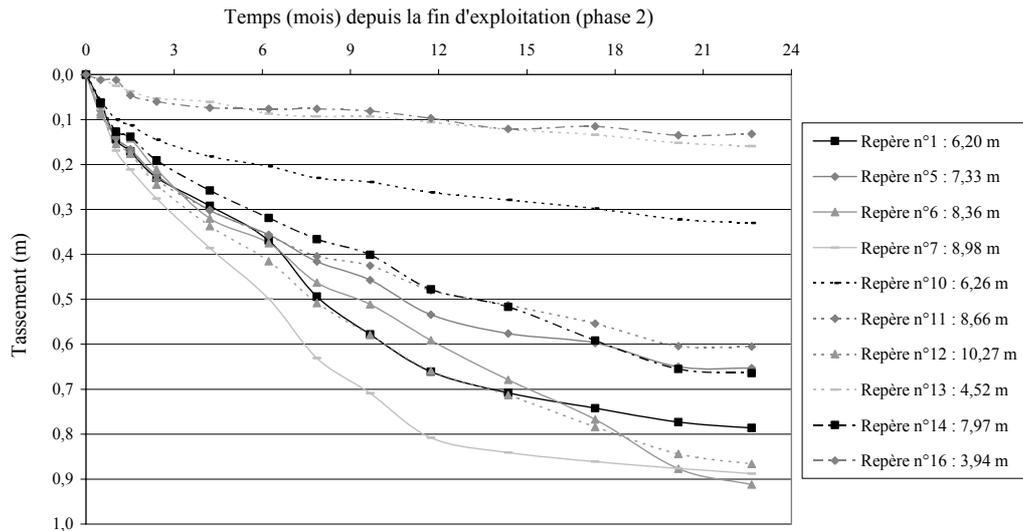
**Figure 6.31** Evolution de  $\left| \frac{C_{ae}^*(t) - C_{ae}^*(36,66 \text{ mois})}{C_{ae}^*(36,66 \text{ mois})} \right|$  en fonction de  $[t - (t_m^0)_{\text{Phase 1}}]$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; suivi de la colonne 1 inférieure)

Le Tableau 6.1 présenté en § 6.1.1 rappelle que ces résultats ont été obtenus pour des hauteurs de colonne 1 inférieure et colonne 2 supérieure très variables ( $7,45 \text{ m} \leq H_k^1 \leq 29,15 \text{ m}$  et  $2,45 \text{ m} \leq H_{n-k}^2 \leq 8,05 \text{ m}$ ). La légère dispersion sur  $C_{ae}^*$  paraît légitime dans ce contexte. A titre indicatif, nous avons cherché une éventuelle relation entre la hauteur de la colonne 1 et la sensibilité de  $C_{ae}^*$  face à un rechargement : il semblerait que les colonnes de hauteur réduite ( $< 10 \text{ m}$ ) soient nettement plus sensibles au rechargement.



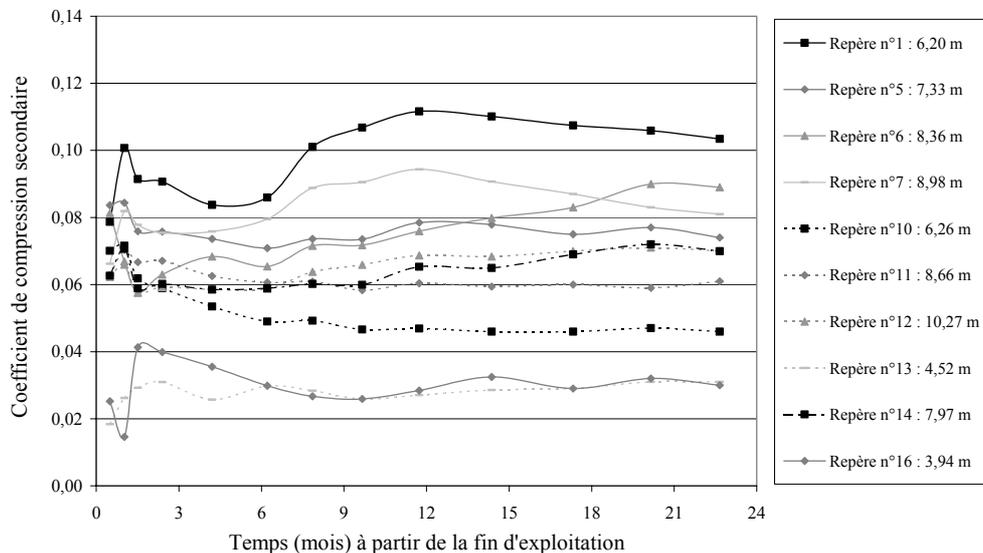
**Figure 6.32** Evolution du rapport  $C_{ae}^*(59,41 \text{ mois})/C_{ae}^*(36,66 \text{ mois})$  caractérisant l'influence du rechargement en fonction de la hauteur de la colonne 1 (CSD de Chatuzange, alvéole A''B, colonne 1 inférieure,  $(t_m^{ult})_{\text{phase1}} = 36,66 \text{ mois}$ )

La présence de plaques enterrées sous la colonne 2 supérieure permet aussi de calculer à partir de la fin de la construction  $(t_c)_{\text{phase2}}$  le tassement secondaire de cette colonne. Les tassements de la colonne 2 supérieure sont présentés sur la Figure 6.33 et les valeurs de  $C_{ae}^*$  obtenues classiquement par rétro-analyse sur la Figure 6.34.



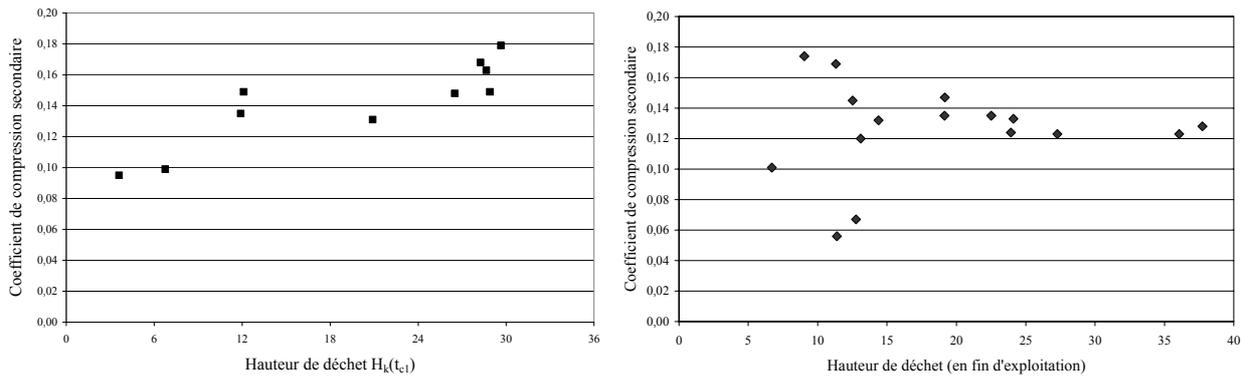
**Figure 6.33** Evolution du tassement de la colonne de déchet 2 supérieure en fonction de  $[t - (t_c)_{Phase 2}]$  (CSD de Chatuzange, alvéole A''B)

On constate que dans ce cas aussi, la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  se stabilise rapidement. Par contre, les valeurs de palier sont très dispersées et la non prise en compte des repères 12, 14 et 16 situés à proximité d'une tête de talus ne suffit pas à resserrer l'écart observé. Par contre, on observera que ces écarts sur la compressibilité de la colonne 2 supérieure ont par compensation peu d'effet sur la compressibilité globale (colonne 1 + 2 : Figure 6.26). Cela montre l'intérêt d'une discrétisation en deux sous-colonnes pour une observation réaliste des phénomènes.

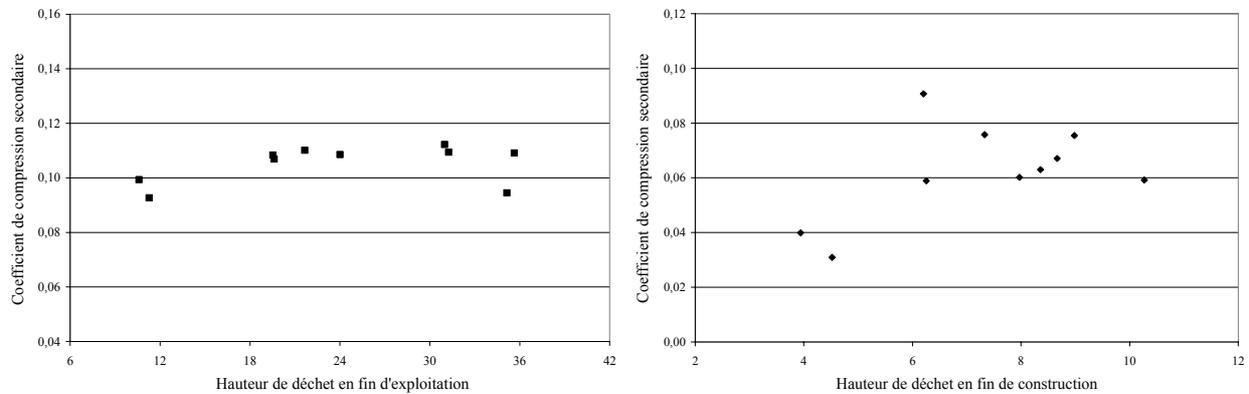


**Figure 6.34** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $[t - (t_c)_{Phase 2}]$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; suivi de la colonne de déchet 2 supérieure)

L'analyse du site de Chatuzange nous a amenés à regarder de plus près l'influence de la hauteur de la colonne considérée (Figures 6.35 et 6.36). La variation de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  avec la hauteur n'apparaît pas clairement, sauf dans le cas de colonnes de faible hauteur pour lesquelles les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  sont presque systématiquement plus faibles.

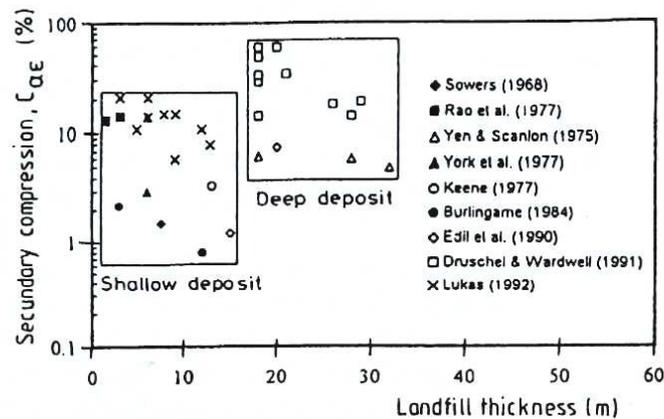


**Figure 6.35** Influence de la hauteur de déchet sur la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$  (CSD de Chatuzange) (a) Alvéole AA' - colonne de déchet 1 inférieure : 10 repères en place après  $t_m^{ult} - t_m^0 = 35,28$  mois (b) Alvéole C : tous repères en place après  $t_m^{ult} - t_m^0 = 29,10$  mois



**Figure 6.36** Influence de la hauteur de déchet sur la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$  (CSD de Chatuzange ; alvéole A''B ; [  $d(t_m^{ult})_{phase2}$  : 07/08/2003 ;  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{phase2}$  = 22,65 mois ] (a) Colonne de déchet 1 + 2 (inférieure + supérieure) (b) Colonne de déchet 2 supérieure

Notons qu'à partir de 31 cas analysés, Manassero et al. (1997) avaient noté la même tendance (Figure 6.37) s'agissant toutefois du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  global de Sowers qui n'est indépendant ni de la géométrie, ni de l'historique du stockage.



**Figure 6.37** Influence de la hauteur de stockage sur les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  (Manassero et al., 1997)

### 6.2.2.2. Site de Lapouyade

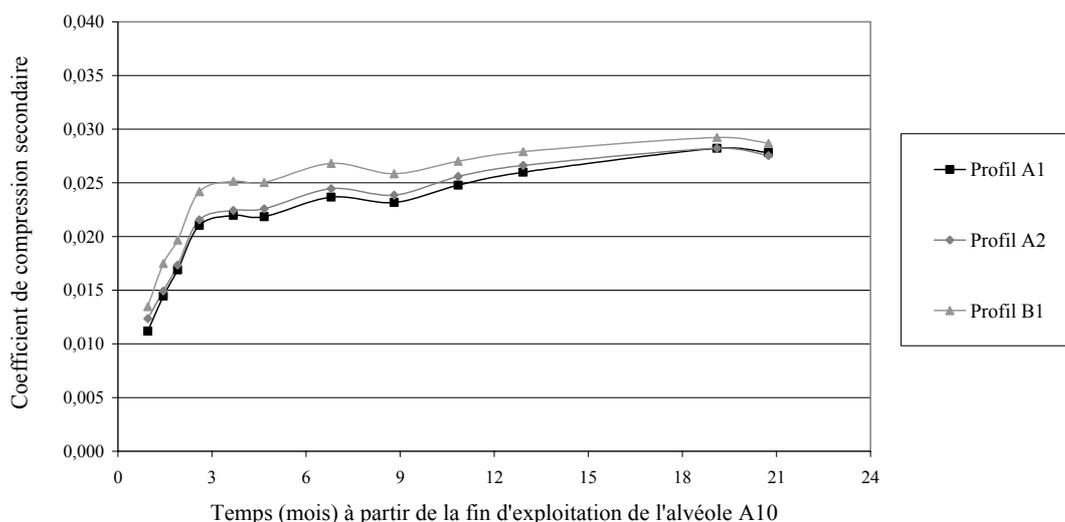
#### ➤ Casier n°2 (alvéoles A7 à A14) :

Le site de Lapouyade a lui aussi fait l'objet d'une construction en 2 phases. Les tassements de surface pour la colonne 1 inférieure avant rechargement et pour la colonne 1 + 2 en fin d'exploitation ont été obtenus à l'aide des repères implantés en surface de casier. L'installation de profilomètres (§ 5.3.2.2) au sommet de la colonne 1 a par ailleurs permis un suivi des tassements de cette dernière après rechargement par la colonne 2. On se trouve donc dans le cas (a) présenté en introduction de § 6.2.2.

Les données de tassement tirées du suivi de la colonne complète ont été exploitées par rétro-analyse pour en déduire les valeurs de  $C_{\alpha\varepsilon}^*$ . Les principales informations concernant l'historique d'exploitation, la géométrie des différentes alvéoles et les tassements sont reportés dans le Tableau 6.8.

**Tableau 6.8** Caractéristiques principales du casier 2 [ $(t_m^{ult} - t_m^0)_{Phase 1} = 20,51$  mois ;  $d(t_m^0)_{Phase 2} : 28/05/2002$  ;  $d(t_m^{ult})_{Phase 2} : 12/08/2003$  ;  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{Phase 2} = 14,50$  mois]

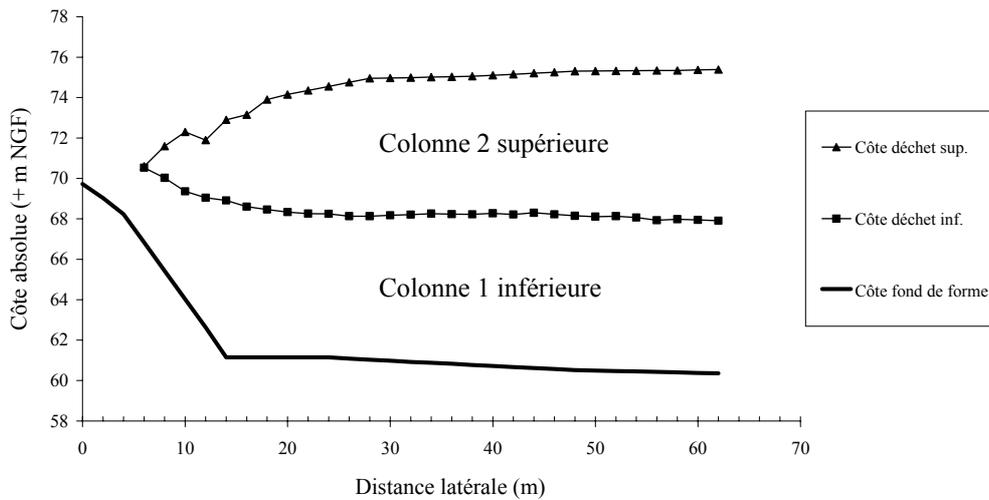
Alvéole	Phase 1		Phase 2									
	Début	Fin	Début	Fin	$t_{c2}$ (mois)	$H_n(t_{c2})$ (m)	$t_m^0 - t_{c2}$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$C_{\alpha\varepsilon}^*$ ( $t_m^0$ )	$C_{\alpha\varepsilon}^*$ ( $t_m^{ult}$ )	$\delta C / C$	
A7	30/09/98	23/12/98	13/09/01	26/10/01	36,89	14,35	7,04	0,543	0,106	0,114	0,06	
A8	24/12/98	17/04/99	27/10/01	11/01/02	36,62	13,73	4,50	0,501	0,089	0,100	0,11	
A9	19/04/99	19/07/99	02/05/01	25/06/01	26,24	15,60	11,08	0,471	0,107	0,102	0,06	
A10	19/07/99	18/10/99	20/07/01	12/09/01	25,84	13,31	8,48	0,439	0,101	0,102	0,01	
A11	19/10/99	31/12/99	24/08/00	09/10/00	11,70	13,79	19,59	0,543	0,151	0,148	0,02	
A12	03/01/00	07/04/00	01/03/01	30/04/01	15,88	11,38	12,92	0,443	0,122	0,119	0,02	
A13	05/04/00	14/06/00	21/12/00	28/02/01	10,82	11,98	14,93	0,330	0,092	0,096	0,04	
A14	15/06/00	28/08/00	26/06/01	28/07/01	13,41	9,96	9,99	0,268	0,072	0,089	0,19	



**Figure 6.38** Evolution de  $C_{\alpha\varepsilon}^*$  en fonction de  $t - t_c$  (CSD de Lapouyade ; casier n° 2 ; alvéole A10 ; colonne 1 inférieure non surchargée : phase 1)

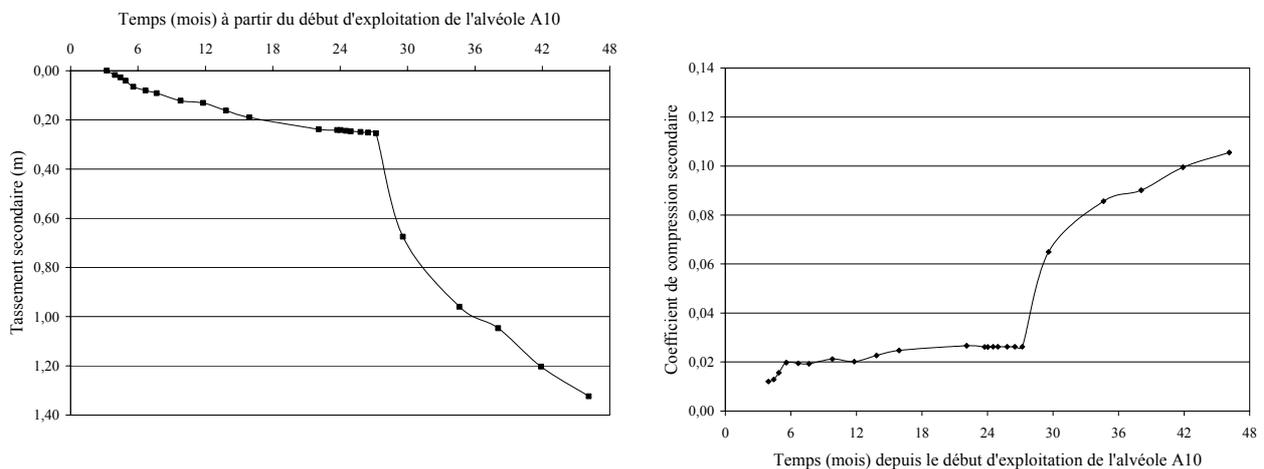
Commençons par étudier le tassement secondaire de la colonne 1 inférieure de l'alvéole A10 jusqu'à son rechargement. Sa hauteur initiale est de l'ordre de 7,80 m. Considérant les 3 profils de surface A1, A2 et B1 suivis au cours d'une période  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{Phase 1} = 20,51$  mois, un tassement moyen de 27 cm a été mesuré. Ainsi qu'illustré sur la Figure 6.38, cela se traduit par des valeurs de compressibilité  $C_{ac}^*$  très faibles, s'élevant d'abord de 0,013 à 0,022 (au cours des trois premiers mois de suivi) avant d'augmenter plus lentement jusqu'à 0,029.

La Figure 6.39 représente la géométrie de l'alvéole A10, incluant l'interface entre la colonne 1 inférieure et la colonne 2 supérieure d'épaisseur 4 à 6 m. Grâce aux trois profilomètres placés au sommet de la colonne 1 inférieure (alvéoles A10 et A8), on a pu suivre les tassements de la colonne 1 après rechargement.



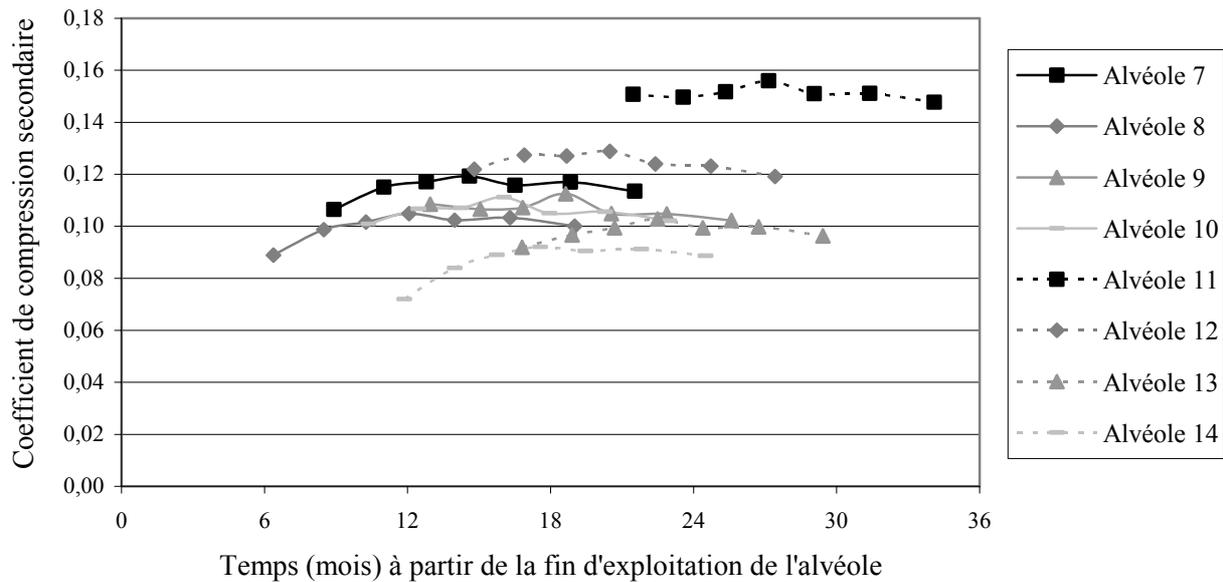
**Figure 6.39** Géométrie de l'alvéole A10 (côtes déchets anciens et déchets jeunes) le long du profilomètre P2 (mesure du 22/10/2001 après la fin d'exploitation de l'alvéole)

Le tassement secondaire lors du rechargement est obtenu par soustraction du tassement primaire, tel que calculé en § 6.1.2 ( $0,14 < C_R^* < 0,16$ ). Sur la Figure 6.40 (a) qui représente le tassement secondaire avant et après rechargement, on constate une forte accélération après rechargement. Par rétro-analyse, le coefficient  $C_{ac}^*$  de la colonne inférieure (Figure 6.40 (b)) voit donc sa valeur augmenter très nettement. La valeur finale de  $C_{ac}^*$  est d'un ordre de grandeur sensiblement égal aux valeurs couramment obtenues sur d'autres sites (rappelons que la valeur initiale avant rechargement était anormalement faible).

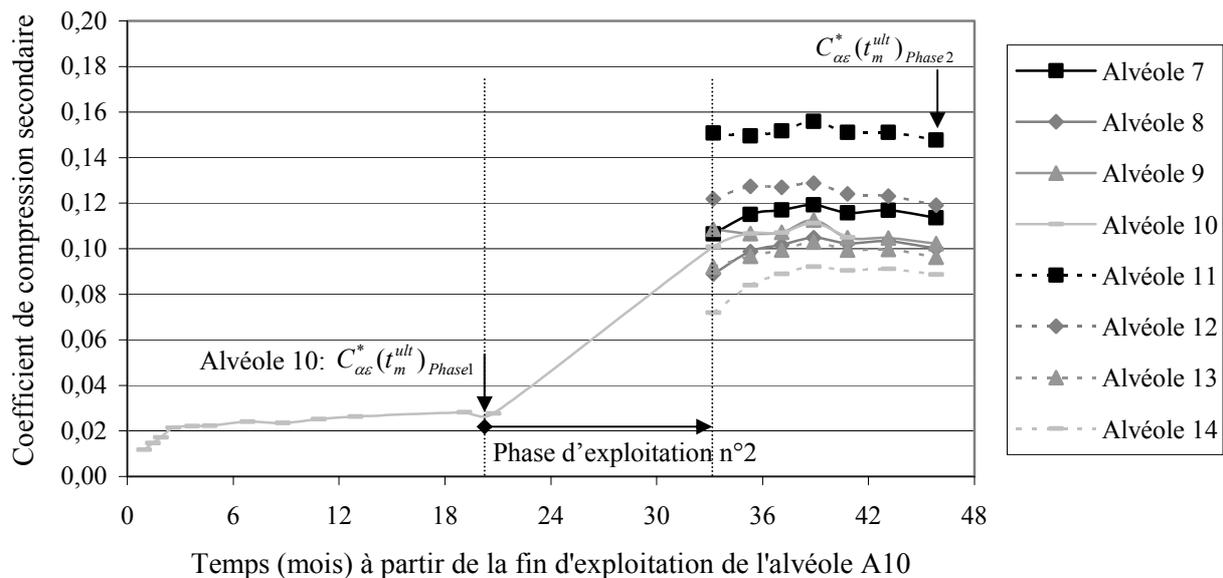


**Figure 6.40** (a) Evolution du tassement secondaire de la colonne 1 inférieure de déchet en fonction du temps t (b) Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de t [Casier n° 2 ; alvéole A10 ; Profil A1 ; (Point 111) ; Profil P3 (+ 28 m) ;  $H_k(t_{c1}) \cong 7,80$  m ;  $H_n(t_{c2}) \cong 13,20$  m]

Après avoir détaillé le comportement de la colonne 1 inférieure de l'alvéole A10 (seule alvéole munie de profilomètres avec A8), nous avons utilisé les mesures de tassement de surface disponibles sur l'ensemble du casier (colonne 1 + 2). Les principales données sont regroupées dans le Tableau 6.8 et l'évolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  (colonne 1 + 2) en fonction du temps est présentée sur la Figure 6.41. On constate que ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles obtenues sur d'autres sites tels que Torcy, Montech, Novellara ou encore Chatuzange (sauf alvéole AA').



**Figure 6.41** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps ( $t - t_c$ ) (CSD de Lapouyade, casier n° 2)



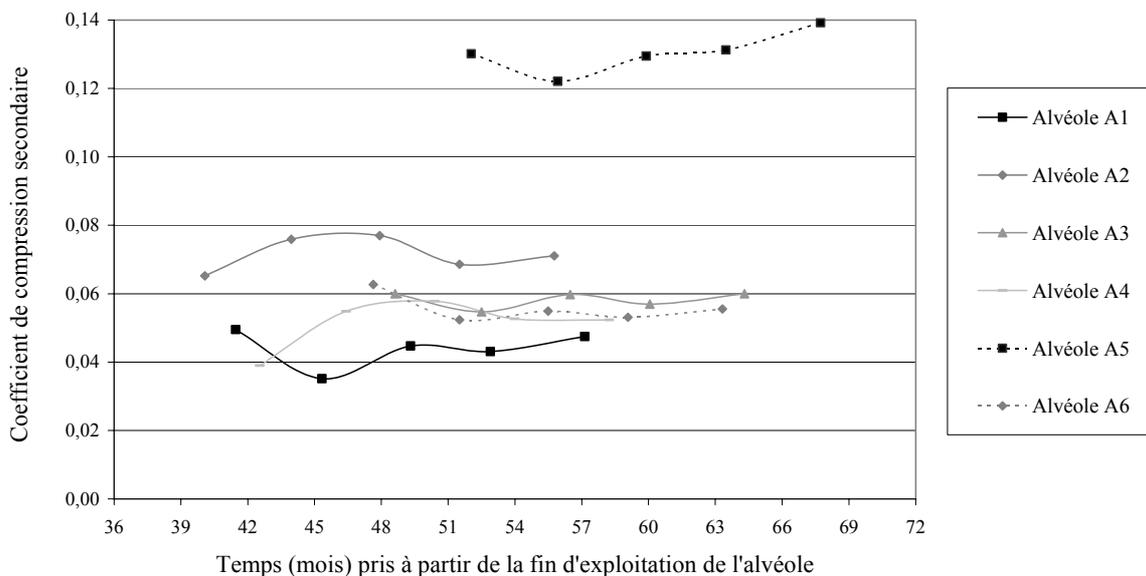
**Figure 6.42** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps [ $t - (t_c)_{A10}$ ] (CSD de Lapouyade, casier n° 2)

Sur la Figure 6.42, nous avons repris ces résultats en leur associant le résultat obtenu sur la colonne 1 inférieure avant rechargement. L'écart observé sur  $C_{\alpha\epsilon}^*$  (valeurs avant et après rechargement) reste tout à fait étonnant (et unique). Il est directement lié à la très faible compressibilité observée pour la colonne 1 de déchet avant rechargement.

Curieusement, ce phénomène ne se retrouve pas après rechargement,  $C_{\alpha\epsilon}^*$  (colonne 1 + 2) s'établissant alors dans la gamme standard, comme si la structure du déchet s'était effondrée sous l'effet du rechargement et avait retrouvé une structure plus habituelle. Mais rien ne permet de justifier à l'heure actuelle un tel comportement, ni la valeur élevée du compactage initial, ni la recharge (colonne 2) proportionnellement importante vis-à-vis de la contrainte initiale.

➤ Casier n°1 (alvéoles A1 à A6) :

A titre complémentaire, l'évolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  pour la colonne 1 + 2 du casier n° 1 (alvéoles A1 à A6) est représentée sur la Figure 6.43. Mis à part l'alvéole A5 dont la cinétique de tassement est exceptionnellement élevée, on observe des valeurs de compressibilité ( $0,04 < C_{\alpha\epsilon}^* < 0,08$ ) s'établissant à un niveau sensiblement inférieur à celles du casier n°2.



**Figure 6.43** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps ( $t - t_c$ ) (CSD de Lapouyade, casier n° 1)

### 6.2.3. Conclusion sur le tassement secondaire

Le Tableau 6.9 reprend l'ensemble des valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  déterminées à partir du modèle ISPM et d'une analyse détaillée des mesures sur site. Ce tableau reprend aussi les valeurs associées importantes : temps de construction ( $t_c$ ), hauteur de la colonne de déchet  $H_n(t_c)$  et période de mesure  $[t_m^0 - t_c ; t_m^{ult} - t_m^0]$ .

Nous avons élargi l'étude à des sites que nous n'avons pas suivi directement mais pour lesquels nous avons pu disposer des éléments nécessaires à l'interprétation.

**Tableau 6.9** Synthèse des valeurs de compressibilité tirées de sites en vrai grandeur

Site	Zonage	$H_n(t_c)$ (m)	$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$(C_{ae}^*)_{moy}$	Commentaires
Torcy	zone 3	15	60	0	42	0,11 - 0,13	
Chatuzange	AA' (inf)	26 - 30	35	3	35	0,15 - 0,20	Topo colonne 1
	AA' (total)	28 - 31	89	2	38	0,14 - 0,20	Topo colonne 1+2
	A''B (inf)	8 - 31	17	1	36	0,09 - 0,12	Topo colonne 1
	A''B (sup)	4 - 10	5	0	23	0,03 - 0,11	Topo colonne 2
	A''B (total)	31 - 35	60	0	23	0,10 - 0,12	Topo colonne 1+2
	C	19 - 38	23	0	36	0,11 - 0,16	
Lapouyade	casier 1	8 - 13	6 - 13	34 - 46	21	0,04 - 0,13	Topo colonne 1+2
	A10 (inf.)	8	3	0	21	0,02 - 0,03	Topo colonne 1
	casier 2	8 - 16	2 - 37	4 - 20	14	0,09 - 0,15	Topo colonne 1+2
Montech	tous casiers	20 - 22	4 - 23	6 - 52	26 - 74	0,07 - 0,11	
Lons-le-Saunier	UT 1-2	10	41	2	22	0,03 - 0,09	Recirculation
Montréal	1A	58 <sup>1</sup>	60	239	33 <sup>2</sup>	0,15	
	1B	67 <sup>1</sup>	36	203	33 <sup>2</sup>	0,20	
	2A	67 <sup>1</sup>	60	179	33 <sup>2</sup>	0,19	
	2B	75 <sup>1</sup>	84	95	33 <sup>2</sup>	0,18	
	3	69 <sup>1</sup>	72	35	33 <sup>2</sup>	0,19	
Lyndhust	zone 'control'	13	26	1	41	0,06 - 0,08	
	zone 'test'	14	26	1	41	0,10	Recirculation
Novellara	casier 3	9	22	7	55	0,10 - 0,12	
	casier 7	8	18	3	41	0,14 - 0,15	
	casier 6	9	23	0	22	0,07 - 0,08	
Sandtown	casier A/B	12	72 - 96	0	154	0,28 - 0,42	Faible compactage Recirculation
Novellara	casiers 3, 7, 6	8 - 9	18 - 23	0 - 7	22 - 55	0,08 - 0,15	Repères latéraux exclus
Beddingham	-	3 - 6	1,5	0	4 - 5	0,06 - 0,14	Repère A exclu
Collier Road	-	15	180	< 12	15	0,06 - 0,10	S-3 et S-5 exclus

<sup>1</sup>  $H_n(t_m^0) \Rightarrow H_n(t_c)$  inconnu

<sup>2</sup>  $(t_m^{ult} - t_m^0)_{min}$  : durée de suivi minimum incluant l'ensemble des repères  $\Rightarrow (t_m^{ult} - t_m^0)_{max} = 98$  mois

Un certain nombre d'enseignements ont pu être tirés :

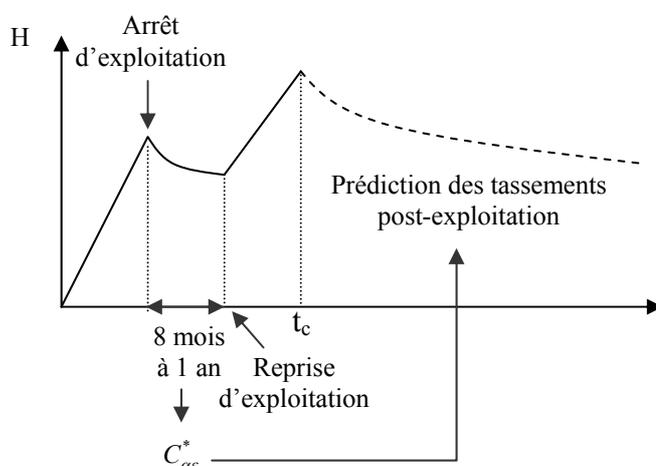
- Le modèle ISPM a permis de déterminer les valeurs du coefficient  $C_{ae}^*$  dans le cas d'historiques de stockage très complexes.
- Après une phase transitoire de quelques mois, le tassement secondaire tend dans tous les cas à suivre une loi à  $C_{ae}^*$  constant. Des valeurs de 0,08 à 0,12 représentent une gamme moyenne acceptable.
- Pour une même alvéole, les écarts observés sur  $C_{ae}^*$  dépassent rarement 20 % et pour un même site, les variations d'un casier à l'autre dépassent rarement 50 %.
- La précision sur  $C_{ae}^*$  diminue lorsque la hauteur de déchet reste faible.
- L'influence de la surcharge statique appliquée sur le coefficient  $C_{ae}^*$  nécessite des études complémentaires. Les premiers résultats montrent une influence variable en fonction de

l'état initial et de la hauteur de la colonne, mais cet effet semble s'estomper avec le temps (Chatuzange).

- La recirculation, pour des flux importants de lixiviat, semble entraîner une augmentation de  $C_{ae}^*$ . Cette tendance reste à vérifier à long terme (Lons-le-Saunier).
- Un faible compactage induit des valeurs élevées du coefficient  $C_{ae}^*$  (Sandtown), même si à long terme la relation entre cinétique de biodégradation, porosité, conductivité hydraulique et degré de saturation reste à étudier.
- Sans clore le débat sur le fluage des déchets en conditions monodirectionnelles, l'analyse présentée est à notre connaissance la plus complète de la littérature, non pas par le nombre de sites pris en compte mais par la diversité des conditions envisagées, diversité intégrée à l'analyse grâce à la modélisation proposée séparant les conditions de stockage et la valeur du coefficient  $C_{ae}^*$  intrinsèque au déchet.
- L'obtention de valeurs du coefficient  $C_{ae}^*$  très voisines sur un même site pour des conditions d'historique et de géométrie différente confirme le caractère intrinsèque de  $C_{ae}^*$ , au contraire du coefficient global de Sowers.
- Le lien entre les valeurs de  $C_{ae}^*$  et la nature du déchet n'a pu être mis en évidence de manière satisfaisante. Cela nécessiterait des résultats complémentaires.

Enfin, les résultats tirés des expérimentations de Chatuzange ont révélé des perspectives intéressantes en terme de management opérationnel. En effet, les tassements mesurés avant la phase de rechargement ont permis d'obtenir des valeurs de  $C_{ae}^*$  voisines des valeurs tirées de la seconde campagne de mesure en fin de stockage (colonne 1 + 2). Par conséquent, les valeurs initiales de  $C_{ae}^*$  auraient pu être utilisées par anticipation pour prédire le tassement de la colonne complète et ainsi permettre d'évaluer le niveau final de la couverture.

Une méthodologie de prédiction pourrait donc être dégagée. Un arrêt de l'exploitation sur tout ou partie d'un casier en exploitation pendant une période de temps supérieure ou égale à 8 mois peut être utilement exploité pour réaliser des mesures topographiques de surface suivant la même démarche qu'en couverture. On peut imaginer que seule une partie du casier est concernée par la phase d'arrêt, l'exploitation se poursuivant sur la surface restante. On peut ainsi déterminer le coefficient de compression secondaire à partir des données sur cette colonne inférieure et réutiliser ultérieurement cette valeur pour l'ensemble de la colonne après fermeture.



**Figure 6.44** Méthode de prévision des tassements post-exploitation à partir d'un suivi topographique intermédiaire en phase de construction



## Chapitre 7. Analyse comparée modèle incrémental – modèle global

### 7.1. Analyse comparée modèle ISPM – modèle de Sowers

#### 7.1.1. Introduction

Le modèle de tassement de Sowers (1973) reste le plus communément utilisé pour la prédiction à long terme des tassements des déchets ménagers et assimilés. Il découle directement de l'application de la théorie oedométrique des sols à des colonnes de déchets multi-métriques. Dans ce modèle, l'évolution de la compression secondaire en fonction du temps dépend d'un coefficient de compression secondaire  $C_{\alpha\epsilon}$  dit 'global' généralement déterminé à partir de mesures de tassement de surface réalisées en période de post-exploitation.

Par comparaison avec le modèle proposé par le *Lirigm* (modèle incrémental ISPM), nous avons montré au Chapitre 3 que ce coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  n'est pas 'intrinsèque' au matériau déchet puisqu'il dépend notamment du temps de construction et de la hauteur de la colonne. Nous nous proposons dans ce chapitre de comparer la déformation (ou tassement relatif) post-exploitation  $\epsilon_{Sowers}$  à la déformation post-exploitation  $\epsilon_{ISPM}$ , ainsi que le coefficient de compression secondaire  $C_{\alpha\epsilon}$  'global' au coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  'intrinsèque'.

Le tassement secondaire post-exploitation s'exprime sous la forme :

➤ Modèle incrémental ISPM (§ 3.6) :

$$[7.1] \quad \epsilon_{ISPM} = \frac{w(t)}{H_n(t_c)} = \frac{w_n^s(t) - w_n^s(t_c)}{nh_0 - w_n^p - w_n^s(t_c)}$$

avec  $w_n^p = \sum_{i=1}^{i_c-1} \Delta h_i^p = h_0 C_R^* X$  où  $X = \log \frac{\prod_{i=1}^{i_c-1} ((n-i)\gamma_0 h_0 + \gamma_c h_c)}{(\sigma_c)^{i_c-1}}$

et  $w_n^s(t) = h_0 C_{\alpha\epsilon}^* Y(t)$  où  $Y(t) = \log \left\{ \frac{t \cdot \prod_{i=1}^{n-1} (t - \sum_{j=1}^i \tau_j - \sum_{j=1}^i \tau_{nj})}{\prod_{i=1}^n \tau_i} \right\}$  pour  $t > t_n$

soit encore :

$$[7.2] \quad \frac{w(t)}{H_n(t_c)} = \frac{C_{\alpha\epsilon}^* (Y(t) - Y(t_c))}{n - C_R^* X - C_{\alpha\epsilon}^* Y(t_c)}$$

➤ Modèle global de Sowers (§ 3.2.2.1) :

$$[7.3] \quad \epsilon_{Sowers} = \frac{w(t)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon} \cdot \log \left( \frac{t - t_0}{t_1 - t_0} \right)$$

Les conventions adoptées ci-dessous pour le modèle de Sowers sont :

- $t = 0$  : début de construction de la colonne de déchet (idem ISPM) ;
- origine des temps  $\Rightarrow t_0 = t_c$  (fin de construction) quoique pour certains auteurs, la définition de  $t_0$  soit différente ;
- origine des tassements secondaires  $\Rightarrow t_1 = t_c + x$  (mois), avec  $x$  variable d'un auteur à l'autre.

On comprend que la formule de Sowers, faisant l'objet de divergences au niveau des paramètres  $t_0$  et  $t_1$ , la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}$  varie pour un même cas en fonction des conventions des auteurs, ce qui rend les comparaisons encore plus malaisées.

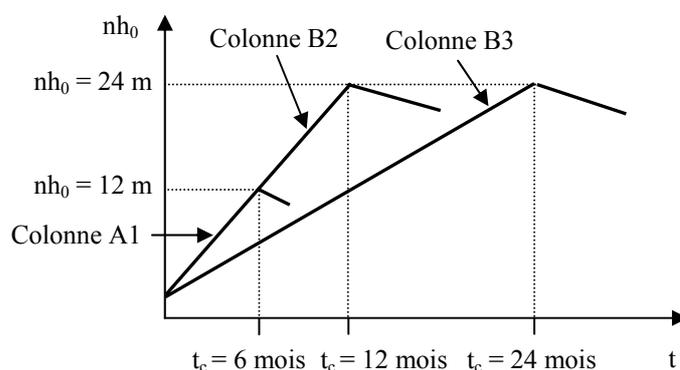
### 7.1.2. Principes et hypothèses de l'analyse paramétrée

Pour la suite de ce chapitre, sauf remarque contraire, le modèle ISPM est considéré comme modèle de référence. Cela signifie que nous considérerons que le comportement en tassement est correctement modélisé par le modèle ISPM à coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  intrinsèque considéré comme indépendant du temps et de la surcharge (nous avons discuté au Chapitre 6 de la validité de ces hypothèses sur  $C_{\alpha\epsilon}^*$ ).

Pour faciliter la démonstration, nous allons considérer les 12 exemples du Tableau 7.1 où les paramètres variables sont la hauteur de la colonne de déchet (hauteur virtuelle  $nh_0 = 12, 24, 36$  m) et le temps de construction ( $t_c = 6, 12, 24$  et  $36$  mois) ou alternativement la vitesse d'exploitation virtuelle ( $nh_0 / t_c$ ).

**Tableau 7.1** Caractéristiques des 12 colonnes étudiées

Caractéristiques	Unité	A				B				C			
Hauteur virtuelle initiale ( $nh_0$ )	m	12				24				36			
Colonne	-	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4
Temps de construction ( $t_n$ )	mois	6	12	24	36	6	12	24	36	6	12	24	36
Vitesse d'exploitation virtuelle ( $nh_0 / t_n$ )	m/mois	2	1	0,5	0,25	4	2	1	0,67	6	3	1,5	1



**Figure 7.1** Illustration des 3 colonnes A1, B2 et B3.

Par souci de clarté, les colonnes de déchets considérées précédemment seront caractérisées en outre par :

- une montée d'exploitation à vitesse constante  $\Rightarrow \tau_i = \tau = t_n/n$

- l'absence de période de repos d'exploitation  $\Rightarrow \tau_{ri} = 0$
- une couverte définitive mise en place instantanément  $\Rightarrow t_c = t_n$

De manière à permettre des applications numériques, les paramètres suivants seront fixés une fois pour toute :  $C_R^* = 0,20$  ;  $\gamma_0 = 8 \text{ kN/m}^3$  ;  $q = \gamma_c h_c = 18 \text{ kPa}$  ;  $\sigma_c = 40 \text{ kPa}$  et  $C_{\alpha\varepsilon}^* = 0,08$ .

Compte tenu des hypothèses précédentes, nous allons illustrer l'influence des trois paramètres suivants sur la prédiction des tassements par le modèle de Sowers (1973) :

- le temps de construction de la colonne ( $t_c$ )
- la hauteur 'virtuelle' de la colonne ( $nh_0$ )
- l'origine des tassements secondaires ( $t_1$ )

### 7.1.3. Calibration du coefficient de compression secondaire ( $C_{\alpha\varepsilon}$ )<sub>Sowers</sub>

$C_{\alpha\varepsilon}^*$  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  $C_{\alpha\varepsilon}(t_m)$ .

On recherche la valeur de  $C_{\alpha\varepsilon}$  permettant d'obtenir au temps  $t_m$  le même tassement relatif que pour le modèle ISPM. Par égalisation des expressions [7.2] et [7.3] pour ce temps  $t_m$ , on obtient :

$$[7.4] \quad \varepsilon_{ISPM} = \frac{C_{\alpha\varepsilon}^* [Y(t_m) - Y(t_c)]}{n - C_R^* X - C_{\alpha\varepsilon}^* Y(t_c)} = \varepsilon_{Sowers} = C_{\alpha\varepsilon} \cdot \log \left( \frac{t_m - t_0}{t_1 - t_0} \right)$$

De l'équation [7.4], on déduit le rapport  $R(t_m) = C_{\alpha\varepsilon}(t_m) / C_{\alpha\varepsilon}^*$  en fonction du temps post-exploitation ( $t_m - t_c$ ), avec pour objectif de mettre en évidence la divergence du coefficient de compression secondaire global de Sowers par rapport au coefficient de compression secondaire ISPM.

$$[7.5] \quad R(t_m) = \frac{C_{\alpha\varepsilon}(t_m)}{C_{\alpha\varepsilon}^*} = \frac{Y(t_m) - Y(t_c)}{(n - C_R^* X) / C_{\alpha\varepsilon}^* - Y(t_c)} \cdot \frac{1}{\log \left( \frac{t_m - t_0}{t_1 - t_0} \right)}$$

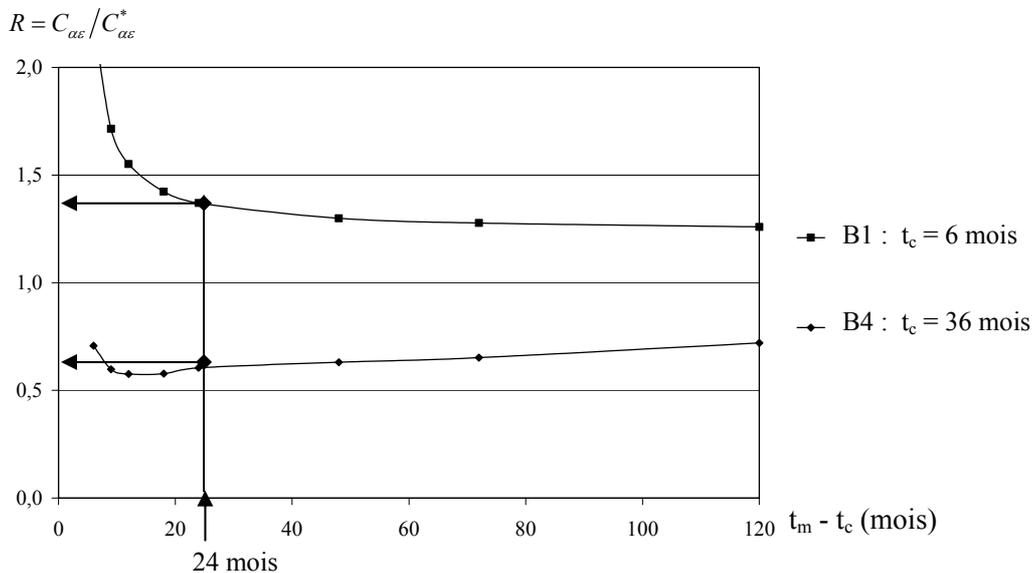
### 7.1.4. Influence du temps de construction ( $t_c$ )

La Figure 7.2 représente l'évolution du rapport  $R = C_{\alpha\varepsilon} / C_{\alpha\varepsilon}^*$  en fonction de  $t_m - t_c$  pour les colonnes B1 et B4 ( $nh_0 = 24 \text{ m}$ ) correspondant à des vitesses de construction de 4 et 0,67 m/mois (équivalent à  $t_c = 6$  et 36 mois).

$C_{\alpha\varepsilon}$  varie au cours du temps. La valeur du temps  $t_m$  utilisé pour la calibration influe sur la valeur de  $C_{\alpha\varepsilon}$  de la loi de Sowers. Une loi à  $C_{\alpha\varepsilon}$  constant ne traduira pas correctement le comportement du déchet en compression secondaire car :

- dans tous les cas, le tassement secondaire modélisé par la formule de Sowers débute à  $t = t_c + x$  mois alors qu'il débute dès la fin de la mise en place de la 1<sup>ère</sup> couche de déchet dans le cas du modèle ISPM et que  $w_{ISPM}$  démarre dès la fin d'exploitation ( $t = t_c$ ).
- $C_{\alpha\varepsilon}$  ne se stabilise à une valeur approximativement constante qu'à l'issue d'un temps assez long.

Notons cependant que le fait que le ratio  $R = C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  soit différent de 1 n'est pas un problème en soi : les deux lois étant distinctes, il n'est pas étonnant d'obtenir des coefficients de compression secondaire différents. Il convient en revanche de ne pas les confondre.



**Figure 7.2** Evolution de  $R = C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $t_m - t_c$  (colonnes B1 et B4 :  $nh_0 = 24 \text{ m} - t_1 = t_c + 3 \text{ mois}$ )

Plus précisément, on remarque que  $C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  (donc  $C_{\alpha\epsilon}$  puisque  $C_{\alpha\epsilon}^*$  est supposé constant) diminue substantiellement lorsque  $t_c$  augmente. Le même constat a été dressé pour les 12 exemples étudiés.

Nous allons maintenant représenter l'évolution des tassements par le modèle ISPM pris pour référence et le modèle de Sowers.

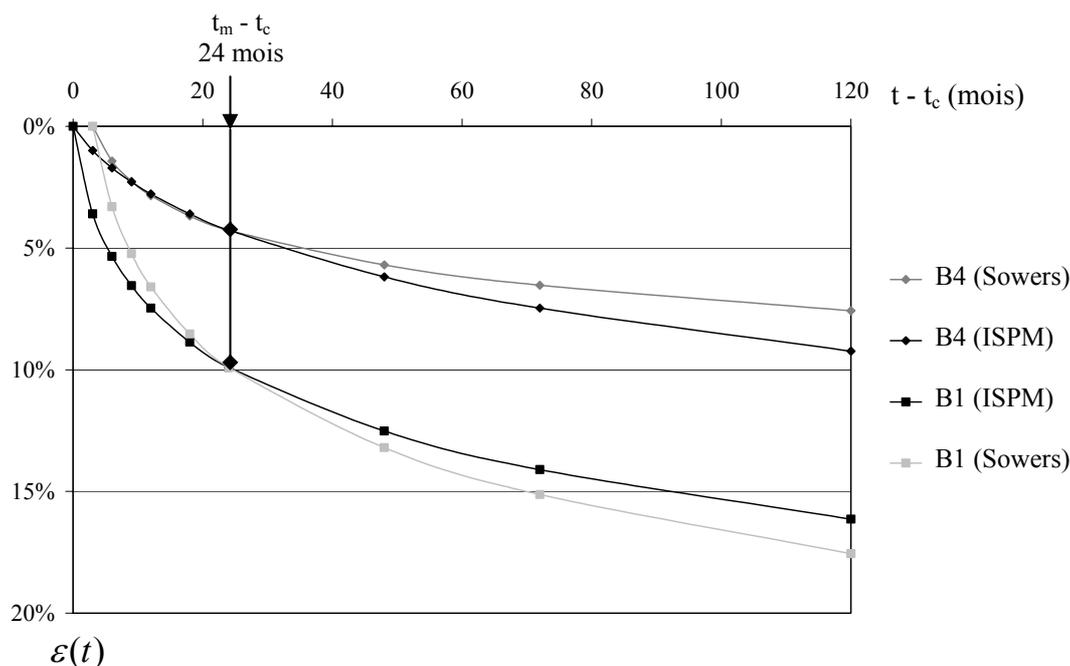
Reconsidérons l'exemple précédent (colonnes B1 et B4) en prenant pour valeur de calibration la valeur de  $(C_{\alpha\epsilon})_{\text{Sowers}}$  à  $t_m - t_c = 24$  mois (Figure 7.2). Cette valeur de calibration est la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}$  qui permet d'obtenir le même tassement relatif  $\epsilon_{\text{Sowers}} = \epsilon_{\text{ISPM}}$  à  $t_m - t_c = 24$  mois.

Dans les deux exemples, on obtient des valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  différentes :

- B1 ( $t_c = 6$  mois)  $\Rightarrow C_{\alpha\epsilon} = R \cdot C_{\alpha\epsilon}^* = 1,370 \times 0,08 = 0,110$
- B4 ( $t_c = 36$  mois)  $\Rightarrow C_{\alpha\epsilon} = R \cdot C_{\alpha\epsilon}^* = 0,591 \times 0,08 = 0,047$

Les courbes de tassement relatif  $\epsilon_{\text{ISPM}}$  et  $\epsilon_{\text{Sowers}}$  correspondant à  $C_{\alpha\epsilon}^*$  constant (= 0,08) et aux valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  obtenues après calage à  $t_m - t_c = 24$  mois (Figure 7.2) sont représentées sur la Figure 7.3.

On observe que les courbes représentatives de  $\epsilon_{\text{ISPM}}$  et  $\epsilon_{\text{Sowers}}$  diffèrent (et de surcroît les courbes de tassement de Sowers ne débutent qu'à  $t_1 - t_c = 3$  mois). Les valeurs des tassements relatifs correspondant aux deux modèles ainsi que le rapport  $\Delta\epsilon / \epsilon_{\text{ISPM}} = (\epsilon_{\text{ISPM}} - \epsilon_{\text{Sowers}}) / \epsilon_{\text{ISPM}}$  ont été regroupées dans le Tableau 7.2 pour  $t_m - t_c = 24$  mois (temps de calage) et  $t - t_c = 120$  mois (temps de prédiction de 10 ans).



**Figure 7.3** Evolution du tassement relatif  $\varepsilon$  en fonction de  $t - t_c$  (Colonne B1 et B4 :  $nh_0 = 24$  m -  $t_1 = t_c + 3$  mois)

**Tableau 7.2** Prédiction du tassement post-exploitation ISPM et Sowers à  $t - t_c = 10$  ans à partir d'un calage à  $t_m - t_c = 24$  mois ( $t_1 = t_c + 3$  mois)

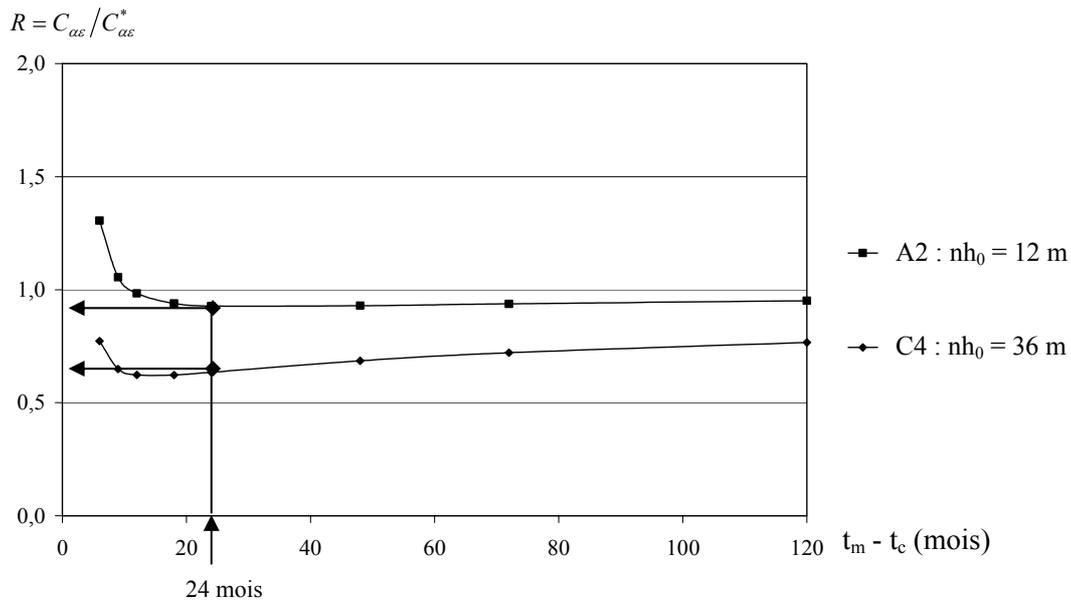
Colonne	$t_m - t_c = 24$ mois				$t - t_c = 120$ mois (10 ans)		
	$C_{\alpha\varepsilon}^*$	$C_{\alpha\varepsilon}$	$\varepsilon_{ISPM}$ (%)	$\Delta\varepsilon/\varepsilon_{ISPM}$ (%)	$\varepsilon_{ISPM}$ (%)	$\varepsilon_{Sowers}$ (%)	$\Delta\varepsilon/\varepsilon_{ISPM}$ (%)
B1	0,080	0,110	9,90	0 (calibration)	16,14	17,56	- 8,79
B4	0,080	0,047	4,27	0 (calibration)	9,24	7,58	+ 17,96

On pourrait reprendre le Tableau 7.2 pour des temps de calibration plus courts ( $t_m - t_c = 12$  mois par exemple). On observerait des écarts relatifs  $\Delta\varepsilon/\varepsilon_{ISPM} = (\varepsilon_{ISPM} - \varepsilon_{Sowers})/\varepsilon_{ISPM}$  supérieurs à ceux présentés ci-dessus.

### 7.1.5. Influence de la hauteur de stockage ( $nh_0$ )

Si l'on fait varier la hauteur de stockage au lieu de la vitesse de construction, on peut présenter également les variations relatives sur le coefficient de compression secondaire de Sowers.

Nous avons considéré cette fois les colonnes A2 et C4, toutes deux caractérisées par une vitesse d'exploitation 'virtuelle' ( $nh_0/t_c$ ) de 1m/mois. Soit  $t_m$  le temps correspondant à la mesure de tassement utilisée pour la calibration. La Figure 7.4 présente l'évolution de  $R = C_{\alpha\varepsilon}/C_{\alpha\varepsilon}^*$  en fonction de  $t_m - t_c$  pour deux valeurs de  $nh_0$  (12 et 36 m) et toujours  $t_1 = t_c + 3$  mois.

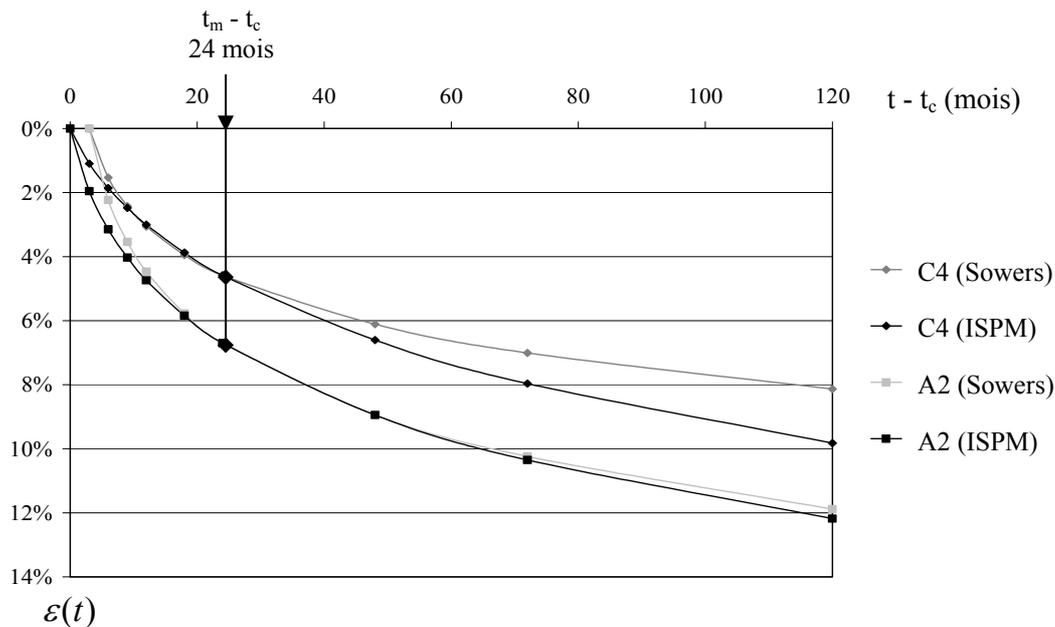


**Figure 7.4** Evolution du rapport  $R = C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de  $t_m - t_c$  (colonnes A2 et C4 :  $nh_0/t_c = 1$  m/mois ;  $t_1 = t_c + 3$  mois)

On note que  $C_{\alpha\epsilon}(t_m)$  diminue systématiquement lorsque  $nh_0$  augmente. Nous avons observé une tendance analogue quelles que soient les vitesses de montée d'exploitation considérées. Le fait que  $C_{\alpha\epsilon}(t_m)$  soit fonction de l'épaisseur ( $nh_0$ ) témoigne du fait que, dans le cas du modèle ISPM, les tassements relatifs post-exploitation ne sont pas proportionnels à la hauteur de déchet.

Une fois encore, on obtient 2 valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  différentes (quoique moins éloignées l'une de l'autre) pour une calibration à  $t_m - t_c = 24$  mois (Figure 7.4) :

- A2 ( $nh_0 = 12$  m)  $\Rightarrow C_{\alpha\epsilon} = R \cdot C_{\alpha\epsilon}^* = 0,927 \times 0,08 = 0,074$
- C4 ( $nh_0 = 36$  m)  $\Rightarrow C_{\alpha\epsilon} = R \cdot C_{\alpha\epsilon}^* = 0,635 \times 0,08 = 0,051$

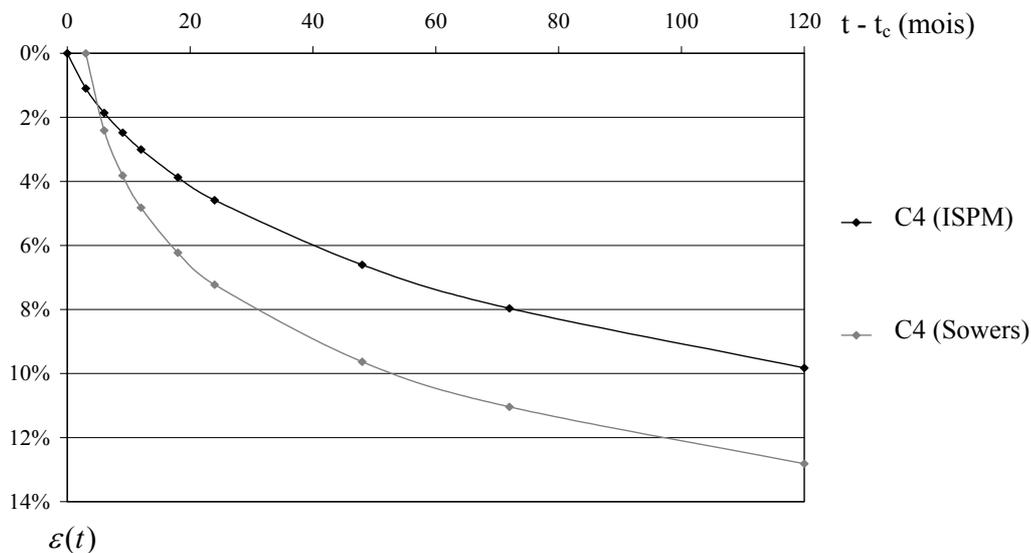


**Figure 7.5** Evolution du tassement relatif  $\epsilon$  en fonction de  $t - t_c$  (colonnes A2 et C4 :  $nh_0/t_c = 1$  m/mois ;  $t_1 = t_c + 3$  mois)

Comme dans l'exemple précédent, les courbes de tassement relatif  $\varepsilon_{ISPM}$  et  $\varepsilon_{Sowers}$  correspondant à  $C_{\alpha\epsilon}^* = 0,08$  et aux valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}$  obtenues après calage à  $t_m - t_c = 24$  mois sont tracées sur la Figure 7.5. On note après 10 ans ( $t - t_c = 120$  mois) un écart  $\Delta\varepsilon/\varepsilon_{ISPM}$  égal à 17 % dans le cas de la colonne C4.

**Remarque :**

Si l'on prend à titre d'illustration la même valeur de compressibilité secondaire pour les 2 modèles (en l'occurrence  $C_{\alpha\epsilon} = C_{\alpha\epsilon}^* = 0,08$ ), on constate très clairement (pour le cas C4 par exemple) la divergence des courbes représentatives de  $\varepsilon_{ISPM}$  et  $\varepsilon_{Sowers}$ . Cette divergence est accrue vis-à-vis des courbes de la Figure 7.5 compte tenu de l'absence de calibration. Ceci rappelle qu'il faut bien veiller à ne pas confondre les deux coefficients  $C_{\alpha\epsilon}^*$  et  $C_{\alpha\epsilon}$  (Figure 7.6).



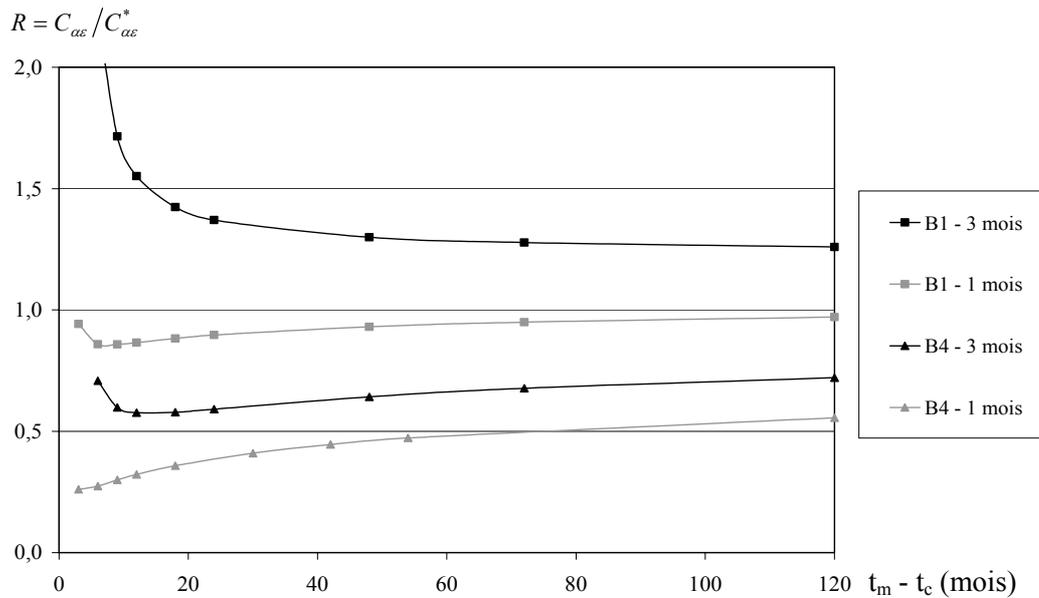
**Figure 7.6** Evolution du tassement relatif  $\varepsilon$  en fonction de  $t - t_c$  (Colonne C4 :  $nh_0/t_c = 1$  m /mois ;  $C_{\alpha\epsilon} = C_{\alpha\epsilon}^* = 0,08$  ;  $t_1 = t_c + 3$  mois)

### 7.1.6. Influence de l'origine des tassements ( $t_1$ )

La sélection des paramètres de temps dans un modèle tel que celui proposé par Sowers (1973) a une importance non négligeable, bien que ce point soit presque systématiquement passé sous silence dans les applications conventionnelles. Sowers (1973) ne précise pas à quel moment de la vie de la colonne de déchet se situe cette origine.

A l'exception de très rares auteurs [Watts et Charles (1990), Sanchez-Alciturri et al. (1993a)], tous ont considéré de fait le modèle de Sowers sur la base d'un temps origine en fin de construction de colonne ( $t_0 = t_c$ ). Une étude spécifique sur l'influence de ce paramètre a été effectuée mais compte tenu de son intérêt limité, ce point n'est pas discuté ici. Nous avons supposé  $t_0 = t_c$ .

En revanche, nous avons fait varier l'origine des tassements secondaires ( $t_1$ ) de manière à illustrer la sensibilité de la loi de Sowers vis-à-vis de ce paramètre. Sur la Figure 7.7, l'évolution de  $R = C_{\alpha\epsilon}/C_{\alpha\epsilon}^*$  est tracée sur la base de deux valeurs de  $t_1$  parmi les plus courantes dans la littérature, à savoir  $t_c + 1$  mois et  $t_c + 3$  mois, pour les 2 colonnes B1 et B4 de même hauteur virtuelle  $nh_0 = 24$  m mais de temps de construction 6 fois supérieur pour B4.



**Figure 7.7** Evolution du rapport  $R = C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction de la valeur de  $(t_m - t_c) = 1$  mois ou 3 mois (colonnes B1 et B4 ;  $nh_0 = 24$  m)

Pour une colonne de caractéristiques données, on remarque que  $R = C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  (et donc  $C_{\alpha\epsilon}$ ) augmente avec  $t_1$ . Cette observation a été vérifiée dans tous les cas de figure. En revanche, la valeur du ratio  $C_{\alpha\epsilon} / C_{\alpha\epsilon}^*$  dépend des caractéristiques de la colonne. Dans la pratique, il est généralement inférieur à 1 mais comme illustré ci-dessus s'agissant de la colonne B1, il peut être supérieur à 1 pour des colonnes montées très rapidement (4 m/mois en l'occurrence).

### 7.1.7. Modification du modèle de Sowers à double coefficient de compressibilité

Bjarngard et Edgers (1990) sont, semble-t-il, les premiers à avoir proposé une adaptation du modèle de Sowers, sous la forme suivante :

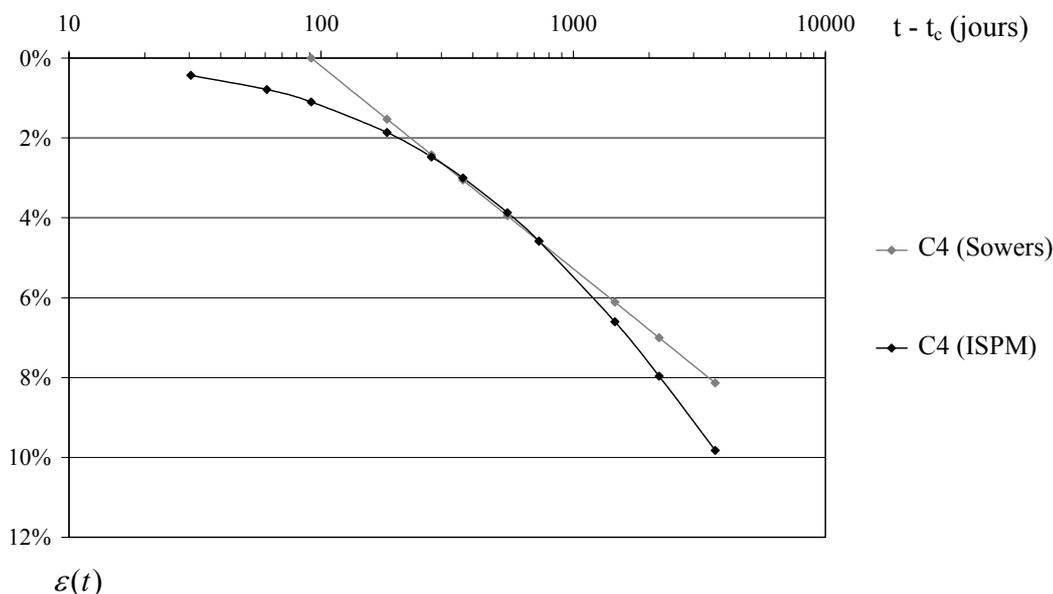
$$[7.4] \quad \frac{w_s(t)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon 1} \cdot \log \frac{t - t_0}{t_1 - t_0} \quad \text{pour } t < t_k,$$

$$[7.5] \quad \frac{w_s(t)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon 1} \cdot \log \frac{t_k - t_0}{t_1 - t_0} + C_{\alpha\epsilon 2} \cdot \log \frac{t - t_0}{t_k - t_0} \quad \text{pour } t \geq t_k$$

La compressibilité du déchet suit une loi de type Sowers pour un temps inférieur à  $t_k$  et une loi à deux paramètres au-delà de ce temps. La détermination du temps  $t_k$  n'est pas précisée par les auteurs. Seules des valeurs mini / maxi sont indiquées : 100 jours  $< t_k < 4000$  jours.

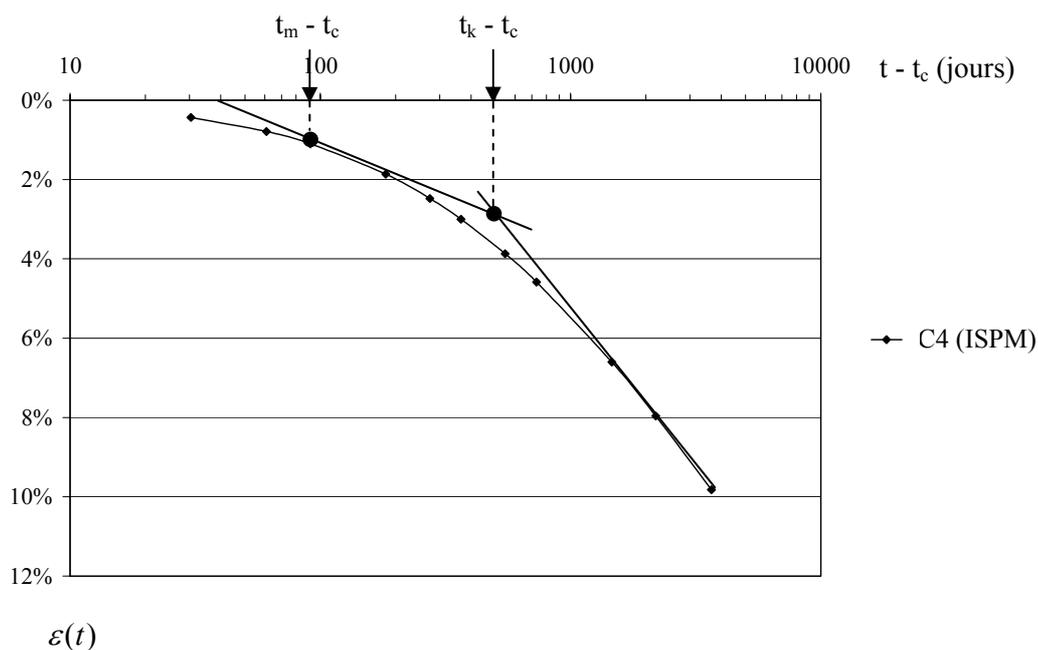
De fait, cette proposition est directement tirée de l'observation des courbes de tassement : la convexité de ces courbes sur échelle semi-logarithmique impose ce type d'approximation. Nous pouvons montrer ceci à partir d'un des cas traités en § 7.1.5 (colonne C4). Sur la Figure 7.8, nous avons tracé la courbe de tassement relatif obtenue à partir du modèle ISPM (pour  $C_{\alpha\epsilon}^* = 0,08$ ) et la courbe de tassement relatif obtenue à partir du modèle de Sowers en fonction du logarithme du temps. Le temps de calibration pour les deux modèles est  $(t_m - t_c) = 24$  mois. Par rétro-analyse, on obtient :  $C_{\alpha\epsilon 1} = 0,051$ .

Les diagrammes correspondant aux mêmes données que celles de la Figure 7.5 (colonne C4) sont tracés sur la Figure 7.8 après une simple modification de l'échelle de temps (semi-logarithmique).



**Figure 7.8** Evolution du tassement relatif  $\varepsilon_{ISPM}$  et  $\varepsilon_{Sowers}$  en fonction de  $\log(t - t_c)$  (colonne C4 :  $nh_0 = 36$  m)

La démarche proposée par Bjarngard et Edgers (1990) consiste à approcher la convexité de la courbe de tassement grâce à un second tronçon de droite de pente  $C_{\alpha\varepsilon 2}$ . Nous avons présenté sur la Figure 7.9 ci-dessous un exemple de lissage empirique de la courbe de tassement sur la base d'un temps  $t_k$  déterminé graphiquement. L'allure de la courbe  $\varepsilon_{ISPM}$  illustre le fait que contrairement au modèle de Sowers modifié le modèle ISPM permet, à partir d'un coefficient  $C_{\alpha\varepsilon}^*$  unique, de prendre en compte l'évolution non linéaire du tassement en fonction du logarithme du temps.



**Figure 7.9** Evolution du tassement relatif  $\varepsilon_{ISPM}$  et  $\varepsilon_{Bjarngard}$  en fonction de  $t - t_c$  (colonne C4 :  $nh_0 = 36$  m)

## 7.2. Comparaison modèle ISPM – modèle de Sowers : études de cas

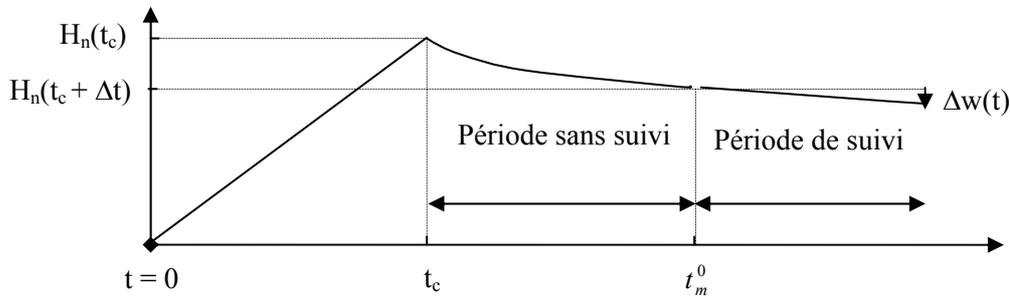
### 7.2.1. Principe de l'analyse inverse à partir d'études de cas

$(C_{\alpha\epsilon}^*)_{\text{ISPM}}$  et  $(C_{\alpha\epsilon})_{\text{Sowers}}$  sont déterminés pour un temps  $t_m$  à partir de la valeur expérimentale du tassement relatif  $\epsilon = \frac{w(t_m)}{H(t_c)}$ , en appliquant les formules rappelées en § 7.1.1.

Pour le modèle de Sowers, nous considérerons systématiquement :

$$t_0 = t_c \qquad t_1 = t_c + x \text{ (mois)}$$

En réalité, très souvent, on ne dispose pas des tassements dès la fin d'exploitation. La première mesure topographique de surface a lieu pour un temps  $t_m^0$  retardé de  $\Delta t$  après la fin de construction ( $t_c$ ) (Figure 7.10).



**Figure 7.10** Illustration de l'application différentielle du modèle de Sowers en cas de suivi retardé

La flexibilité du modèle ISPM permet d'obtenir la nouvelle expression :

$$[7.7] \quad \frac{\Delta w(t_m)}{H_n(t_c)} = \frac{w_s(t_m) - w_s(t_m^0)}{H_n(t_c)} = \frac{C_{\alpha\epsilon}^*(t_m) \cdot (Y(t_m) - Y(t_c))}{n - C_R^* X - C_{\alpha\epsilon}^*(t_m) \cdot Y(t_c)} - \frac{C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^0) \cdot (Y(t_m^0) - Y(t_c))}{n - C_R^* X - C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^0) \cdot Y(t_c)} \quad (\text{Modèle ISPM})$$

On note  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m)$  puisque ce coefficient est déterminé par rétro-analyse pour  $t = t_m$ .

Pour le modèle de Sowers, on obtient la formulation 'différentielle' suivante :

$$[7.8] \quad \frac{\Delta w(t_m)}{H(t_c)} = \frac{w(t_m) - w(t_m^0)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon}(t_m) \cdot \log \frac{t_m - t_c}{t_1 - t_c} - C_{\alpha\epsilon}(t_m^0) \cdot \log \frac{t_m^0 - t_c}{t_1 - t_c} \cong C_{\alpha\epsilon}(t_m) \cdot \log \frac{t_m - t_c}{t_m^0 - t_c}$$

Pour le modèle de Sowers, le 'retard' n'est théoriquement pas  $(t_m^0 - t_c)$  mais  $(t_m^0 - t_1)$  puisque le tassement secondaire est supposé débiter à  $t_1$  (et non pas à la fin d'exploitation  $t_c$ ). Ce point est généralement passé sous silence par les utilisateurs. Sans 'retard' de mesure, on utilise donc la formulation :

$$[7.9] \quad \frac{w(t_m)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon}(t_m) \cdot \log \frac{t_m - t_c}{t_1 - t_c}$$

alors qu'il serait plus rigoureux de considérer :

$$[7.10] \quad \frac{w(t_m) - w(t_1)}{H(t_c)} = C_{ae}(t_m) \cdot \log \frac{t_m - t_c}{t_1 - t_c}$$

Nous présentons ci-dessous l'étude comparée à partir des modèles ISPM et Sowers pour trois sites réels – un site français (Lapouyade) que nous avons personnellement suivi et deux sites étrangers (Lyndhurst et Montréal) pour lesquels nous avons pu disposer de données exploitables. Ces sites ont pour avantage de présenter des colonnes de déchet de hauteur et d'âge très différents.

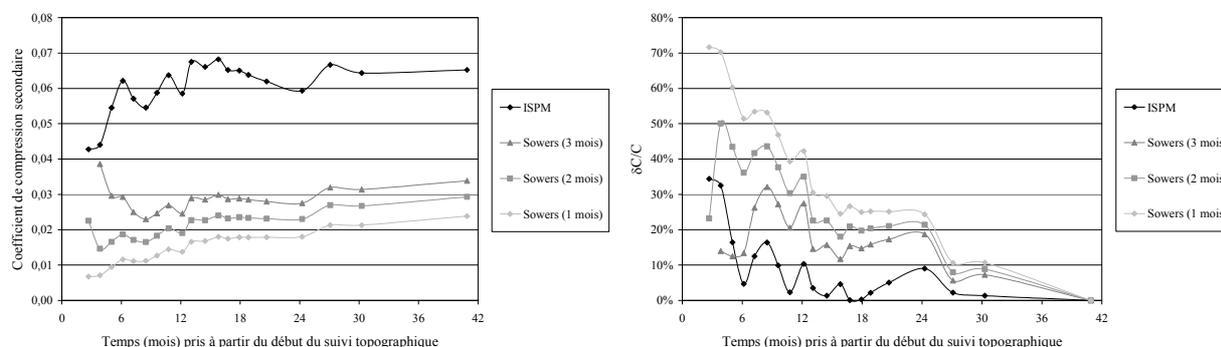
### 7.2.2. Application au site de Lyndhurst (Australie)

Les caractéristiques du site de Lyndhurst sont détaillées au Chapitre 8 (§ 8.2.4.1). Ce site présente l'avantage d'avoir été préalablement étudié sous l'angle des tassements (par une analyse de type Sowers). Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication par Yuen et Styles (2000). Exploité partiellement sous le mode d'un bioréacteur (casier 'Test'), le site comprend en outre une zone 'témoin' (exploitée sans réinjection des lixiviats).

Nous ne nous intéresserons ici qu'à la zone témoin et plus spécifiquement à la colonne dénommée 'Control A'. D'une hauteur initiale  $H_n(t_c) = 12$  m, cette colonne a été suivie à l'aide d'une plaque de surface (SM1) installée immédiatement avant la pose de la couverture finale (1 m) en janvier 1996. La première mesure de repérage de SM1 a eu lieu pour  $d(t_m^0) = 17/02/1996$ , ce qui correspond à un retard  $t_m^0 - t_c = 27$  jours. La colonne a ensuite été suivie jusqu'en juillet 1999, soit sur une période d'étude de  $t_m^{ult} - t_m^0 = 40,90$  mois. Le mode de prise en compte de l'histoire du matériau dans le cadre de l'application du modèle ISPM est également détaillé en § 8.2.4.1. La colonne a été subdivisée en 12 couches dont la mise en place a été entrecoupée par 7 intervalles de repos.

Par rétro-analyse, nous avons obtenu  $C_{ae}^*(t_m)$  à partir du modèle ISPM. La rétro-analyse à partir du modèle de Sowers a été effectuée pour trois valeurs de  $t_1 - t_0 = 1, 2$  ou 3 mois et le retard de mesure  $t_m^0 - t_c$  a été négligé, comme l'ont pratiqué Yuen et Styles (2000). La rétro-analyse a été effectuée pour l'ensemble de la période de suivi, soit  $t_m^{ult} - t_m^0 = 40,90$  mois.

Sur la Figure 7.11(a), nous avons représenté l'évolution des différents coefficients de compressibilité obtenus pour un temps  $t_m$  compris dans la période de suivi.



**Figure 7.11** (a) Evolution comparée des coefficients de compression secondaire intrinsèques (modèle ISPM) et globaux (modèle de Sowers) en fonction de  $t_m - t_m^0$  (b) Evolution du rapport  $\delta C/C$  en fonction de  $t_m - t_m^0$  (Site de Lyndhurst, zone 'Control')

La stabilisation du coefficient de compression secondaire avec le temps  $t_m$  de calibration peut être visualisée à partir des courbes  $\delta C / C = f(t_m - t_m^0)$  avec :

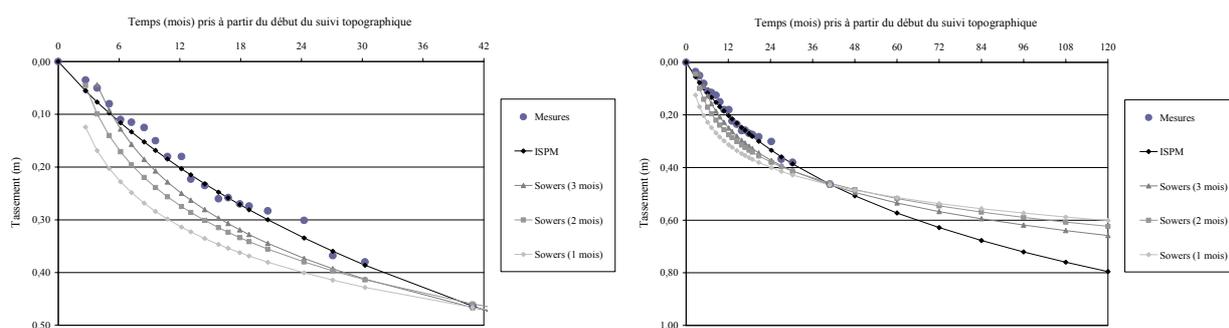
$$[7.11] \quad (\delta C / C)_{ISPM} = \left| C_{\alpha\epsilon}^* (t_m) - C_{\alpha\epsilon}^* (t_m^{ult}) \right| / C_{\alpha\epsilon}^* (t_m^{ult})$$

$$[7.12] \quad (\delta C / C)_{Sowers} = \left| C_{\alpha\epsilon} (t_m) - C_{\alpha\epsilon} (t_m^{ult}) \right| / C_{\alpha\epsilon} (t_m^{ult})$$

On observe que  $(\delta C / C)_{ISPM}$  est nettement inférieur à  $(\delta C / C)_{Sowers}$ , quel que soit  $t_m$ , ce qui traduit une stabilisation plus rapide du coefficient de compression intrinsèque ISPM. Comme indiqué au paragraphe précédent, l'écart observé entre  $C_{\alpha\epsilon}^*$  et  $C_{\alpha\epsilon}$  n'est pas caractéristique puisque les deux lois de comportement ne peuvent être confondues. En revanche, cet écart illustre la sensibilité de la loi de Sowers vis-à-vis de la valeur de  $t_1 - t_c$  prise en compte.

Dans un deuxième temps, les valeurs de calibration de  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$  et  $C_{\alpha\epsilon}(t_m^{ult})$  (égales respectivement à 0,065 et 0,034 pour  $t_1 - t_0 = 3$  mois) obtenues lors de la dernière mesure ont été considérées en vue d'une prédiction du tassement au-delà du temps  $t_m$ . Sur la Figure 7.12 (a), nous nous sommes limités à une corrélation des tassements modélisés avec les valeurs mesurées sur site sur une période de 40,90 mois. On constate dans ce cas que le modèle ISPM 'colle' nettement mieux à la courbe expérimentale que le modèle de Sowers.

Sur la Figure 7.12 (b), les courbes de tassement ont été prolongées au-delà du temps de suivi, pour évaluer l'écart de prédiction des tassements sur une période de 10 ans. On constate un écart croissant après  $t_m^{ult}$ , qui se traduit par des variations de 0,15 à 0,20 m en fin de période (soit 18 à 25 % de  $w_{ISPM}$ ). De tels écarts restent modérés en valeur absolue : cependant dans le cas de Lyndhurst, la hauteur de déchet est faible (12 m) et l'âge moyen du déchet en fin de construction relativement avancé compte tenu de la période d'exploitation du casier supérieur à 2 ans (i.e. ce qui signifie qu'une partie importante des tassements secondaires s'est produite au cours de la construction). D'autres exemples étudiés (Chatuzange notamment) présentent des écarts de prédiction autrement spectaculaires.



**Figure 7.12** (a) Corrélation des tassements modélisés en fonction de  $t_m - t_m^0$  à partir des modèles ISPM et Sowers avec les valeurs de terrain (calage à  $t_m^{ult} - t_m^0 = 40,90$  mois) (b) Prédiction des tassements à 10 ans avec les modèles ISPM et Sowers (Site de Lyndhurst, zone 'Control')

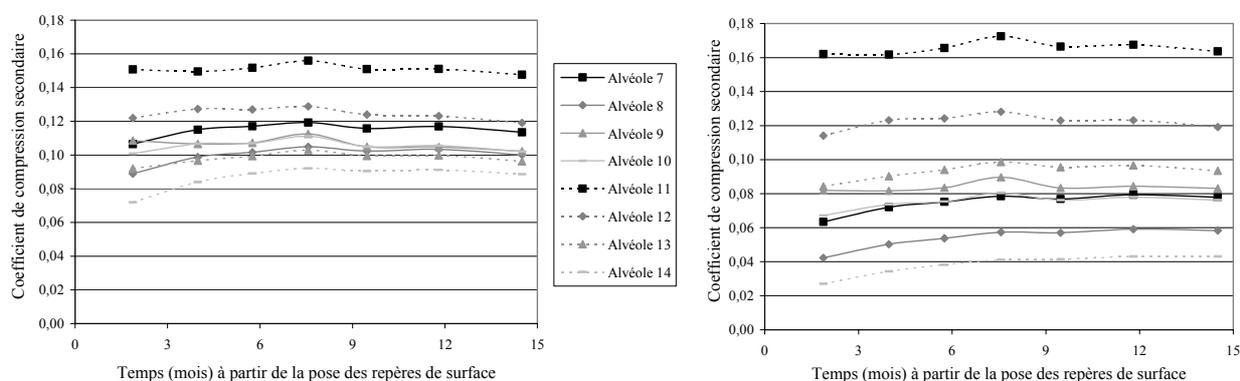
### 7.2.3. Application au site de Lapouyade

Ce site fait l'objet d'une présentation détaillée au Chapitre 5 (§ 5.1.3). Nous nous intéressons ici au casier n°2 et plus particulièrement aux alvéoles A7 à A14 exploitées suivant un schéma identique en deux phases séparées par un temps de repos de durée variable (6 à 22 mois) et de hauteur  $H_n(t_{c2})$  comprise entre 10 et 15,60 m.

Les tassements de chacune des alvéoles ont été mesurés à l'aide de repères de surface au cours d'une période de 14,50 mois. La caractéristique de ce suivi topographique est qu'il a été effectué avec un retard variable ( $4 \text{ mois} < t_m^0 - t_c < 20 \text{ mois}$ ) suivant les alvéoles. Nous avons appliqué les modèles ISPM et Sowers avec pour le modèle de Sowers la prise en compte du retard sous la forme suivante :

$$[7.13] \quad \frac{\Delta w(t_m)}{H(t_c)} = \frac{w(t_m) - w(t_m^0)}{H(t_c)} = C_{\alpha\epsilon} \cdot \log\left(\frac{t_m - t_c}{t_m^0 - t_c}\right)$$

Par rétro-analyse des tassements relatifs à chaque alvéole, nous avons calculé les coefficients  $C_{\alpha\epsilon}^*$  et  $C_{\alpha\epsilon}$  en fonction du temps de calibration  $t_m - t_m^0$  (Figure 7.13 (a) et (b)). Pour chacune des deux méthodes, on observe une stabilisation après 6 à 8 mois. Par contre, la dispersion des valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  d'une alvéole à l'autre est bien moindre pour le modèle ISPM.



**Figure 7.13** Evolution du coefficient de compression secondaire en fonction de  $t_m - t_m^0$  (CSD de Lapouyade, casier n° 2, alvéole A7 à A14) (a) Coefficient  $C_{\alpha\epsilon}^*$  tiré du modèle ISPM (b) Coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  tiré du modèle de Sowers

#### 7.2.4. Application au site de Montréal (Canada)

Ce site fait l'objet d'une présentation détaillée au Chapitre 5 (§ 5.1.6). Il présente un triple intérêt compte tenu de :

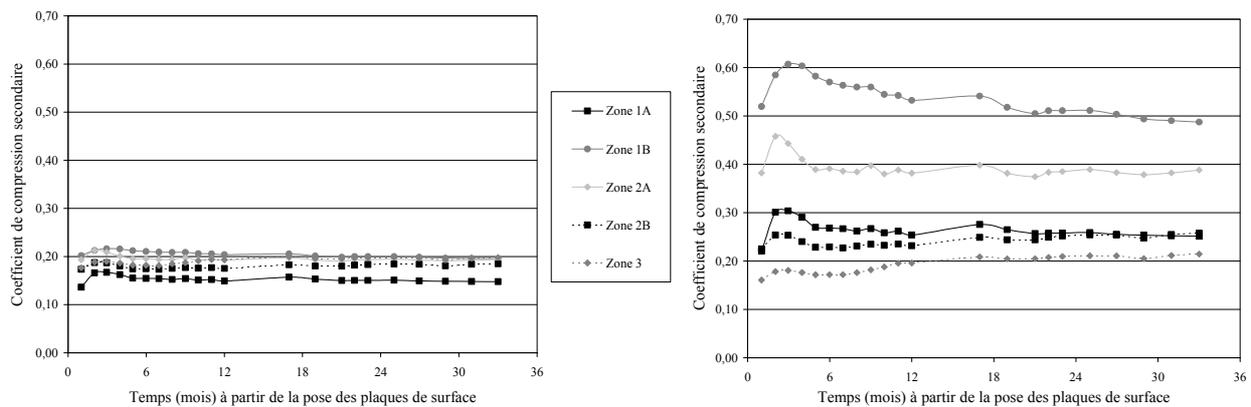
- la hauteur importante de déchet ( $57 \text{ m} < H_n(t_m^0) < 78 \text{ m}$ ) ;
- l'âge du déchet (jusqu'à 28 ans pour les déchets de la zone 1 en fin de suivi topographique) ;
- le retard d'implantation des plaques de surface ( $35 \text{ mois} < \Delta t = t_m^0 - t_c < 239 \text{ mois}$ ).

Exploité depuis 1968, le site comprend cinq zones de stockage (dénommées 1A, 1B, 2A, 2B et 3). L'ensemble des zones ont été instrumentées simultanément (01/12/1992) au moyen de 48 plaques de surface profitant d'un arrêt d'exploitation de plusieurs années. Le suivi topographique s'est prolongé sur une durée  $t_m^{\text{ult}} - t_m^0$  comprise entre 33 et 98 mois. Nous nous sommes cependant limités dans le cadre de cette étude à la période minimale de nivellement commune à toutes les zones (33 mois).

Compte tenu d'une part du retard d'implantation des repères topographiques, d'autre part de l'absence de plan topographique détaillé correspondant à la fin d'exploitation de chacune des cinq zones, la hauteur de déchet en fin d'exploitation  $H_n(t_c)$  reste inconnue. Si la prise en compte de  $H_n(t_m^0)$  plutôt que  $H_n(t_c)$  est possible dans le cas de l'algorithme ISPM, ceci n'est pas possible

pour le modèle de Sowers. En première approche, on a choisi d'identifier  $H(t_c)$  à  $H(t_c + \Delta t)$ , ce qui induit une majoration du coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  d'autant plus grande que le suivi topographique est retardé dans le temps.

Sur la Figure 7.14 (a) et (b) ont été tracées suivant la même procédure que pour les autres sites l'évolution des coefficients de compression secondaire intrinsèque (ISPM) et globaux (Sowers 'différentiel') pour les cinq zones considérées. Les coefficients de compression secondaire évoluent de manière analogue au site de Lapouyade avec une tendance à la stabilisation au cours du temps. Les coefficients  $C_{\alpha\epsilon}^*$  obtenues pour les cinq zones sont très proches alors que leur histoire diffère très largement, ce qui confirme la caractère intrinsèque de ce coefficient propre à qualifier un déchet type de hauteur et d'âge variables. A l'opposé, le coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  est très variable d'une zone à l'autre du site.



**Figure 7.14** Evolution du coefficient de compression secondaire en fonction de  $t_m - t_m^0$  (CSD de Montréal, zones 1A à 3) (a) Coefficient intrinsèque  $C_{\alpha\epsilon}^*$  tiré du modèle ISPM (b) Coefficient  $C_{\alpha\epsilon}$  global tiré du modèle de Sowers (application différentielle à partir de  $t_m^0 = t_c + \Delta t$ )

## **Chapitre 8. Accélération des tassements des déchets : état de l'art**

### **8.1. Pré-traitement bio-mécanique**

Une bonne gestion des déchets passe entre autre par la valorisation de leur fraction organique. La directive 1999/31/EC de la Commission Européenne fixe pour objectif une réduction des quantités de déchets biodégradables en CSD. Sur la base des quantités stockées en 1995, une réduction de 25 % des déchets organiques est fixée pour 2006, 50 % d'ici 2009 et 65 % d'ici 2016. Dans un certain nombre de pays d'Europe du Nord, la réponse donnée à ce jour a été en priorité le prétraitement bio-mécanique (BMP) qui privilégie le tri, le broyage, la digestion aérobie (compostage) ou anaérobie (digestion) en amont du stockage. En Allemagne, le prétraitement est obligatoire depuis 1999. D'autres pays comme la Suède ou l'Autriche vont progressivement dans ce sens tandis que la Norvège a purement et simplement interdit le stockage de déchets organiques.

Les implications du prétraitement en terme de comportement géotechnique sont de plusieurs types. Tout d'abord, les déchets prétraités s'apparentant plus à des sols qu'à des déchets bruts, leur compactage peut d'ailleurs être envisagé au moyen de rouleaux lisses (après humidification à l'optimum Proctor). D'après Leikam et Stegmann (1997), le prétraitement permet d'atteindre des poids volumiques après compactage compris entre 12 et 14 kN/m<sup>3</sup> (au lieu des 7 à 9 kN/m<sup>3</sup> couramment observés). De telles densités à la mise en place impliquent très certainement une réduction des tassements post-exploitation. Dans le cas de déchets mono-spécifiques ou de déchets broyés, la structure homogène du matériau semble en outre garantir une réduction substantielle des tassements différentiels.

Pour autant, cette technique n'est pas sans poser de difficultés techniques. En cas de fortes pluies par exemple, les déchets prétraités souvent composés à plus de 70 % de fines posent un réel problème de compactage. Collins (2001) relate d'ailleurs le cas d'un engin de 37 tonnes piégé dans un tel déchet sans pouvoir se déplacer. Par ailleurs, la structure fine des déchets couplée à leur forte compression initiale a des implications sur la diminution de la perméabilité (avec ce que cela engendre en terme de risque de mise en pression). Scheelhaase et al. (2001) donnent un ordre de grandeur de 10<sup>-8</sup> m/s pour la perméabilité à poids volumique pourtant modéré (10 kN/m<sup>3</sup>). En ce qui concerne la résistance au cisaillement du déchet (mobilisée en particulier au voisinage des talus de tumulus), Scheelhaase et al. (2001) ont montré à partir d'essais de cisaillement à la boîte 300 \* 300 mm que les déchets prétraités sont dotés d'une cohésion plus faible mais susceptible d'être pleinement mobilisée avant l'état limite de rupture. Ceci découle de l'absence de renforcement par nappes et fibres plastiques. Si l'on ajoute à cela l'augmentation des contraintes effectives (et des contraintes totales en cas de surpressions d'eau), se pose alors la question de la stabilité à court et long terme des tumulus.

S'agissant de la stabilisation mécanique du déchet à long terme, Aran (2001) rapporte que les déchets broyés conduisent à une production de méthane à la fois plus rapide et plus importante résultant de l'augmentation de la surface de contact (par unité de poids de déchet) qui facilite l'attaque du substrat solide par les bactéries. Dans ces conditions, on peut en effet s'attendre à une stabilisation mécanique plus rapide.

En France où le prétraitement bio-mécanique reste timide pour l'instant, un programme de recherche relatif à cette technique devrait se mettre en place début 2004. Ce programme inclura un volet 'tassement' en lien avec l'instrumentation du site témoin de Saint-Paul de Tartas (Annexe 3).

## **8.2. Traitement hydro-biologique : recirculation des lixiviats**

### **8.2.1. Introduction**

Deux philosophies de stockage ont cohabité jusqu'à ce jour : l'épuration naturelle (diluer – disperser) et le confinement (concentrer – confiner). La première technique devenant de moins en moins viable au fur et à mesure de la croissance démographique et consumériste, le confinement est progressivement devenu la seule option acceptable. Le bioréacteur constitue une évolution par rapport à cette seconde approche dans la mesure où les déchets sont stockés dans des conditions optimales favorisant leur dégradation et par là limitant le risque de pollution organique à l'issue de la période de suivi post-exploitation de 30 ans. Il offre en outre l'occasion de récupérer au maximum l'énergie issue des composants dégradables.

Reprenant les termes du Guide Ademe (2001), la recirculation des lixiviats vise à répartir au mieux les principaux agents qui conditionnent le déroulement normal des réactions biochimiques dans le massif de déchet, à savoir :

- les populations microbiologiques, enzymes et nutriments (azote, phosphore, oligoéléments...);
- les agents inhibiteurs (dilution) ;
- enfin l'eau, à la fois en tant qu'agent biologique (réactant de l'hydrolyse), agent chimique (dissolvant les métabolites, augmentant la surface d'attaque bactérienne et améliorant le pouvoir tampon) et fluide de transport des organismes microbiologiques et des nutriments.

De nombreux travaux montrent que la vitesse de biodégradation est étroitement liée à la teneur en eau des déchets, avec un seuil minimum de l'ordre de 15 à 30 % (pourcentage massique rapporté à la masse de déchet solide) au-dessous duquel toute fermentation est bloquée. Quant à l'optimum de production, il serait atteint pour des teneurs en eau ( $w_h$  ?) de l'ordre de 40 à 70 % (Ademe, 2001). Les lixiviats pompés en fond de stockage sont réinjectés par l'intermédiaire de puits verticaux et de drains sub-horizontaux (parfois combinés), plus rarement par des réservoirs de surface ou par aspersion.

Parmi les études menées sur la recirculation, peu d'entre elles ont fait l'objet d'un programme intégré incluant la problématique de l'accélération des tassements. Les premières études de ce type remontent aux années 1960 avec le développement de 5 cellules tests dans le but de déterminer les accroissements de densité en fonction des méthodes de compactage, de l'ajout d'eau ou encore d'une recirculation aérobie (Merz et Stone, 1962). Un gain de tassement de quelque 20 % fut observé au cours de la période de suivi concomitante à la recirculation d'eau. Près de 20 ans plus tard, Leckie et Pacey (1979) menèrent la première étude de terrain (§ 8.2.3.1.) sur 3 mini-casiers (1 témoin, 2 recirculés). Des gains de tassement de 20 à 25 % furent cette fois observés sous l'effet de la recirculation. Baker et Williams (2001) rappellent que Mata-Alvarez et al. (1986) conduisirent d'autres tests sur mini-casiers concluant que dans des conditions de recirculation agressive, jusqu'à 95 % de la matière organique dégradable pouvait être consommée en l'espace de 1 à 2 ans. Baker et Williams (2001) évoquent également les expérimentations menées sur le site de Spruce Ridge (USA). Sur deux casiers de démonstration (témoin et test) suivis à l'aide de plaques de surface, des gains de tassement compris entre 100 et 150 % ont été

mis en évidence suite à la recirculation. Hélas, l'absence d'information détaillée ne nous a pas permis d'aller plus loin dans cette analyse. Enfin, citons le cas du bioréacteur de Trail Road (Ontario, Canada) qui a également fait l'objet d'un suivi intégré incluant des levés topographiques (Warith, 2002). Le site, qui représente une hauteur initiale de déchet de l'ordre de 25 m, a fait l'objet d'une recirculation des lixiviats dès la phase d'exploitation au moyen d'un bassin d'infiltration installé en surface et régulièrement déplacé de manière à permettre la montée du stockage tout en assurant un régime d'infiltration le plus continu et uniforme possible. La recirculation s'est poursuivie pendant 8 ans après couverture du casier expérimental. Un bilan des tassements a été établi annuellement mais en l'absence d'un certain nombre de données, une analyse détaillée n'a une fois encore pas été possible. Si l'on en croit l'auteur, la déformation post-exploitation du massif de déchet a été très importante (voisine de 40 % en 7 ans).

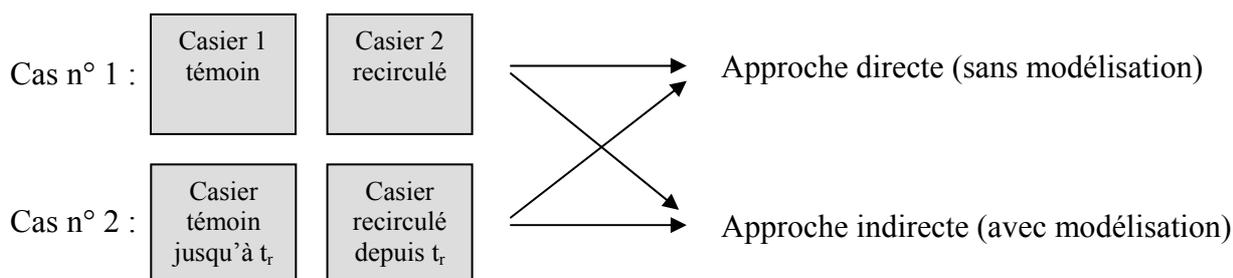
Comme on vient de le voir en préambule, peu d'études réunissent les conditions requises en vue d'une interprétation rationnelle des tassements en lien avec la recirculation. En complément des essais de laboratoire (Chapitre 4) qui en dépit de leur grande souplesse ne peuvent à eux seuls répondre à toutes les questions (macro-hétérogénéité des déchets, circulation préférentielle des fluides, etc.), une méthodologie d'analyse des tassements spécifique aux sites bioréacteurs a été développée déclinée dans les quelques cas exploitables d'expérimentations :

- en mini-casiers (Sonoma County, Mountain View, Yolo County)
- en casiers en vraie grandeur (Lyndhurst, Sandtown et Lons-le-Saunier)

### 8.2.2. Méthodologie d'analyse des tassements sur sites bioréacteurs

L'effet de la recirculation reste actuellement non totalement avéré, en raison du manque de rigueur des expérimentations passées. Une démonstration concluante passe par :

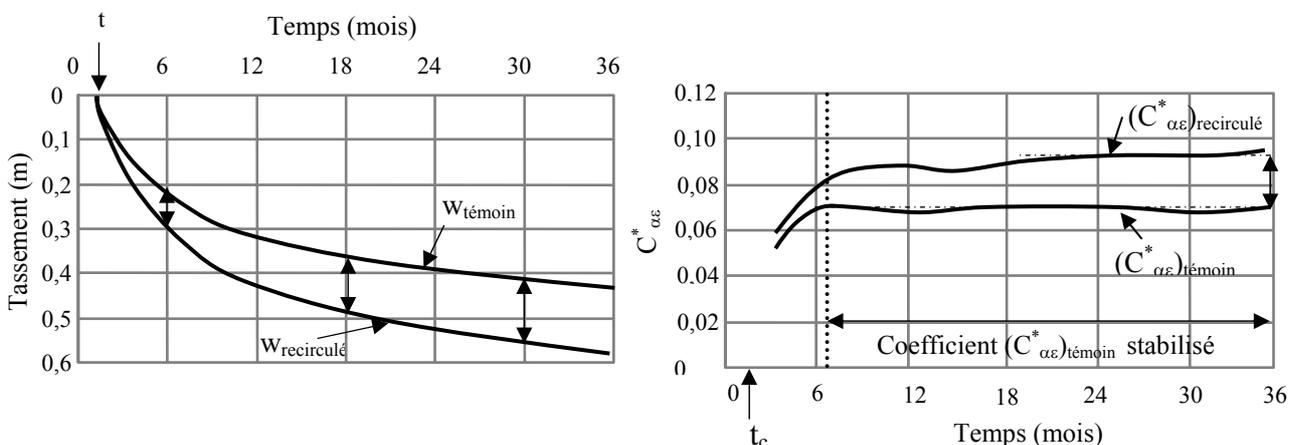
- d'une part, une évaluation quantitative de paramètres pertinents, ce qui est rarement possible d'après les éléments fournis dans la littérature :
  - nature du déchet
  - teneur en eau initiale
  - débit recirculé ramené à la masse ou au volume de déchet concerné (les débits recirculés s'avèrent en outre souvent très faibles)
  - flux d'eau de pluie (dans le cas d'une couverture semi-perméable)
  - flux de biogaz pouvant traduire une modification de la cinétique de dégradation
  - procédé de recirculation (tubes de sub-surface, puits verticaux, etc.)
  - espacement des drains de recirculation
  - mesures de tassement en points multiples
- d'autre part, une étude comparative à partir d'1 ou si possible 2 casiers, toutes conditions autres que la gestion hydrique étant égales par ailleurs.



On distingue en effet deux cas de figure suivant qu'une étude porte sur deux casiers jumeaux, l'un d'eux faisant figure de casier 'témoin' (sans recirculation), l'autre de casier 'test' ou

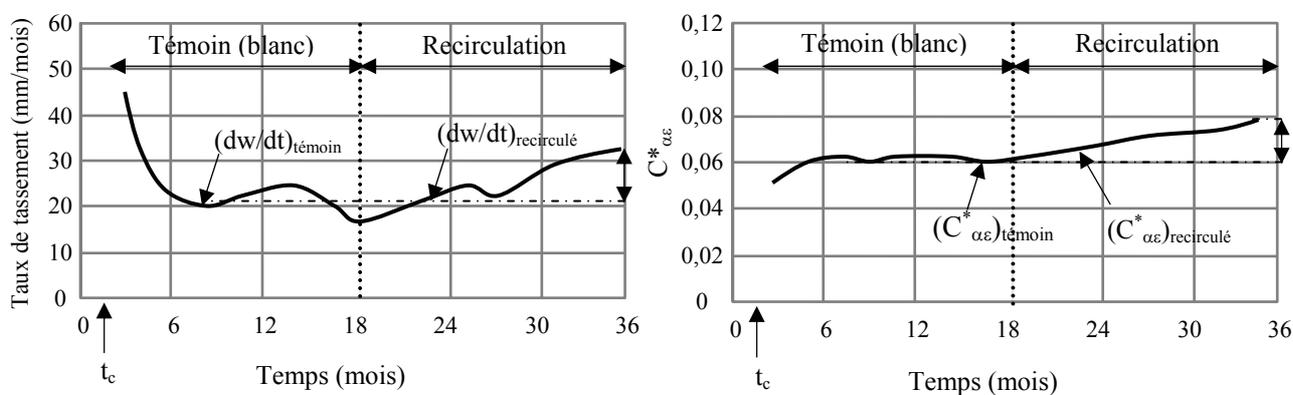
'recirculé', ou sur un casier unique successivement 'témoin' puis 'recirculé'. En réponse, deux méthodes d'analyse sont envisagées. Basée sur l'application du modèle incrémental de prédiction des tassements (ISPM), la seconde méthode permet d'analyser les variations du coefficient de compression secondaire intrinsèque en fonction du temps et d'évaluer sa sensibilité vis-à-vis de la recirculation.

Cas n°1 : casiers jumeaux 'témoin' et 'recirculé'



**Figures 8.1** Cas n° 1 : Illustration de l'analyse des tassements (a) sans modélisation ou (b) avec modélisation

Cas n° 2 : casier unique successivement témoin puis recirculé

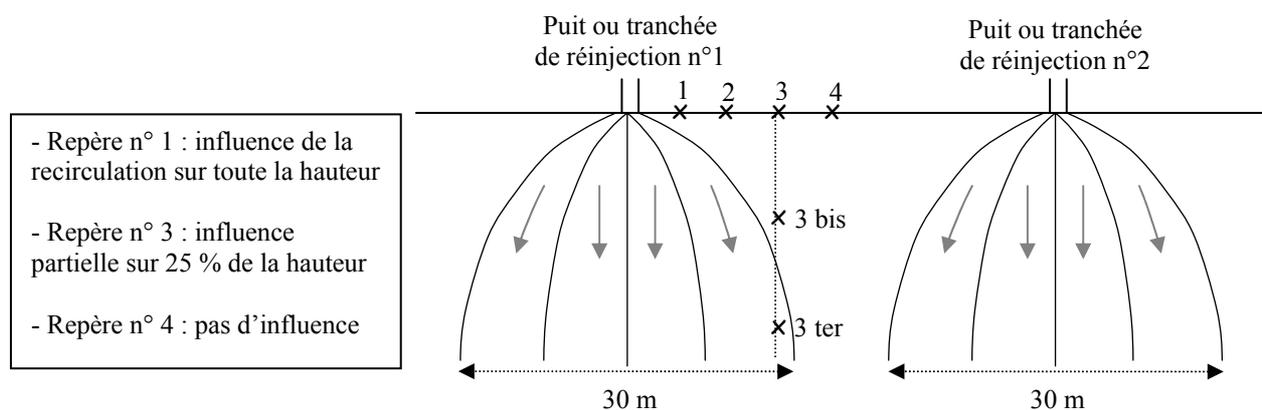


**Figures 8.2** Cas n° 2 : Illustration de l'analyse des tassements (a) sans modélisation ou (b) avec modélisation

**Tableau 8.1** Avantages et inconvénients des méthodes d'analyse des tassements sur bioréacteurs

	Analyse sans modélisation	Analyse avec modélisation
Cas n°1 : casiers jumeaux	Méthode très (trop ?) facile à appliquer : risque d'erreur dans l'interprétation, notamment dans le cas de casiers de géométrie / historique différents	Méthode permettant de s'affranchir d'historiques d'exploitation différents mais difficilement assimilable par les exploitants
Cas n°2 : casier unique	Méthode facilement assimilable par les exploitants mais nécessitant un certain recul dans l'interprétation du fait des fluctuations cycliques des taux de tassement	Méthode permettant d'alimenter une base de données pour une réutilisation ultérieure des résultats sur un autre CSD, en revanche peu assimilable par les exploitants

Une autre difficulté relative à l'instrumentation des sites bioréacteurs tient à l'implantation des repères topographiques (Figure 8.3). Le cheminement quelque peu aléatoire (ou tout au moins méconnu) du lixiviat nécessite un maillage de repères de surface implantés à des distances variables des puits ou drains de réinjection permettant de mieux appréhender la zone d'influence latérale du front d'humidité injecté. Aussi, s'agissant de nouveaux sites en attente d'instrumentation, il apparaît souhaitable de densifier le piquetage au voisinage des points de réinjection sans que l'on puisse à ce jour définir à priori de distance idéale. En complément, une instrumentation interne pourrait permettre d'évaluer, grâce au coefficient de compression intrinsèque du modèle ISPM, l'effet de la dégradation à des profondeurs variables. La limitation d'une telle approche tient au fait que, si biodégradation et tassements vont de pair, l'impact réel de la biodégradation sur les tassements reste méconnue à la fois en terme d'intensité et de retard. Il est possible qu'il dépende d'autres facteurs encore tels que la structure intime du déchet, le poids induit par la colonne supérieure sur la couche considérée, etc.



**Figure 8.3** Implantation proposée des repères topographiques sur site bioréacteur

### 8.2.3. Expérimentations sur mini-casiers

**Tableau 8.2** Synthèse des expérimentations sur mini-casiers

Site	Référence	Configuration	Recirculation (l/tonne/jour)	Taux de méthane	Gain de tassement
Sonoma County (USA)	Leckie et al. (1979)	- 1 casier témoin	0	20 %	0 %
		- 1 casier test (eau)	5,7	68 %	66 %
		- 1 casier test (lixiviat)	7,9	71 %	167 %
Moutain View (USA)	El Fadel (1998)	- 1 casier témoin	erroné	erroné	0 %
		- 1 casier test (lixiviat) (& autres casiers)	(fuites)	(fuites)	130 % (18 mois) 9 % (48 mois)
Yolo County (USA)	Mehta et al. (2002)	- 1 casier témoin - 1 casier test	0 0,73	31 % 57 %	0 % 455 %

#### 8.2.3.1. Bioréacteur de Sonoma County (USA)

Les informations relatives au bioréacteur de Sonoma County (Californie, 72 km de San Francisco) ont été tirées de Leckie et al. (1979).

Atouts	Faiblesses
1. Casiers multiples avec test de recirculation d'eau et de lixiviat	1. Infiltrations d'eau via la couverture
2. Volume de réinjection élevé	
3. Composition du déchet bien connue	

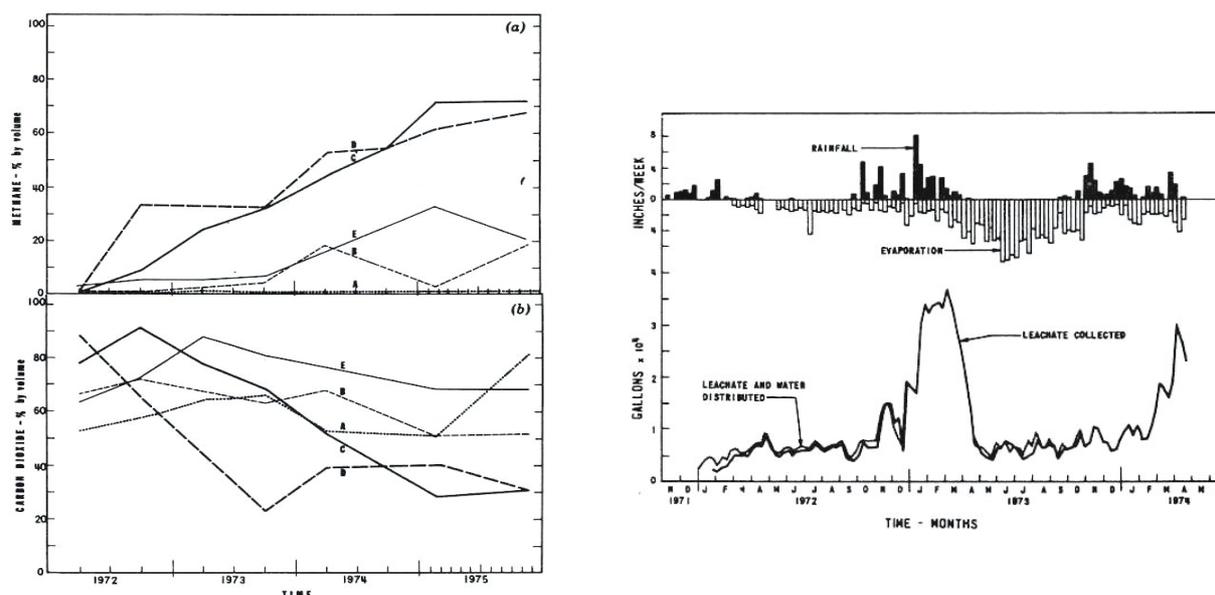
Débuté en 1972, le programme expérimental de Sonoma County comprend un ensemble de cinq casiers (15 m x 15 m) remplis de déchet ménager de composition assez uniforme (Tableau 8.3) sur une hauteur initiale de 2,44 m, amenés à un poids volumique initial de 6,1 kN/m<sup>3</sup> (après compactage) et sujets aux régimes hydriques suivants (Tableau 8.4) :

- Casier A : casier témoin
- Casier B : casier initialement proche de la capacité au champs
- Casier C : recirculation d'eau (2,7 m<sup>3</sup> / jour)
- Casier D : recirculation de lixiviat (3,8 m<sup>3</sup> / jour)
- Casier E : inoculation bactérienne (initiale) à la boue

**Tableau 8.3** Composition pondérale (%) des 5 casiers de Sonoma County (Leckie et al., 1979)

Composés	Casier					Composition moyenne
	A	B	C	D	E	
Aliments	8,8	10,4	12,8	9,7	12,0	10,7
Déchets verts	10,8	11,1	5,8	7,4	17,0	10,4
Papier	35,5	44,5	42,4	45,3	35,2	40,6
Plastique, caoutchouc	4,2	5,2	5,1	4,7	4,0	4,6
Textile	1,1	1,4	2,5	1,5	1,9	1,7
Bois	1,3	1,2	0,6	1,3	0,4	1,0
Métaux	8,0	9,9	8,8	9,5	8,6	9,0
Verre, céramique	9,1	9,8	11,5	12,4	11,5	10,9
Cendres, terre, cailloux	5,8	1,0	3,6	1,0	2,8	2,8
Fines	15,4	5,5	6,9	7,2	6,5	8,3

Rapportée au poids de déchet (solide) initial, l'injection d'eau et de lixiviat dans les casiers C et D représente respectivement 5,7 et 7,9 litres/tonne de déchet solide/jour. S'agissant des autres casiers, si l'on regarde de plus près le bilan hydrique du casier D (Figure 8.4), on s'aperçoit que les saisons hivernales 1972-1973 et 1973-1974 (fortes pluies) ont été suivies d'un fort relargage d'eau au début du printemps. De la même manière, les casiers A, B et E ont reçu de l'eau par infiltration via la couverture sans qu'il soit possible de chiffrer ces flux. Enfin, compte tenu de la faible épaisseur de déchet, les variations saisonnières de la température du déchet ont été assez marquées (moyenne annuelle de 18 à 20°C).

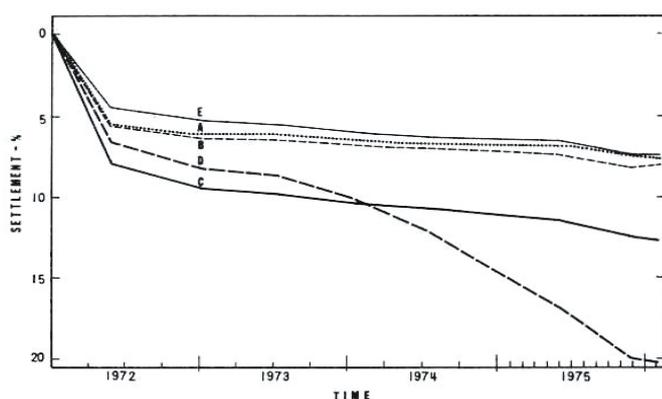


**Figure 8.4** Composition en méthane (a) et dioxyde de carbone (b) du biogaz produit sur les 5 casiers de Sonoma County et bilan hydrique (c) du casier D (Leckie et al., 1979)

**Tableau 8.4** Caractéristiques des 5 casiers de Sonoma County d'après Leckie et al. (1979)

Casier	$\gamma_0$ (kN/m <sup>3</sup> )	$(w_h)_{init}$ (%)	Traitement initial	$(w_h)_{traité}$ (%)	Injection en cours d'exploitation
A	6,18	28,40	-	-	-
B	6,11	27,30	Ajout d'eau à la capacité au champs	45,18	-
C	6,18	25,60	-	-	5,7 l/tonne/jour (eau)
D	6,19	22,70	-	-	7,9 l/tonne/jour (lixiviat)
E	6,08	23,50	Ajout de boue à la capacité au champs	37,17	-

En ce qui concerne le suivi des tassements, 5 plaques de surface ont été installées sur chacun des casiers au début de l'année 1972. Le tassement moyen des 5 casiers de déchet a été mesuré pendant approximativement 4 ans. Les casiers A, B et E tassent de manière comparable, ce qui semble indiquer que l'ajout d'eau ou de boue effectué initialement dans les casiers B et E a eu peu d'effet sur la cinétique de tassement. En revanche, après avoir suivi des cinétiques analogues du second semestre 1973 au second semestre 1974, les casiers D et E ont finalement évolué différemment. Le casier D s'est mis à tasser de manière accélérée jusqu'à atteindre un tassement relatif de 20,2 % (contre 12,6 % pour le casier C et moins de 8 % pour les autres casiers). Ceci tendrait à montrer, au-delà des flux hydriques traversant le déchet, l'importance que revêt le soutien actif de l'activité microbienne. L'évolution de la teneur en méthane dans les casiers C et D (Figure 8.5) confirme, quoique tardivement, l'installation de la méthanogénèse stable dans ces deux casiers. Avec des teneurs en CH<sub>4</sub> inférieures à 20 %, les 3 autres casiers ne semblent pas rentrer réellement dans cette phase de dégradation avancée.



Casier	$w(t_m^{ult})$ (m)	$\varepsilon(t_m^{ult})$ (%)	Ratio (%)
A	0,185	7,6	100
B	0,195	8,0	105
C	0,307	12,6	166
D	0,494	20,2	267
E	0,181	7,4	98

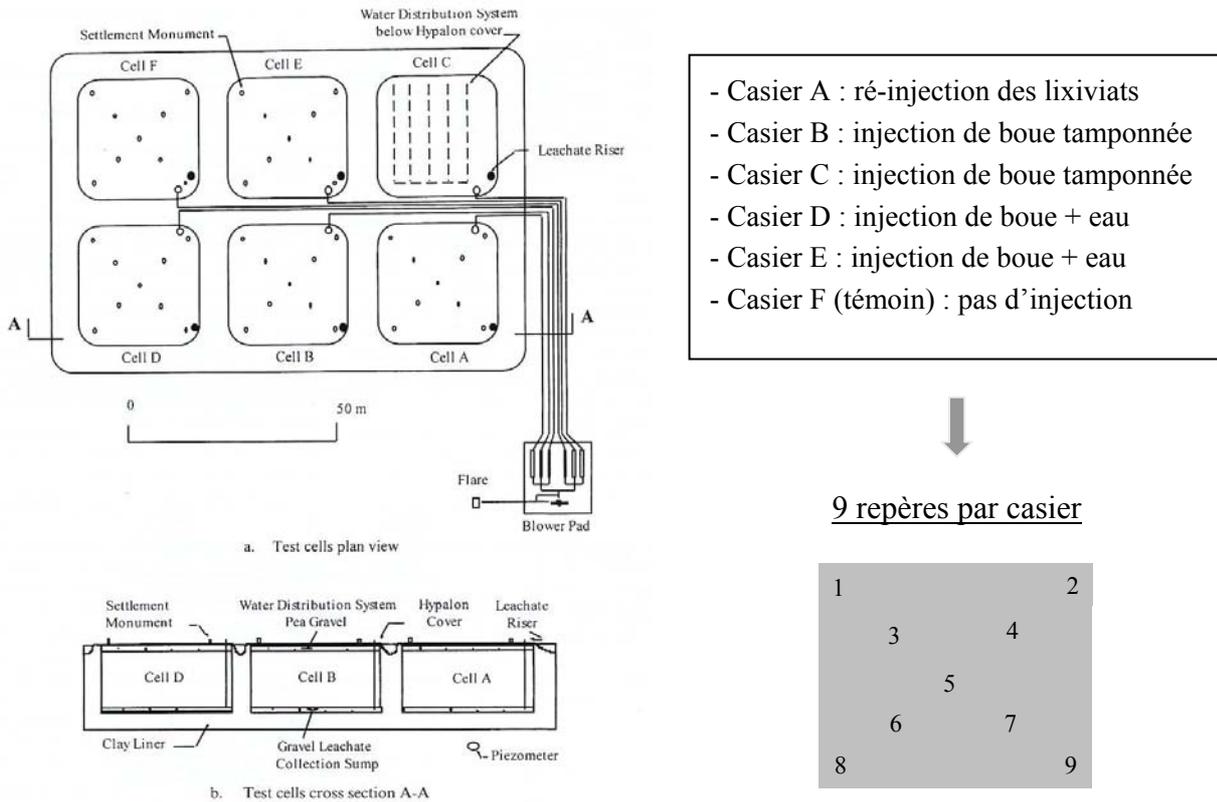
**Figure 8.5** Evolution du tassement relatif des 5 casiers de Sonoma County (Leckie et al., 1979)

### 8.2.3.2. Bioréacteur de Mountain View (USA)

Les informations relatives au bioréacteur de Mountain View (Californie, 25 km de San Jose) ont été tirées de Pacey et al. (1989), El Fadel (1998) et El Fadel et al. (1999). Les données topographiques ont été fournies gracieusement par le professeur associé M. El Fadel.

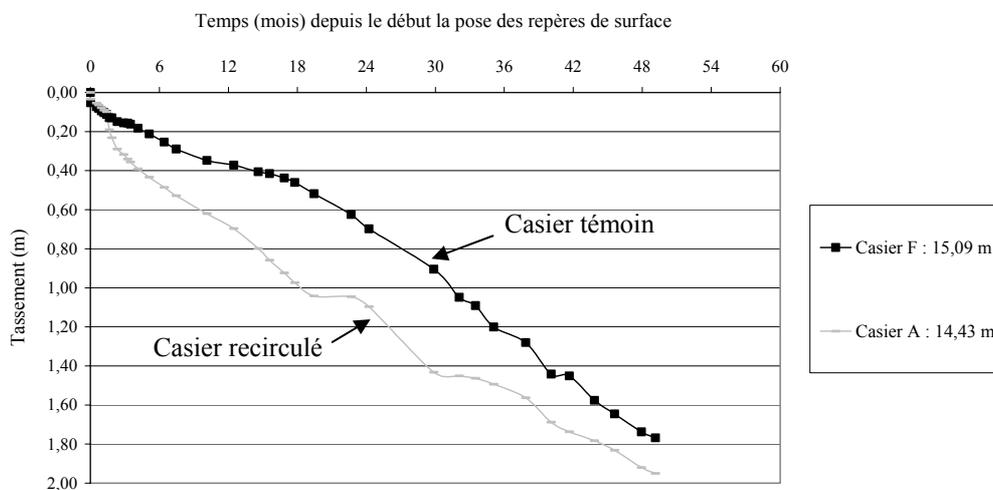
Atouts	Faiblesses
1. Zone témoin sans recirculation	1. Mesures topographiques de qualité médiocre
2. Géométrie de casier très régulière	2. Infiltrations d'eau par la couverture

Un programme expérimental a été conduit sur six mini-casiers (A à F) de section carrée (31 m x 31 m) et de hauteur 14 à 15 m ayant accueilli 600 tonnes de déchet chacun en 1981. Un suivi topographique a été mené sous la forme de 9 repères installés sur la couverture de chacun des casiers et suivis de juin 1981 à décembre 1985 (1597 jours). L'implantation des repères ainsi que les spécificités des 6 casiers A à F sont reportés sur la Figure 8.6.



**Figure 8.6** Schéma des 6 casiers de Mountain View et implantation des repères topographiques

Considérant exclusivement les casiers A et F, on note 18 mois après le début du suivi que le casier recirculé a tassé 2,3 fois plus que le casier témoin. Pourtant, ce rapport se réduit ensuite tant et si bien qu'en décembre 1985, le tassement du casier témoin a quasiment rattrapé celui du casier recirculé avec un tassement de 1,77 m contre 1,95 m pour le casier A. Ce renversement de tendance est à prendre néanmoins avec circonspection compte tenu de la détection d'importantes infiltrations à travers la couverture (qui ont empêché le suivi de la teneur en eau dans les différents casiers). En outre, les rendements cumulés en méthane après 4 années restent modestes (26 l et 68 l de CH<sub>4</sub> / kg de déchet humide), ce qui pour Mehta et al. (2002) confirme la présence de fuites importantes.



**Figure 8.7** Courbes de tassement des mini-casiers A (recirculé) et F (témoin) de Mountain View

### 8.2.3.3. Bioréacteur de Yolo County (USA)

Les informations relatives au bioréacteur de Yolo County (Californie, 120 km de San Francisco) ont été tirées essentiellement de Mehta et al. (2002). Les données topographiques ont été fournies gracieusement par le professeur M.A. Barlaz et l'exploitant R. Yazdani.

Atouts	Faiblesses
1. Paramètres d'exploitation bien archivés	1. Géométrie du casier non disponible :
2. Maillage dense des puits de réinjection de lixiviat et des repères de surface	incertitude au voisinage des bords

L'objectif déclaré du programme de recherche mené à Yolo County était de montrer que la biodégradation quasi-complète d'un déchet manager est possible sur une période de 5 à 10 ans. Pour cela, deux casiers de démonstration identiques ont été construits et remplis sur 12 à 13 m avec un déchet composé d'OM (44 %), de DIB et de déchets verts (17 %) intercalés entre les autres déchets. Peu après la fin d'exploitation en novembre 1995, les casiers ont été recouverts par une couche d'argile de 1,80 m et une géomembrane étanche. Deux modes de gestion hydrique ont été testés à but comparatif, sans ajout fluide d'un côté (casier 'témoin') et avec recirculation de lixiviat de l'autre (casier 'test'). Les principales caractéristiques géométriques et biochimiques des casiers ainsi que les historiques d'exploitation sont rapportés dans le Tableau 8.5.

**Tableau 8.5** Caractéristiques des casiers de Yolo County reprises d'après Mehta et al. (2002)

Caractéristiques	Casier 'témoin'	Casier 'test'
• <i>Géométrie et historique d'exploitation</i>		
- Surface du casier	1 094 m <sup>2</sup>	1 094 m <sup>2</sup>
- Tonnage stocké	7 772 tonnes	7 932 tonnes
- Hauteur de déchet après exploitation	13,10 m	12,20 m
- Période d'exploitation	avril à octobre 1995	avril à octobre 1995
- Début de pose de la couverture	novembre 1995	novembre 1995
- Fin de pose de la couverture	février 1996	février 1996
- Nombre de terrasses (multi-couches)	9	9
- Poids volumique initial	5,90 kN/m <sup>3</sup>	5,97 kN/m <sup>3</sup>
• <i>Caractéristiques biochimiques</i>		
- Volume de méthane (1 231 jours)	27,9 l/kg humide	63,1 l/kg humide
- Concentration en méthane	31 %	57 %
- Température en fond de casier	26°C*	34°C*
- Température en milieu de casier	35°C*	43°C*
• <i>Tassements</i>		
- Nombre de repères (total)	23	24
- Nombre de repères (bords exclus)	13	13
- Tassement (23/05/1996 – 18/02/2000)	0,402 m	2,231 m

\*Température relevée en octobre 1998

En mai 1996, les deux casiers ont été instrumentés au moyen de 23 et 24 repères de surface respectivement (Figure 8.9). Toutefois, compte tenu de la position de certains repères en bordure de casier, seuls les repères n° 1 à 13 ont été pris en compte dans la rétro-analyse des tassements. Après un peu moins de 45 mois (1 366 jours), le tassement moyen mesuré atteint respectivement 0,402 m et 2,231 m pour les casiers 'témoin' et 'test'. S'agissant du casier test, les 14 puits de réinjection ont également été répertoriés sur la Figure 8.9. Aucune corrélation n'a pu être établie entre le tassement des différents repères et leur distance aux puits de réinjection les plus proches, ce qui laisse à penser que la faible distance entre puits ( $\cong$  6 m) a garanti une répartition homogène de la teneur en eau.



Figure 8.8 Vue du casier témoin de Yolo County

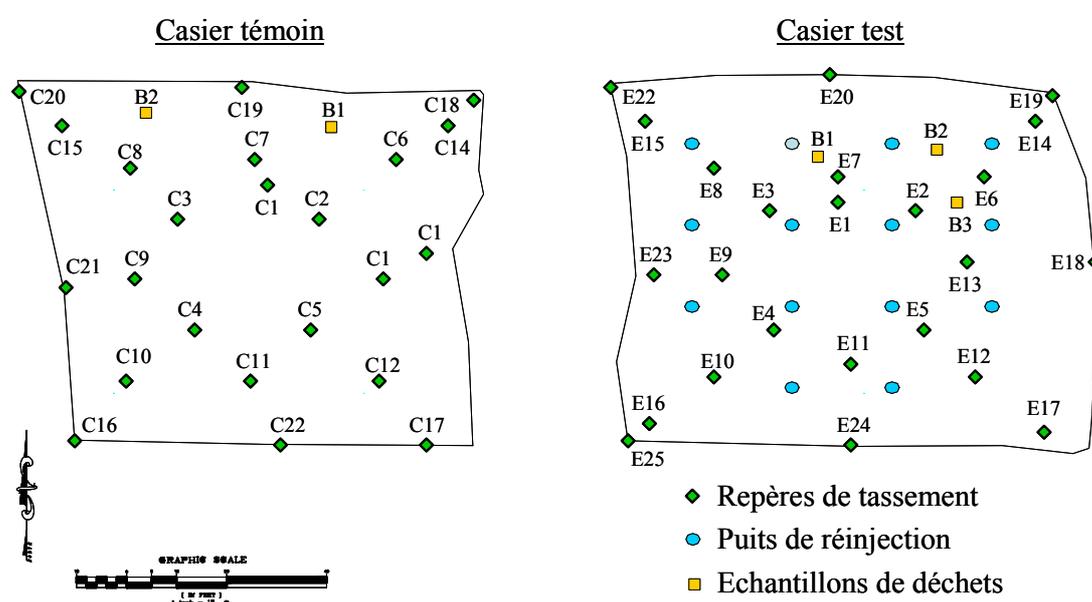
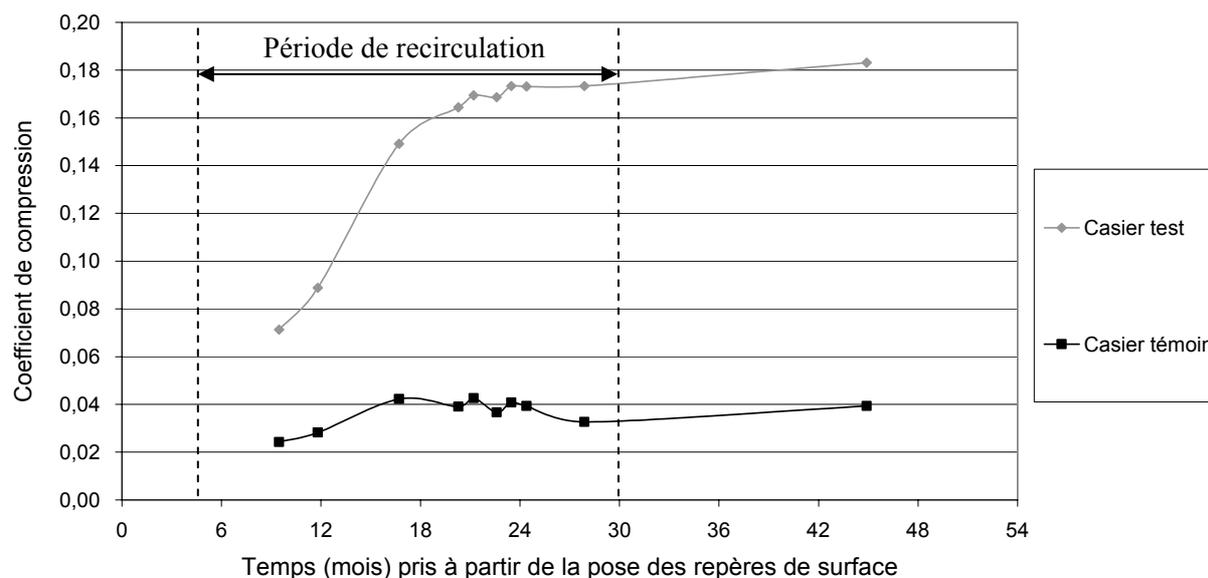


Figure 8.9 Schéma d'implantation des casiers de Yolo County

L'évolution du coefficient de compression secondaire obtenu par rétro-analyse des tassements est présentée sur la Figure 8.10 pour les deux casiers. Dans le cas du casier témoin,  $C_{ac}^*$  se stabilise très rapidement autour de 0,035 - 0,042. S'agissant du casier recirculé en revanche,  $C_{ac}^*$  augmente très fortement entre le 10<sup>ème</sup> et le 18<sup>ème</sup> mois de suivi pour atteindre des valeurs proches de 0,16. Dans un second temps,  $C_{ac}^*$  se stabilise évoluant de 0,16 à 0,18 au cours des 27 mois suivants.

Compte tenu des très fortes similitudes entre les 2 casiers (géométrie, historique, etc.) et en l'absence vraisemblable d'infiltration d'eau météorique, et bien que la partie initiale de la courbe de compressibilité soit manquante (1<sup>er</sup> levé topo après plus de 9 mois !), il semble bien que l'augmentation de  $C_{ac}^*$  puisse être reliée directement à la recirculation des lixiviats. Après l'arrêt de la réinjection,  $C_{ac}^*$  ne faiblit pas mais suit une croissance plus légère analogue à celle du casier témoin.



**Figure 8.10** Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction du temps (casiers témoin et test de Yolo County)

Si l'on sélectionne comme le font Mehta et al. (2002) une origine des temps arbitraire (jour 1 : 12 juin 1996), la recirculation a débuté le jour 133 (22/10/1996) avant d'être interrompue le jour 910 dans le but d'évaluer la quantité d'effluent liquide susceptible de drainer librement à travers le déchet. Au cours de cette période, 570 litres/tonne de déchet solide ont été réinjectés, ce qui équivaut en moyenne à 0,73 l/tonne/jour.

Pose des repères topo	Jour 1 exploitant	Jour 133 : début recirculation	Jour 910 : fin recirculation	Jour 1231 : prise d'échantillons	Jour 1367 : fin du suivi topo
23/05/1996	12/06/1996	22/10/1996	08/12/1998	25/10/1999	18/02/2000

Par ailleurs, cinq excavations à la tarière creuse ont été réalisées en octobre 1999 (jour 1 231). Deux échantillons de déchet ont été prélevés dans le casier témoin et trois autres dans le casier test. La teneur en eau  $w_h''$  mesurée (rapportée au poids humide de déchet) a été évaluée entre 32 et 39 % dans le casier test contre seulement 14 à 19 % dans le casier témoin.

Pour finir, notons qu'un nouveau casier bioréacteur a été reproduit à grande échelle en avril 2002 dans un casier de 220 000 tonnes. Un second casier sert de témoin tandis qu'un troisième est testé en conditions d'aérobiose (par injection d'air) avec pour objectif de dégrader une part significative de la lignine habituellement non attaquée par la dégradation anaérobie.

#### 8.2.4. Expérimentations en vrai grandeur

Trois expérimentations en vrai grandeur sont abordées relatives à des expérimentations récentes conduites en Australie, aux USA et en France (Tableau 8.6). Le site de Lons-le-Saunier fait partie des sites 'pilote' du programme de recherche du *Lirigm* (§ 5.1.5).

**Tableau 8.6** Expérimentations sur casiers en vrai grandeur

Site	Référence	Configuration	Recirculation (l/tonne/jour)	Taux de méthane	Gain de tassement
Lyndhurst (Australie)	Yuen (1999)	1 zone témoin 1 zone test	?	?	0 % 45 %

Sandtown (USA)	Morris et al. (2003)	1 casier unique	0,93	?	Non chiffrable mais très forte cinétique
Lons-le-Saunier (France)	Olivier (2003d)	1 casier unique	0,11	50 – 55 %	Augmentation de $C_{as}^*$ ( $\cong 20\%$ ) après circulation

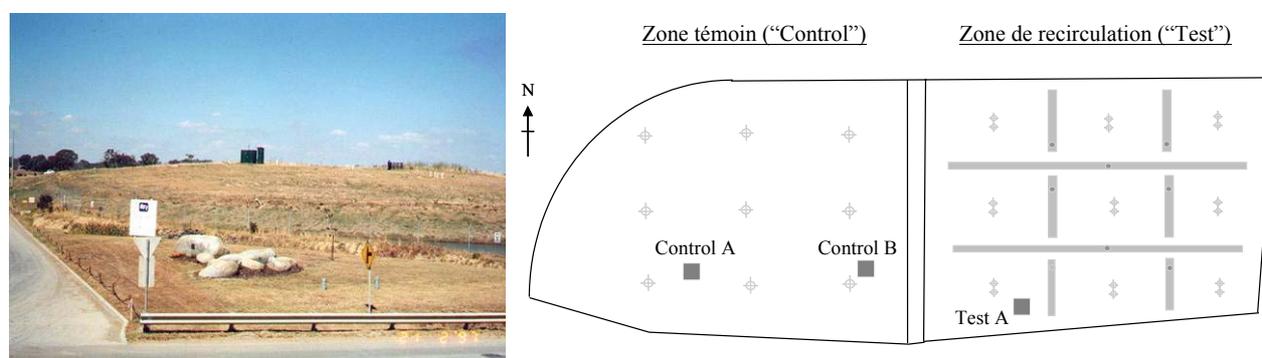
### 8.2.4.1. Bioréacteur de Lyndhurst (Australie)

Les informations relatives au bioréacteur de Lyndhurst (BFI - Sita Australie) ont été tirées essentiellement de la thèse de Samuel Yuen (Université de Melbourne) (Yuen, 1999). Plusieurs articles ont également été consultés, notamment Yuen et Styles (2000). Enfin, les données topographiques et de précieux détails nous ont été fournies gracieusement.

Atouts	Faiblesses
1. Zone témoin sans recirculation	1. Nombre de repères topographiques insuffisants
2. Géométrie de stockage régulière	2. Pas de levé initial (à la pose) des plaques enterrées
3. Historique d'exploitation connu dans le détail	

Situé à 35 km au sud-est de Melbourne, le CSD de Lyndhurst a fait l'objet de 1996 à 1999 d'un programme de recherche ayant pour objectif d'évaluer le comportement à grande échelle d'un déchet soumis à une recirculation de lixiviats. A cet effet, un casier expérimental (exploité de décembre 1993 à décembre 1995) a été conçu spécialement divisé en deux zones de surface approximativement identique (une zone 'témoin', une autre 'test') en vue du développement d'une approche comparative.

D'une hauteur (de déchet) comprise entre 12 et 13,50 m en fin de construction, le casier accueille 62 % de DIB et 38 % de déchets ménagers, ce qui représente un total de déchet rapidement dégradé proche de 50 %, en ne considérant dans cette catégorie que les déchets verts, les restes alimentaires et le papier. La composition du déchet est considérée uniforme sur l'ensemble de la zone d'étude. Enfin, ce dernier a été mis en place par fines couches horizontales compactées au moyen d'un engin de 32 tonnes.

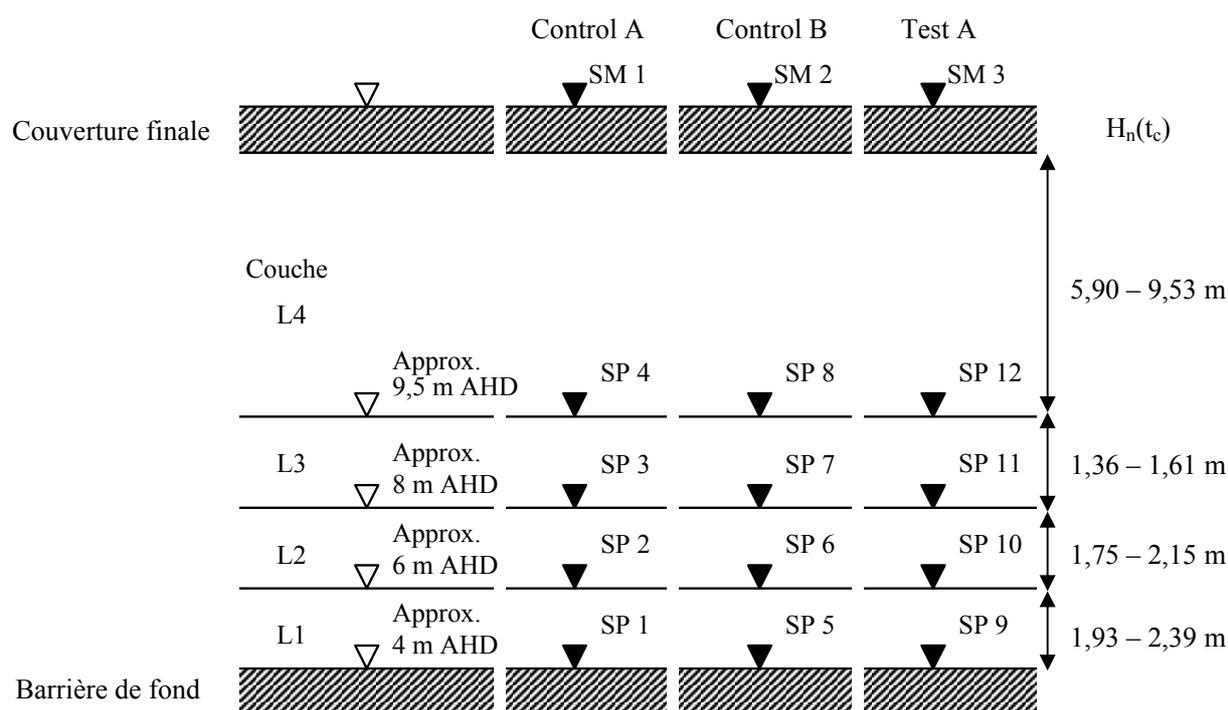


**Figure 8.11** Photographie et plan du casier expérimental de Lyndhurst (Yuen, 1999)

Une couverture en terre de 15 cm d'épaisseur était disposée chaque soir sur la zone en exploitation et une couverture intermédiaire de 30 cm d'épaisseur chaque 2 m. Un bilan des matériaux révèle que les différentes couvertures intermédiaires représentent 15 % du volume total

enfoui. Par ailleurs, le poids volumique moyen des matériaux stockés (déchet + terre) a été estimé à  $8,30 \text{ kN/m}^3$  en fin d'exploitation. A l'issue de celle-ci, une couverture finale de 1 m d'épaisseur a été installée en janvier 1996, rapidement suivie par l'implantation des repères topographiques [ $d(t_m^0)$  : 17/02/96]. Le suivi topographique s'est poursuivi jusqu'en juillet 1999 ce qui représente une période d'étude  $t_m^{ult} - t_m^0$  de 40,90 mois.

Trois séries de plaques enterrées (SP) et de plaques de surface (SM) ont été installées, les deux premières sur la zone témoin ('Control A' et 'Control B'), la troisième sur la zone recirculée ('Test A'). Toutefois, les plaques enterrées n'ayant pas été repérées (verticalement) lors de leur installation, l'analyse couche par couche effectuée s'est avérée incomplète et n'est donc pas présentée dans le cadre de ce mémoire.

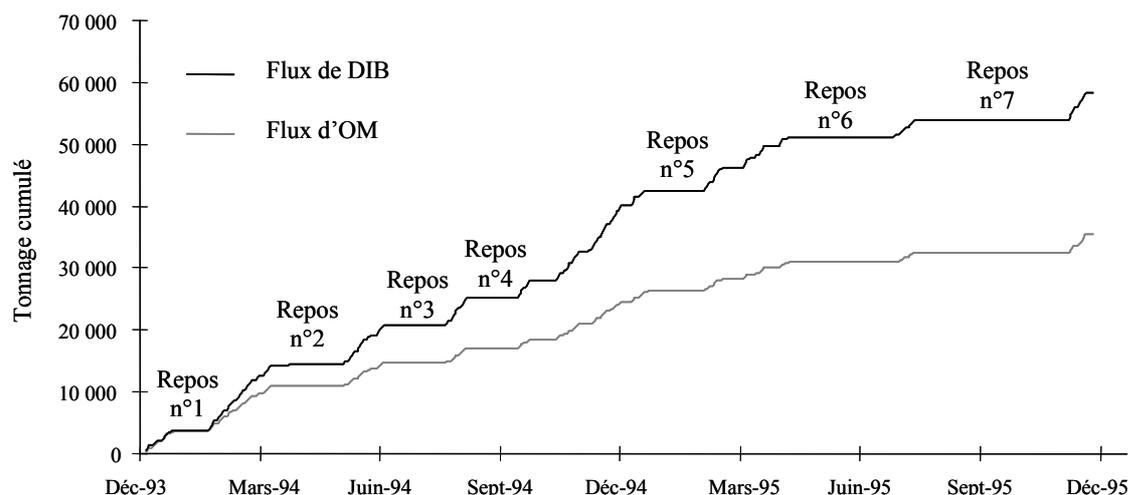


**Figure 8.12** Schéma d'implantation des plaques enterrées (SP) et des plaques de surface (SM) repris à partir de Yuen (1999) (Site de Lyndhurst, zones témoin et recirculée)

### ➤ Analyse inverse des tassements

L'archivage régulier des tonnages stockés (déchet + terre) a rendu possible la prise en compte d'une montée d'exploitation non linéaire. Considérant d'une part que les colonnes 'Control A' et 'Control B' représentent approximativement  $\frac{12}{14}$  ème et  $\frac{13}{14}$  ème de la hauteur de la colonne 'Test A', et d'autre part que la montée d'exploitation a été quasi-simultanée sur l'ensemble du casier (jusque 12 m), nous avons subdivisé le massif de déchets en respectivement 12, 13 et 14 couches virtuelles, dont les temps de construction sont tirés (par approximation) de la courbe de tonnage en fonction du temps (Figure 8.13).

Par ailleurs, observant que le flux de déchet a été stoppé à 7 reprises (périodes de repos n° 1 à 7), ces intervalles de repos ont été considérés ainsi que rapporté dans le Tableau 8.6. Enfin, les principales caractéristiques d'exploitation du casier sont rassemblées dans le Tableau 8.7.


**Figure 8.13** Evolution du tonnage de déchets stockés en fonction du temps (Site de Lyndhurst)

**Tableau 8.6** Phasage d'exploitation du casier expérimental de Lyndhurst

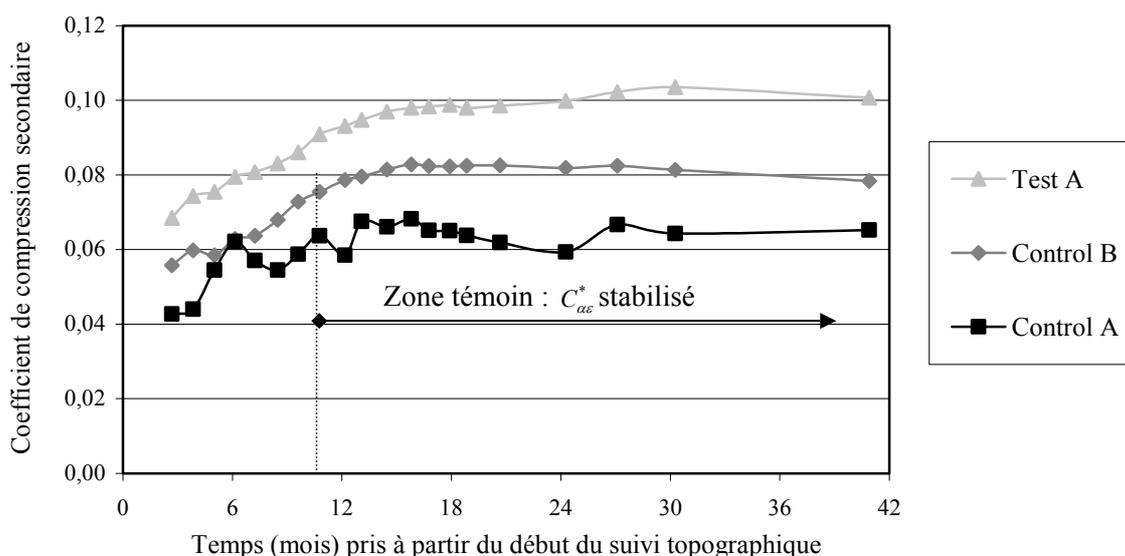
Couche n°	Date		Séquence (jours)		$\tau_i$ (mois)	$\sum_i \tau_j$ (mois)
	début	fin	début	fin		
1	01/12/93	25/12/93	0	24	0,79	0,79
Repos (1)	25/12/93	21/01/94	24	51	0,89	1,68
2	21/01/94	05/02/94	51	66	0,49	2,17
3	05/02/94	22/02/94	66	83	0,56	2,73
4	22/02/94	24/03/94	83	113	0,99	3,72
Repos (2)	24/03/94	05/05/94	113	155	1,38	5,10
5	05/05/94	28/05/94	155	178	0,76	5,85
Repos (3)	28/05/94	23/07/94	178	234	1,84	7,69
6	23/07/94	05/08/94	234	247	0,43	8,12
Repos (4)	05/08/94	15/09/94	247	288	1,35	9,47
7	15/09/94	15/10/94	288	318	0,99	10,45
8	15/10/94	10/11/94	318	344	0,85	11,31
9	10/11/94	23/11/94	344	357	0,43	11,74
10	23/11/94	14/12/94	357	378	0,69	12,43
Repos (5)	14/12/94	04/02/95	378	430	1,71	14,14
11	04/02/95	16/02/95	430	442	0,39	14,53
12	16/02/95	18/03/95	442	472	0,99	15,52
Repos (6)	18/03/95	23/06/95	472	569	3,19	18,71
13	23/06/95	14/07/95	569	590	0,69	19,40
Repos (7)	14/07/95	11/11/95	590	710	3,95	23,34
14	11/11/95	20/11/95	710	719	0,30	23,64

**Tableau 8.7** Caractéristiques d'exploitation du site de Lyndhurst [ $d(t_m^0) = 17/02/1996$  ;  $d(t_m^{ult}) = 15/07/1999$  ;  $t_m^{ult} - t_m^0 = 40,90$  mois]

Zone	$H_n(t_c)$ (m)	Exploitation		$t_n$ (mois)	$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$\Delta \varepsilon(t_m^{ult})$ (%)
		Début	Fin					
Control A	12,05	01/12/1993	18/03/1995	15,52	25,64	0,92	0,463	3,84
Control B	13,52	01/12/1993	14/07/1995	19,40	25,64	0,92	0,669	4,95
Test A	14,57	01/12/1993	20/11/1995	23,64	25,64	0,92	1,044	7,16

A l'issue d'une période de suivi de près de 41 mois, les déformations  $\varepsilon$  s'échelonnent entre 3,84 et 7,16 % de la hauteur initiale de la colonne considérée.

Si l'on se reporte à la Figure 8.14, on constate que les valeurs de  $C_{ac}^*$  augmentent d'abord puis dans le cas des colonnes Control A et Control B se stabilisent entre 0,06 et 0,08 après 12 mois, le rapport  $\delta C / C (t_m^{ult})$  ne fluctuant pas au-delà de 9 % après ce temps. S'agissant maintenant de la zone recirculée, le coefficient  $C_{ac}^*$  met deux fois plus de temps (24 mois) pour se stabiliser à un niveau proche de 0,10 (légèrement plus que pour la zone 'témoin').



**Figure 8.14** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction du temps  $t - t_m^0$  (Site de Lyndhurst)

Yuen et al. (1999) évoquent une légère augmentation de la capacité au champs calculée à partir du bilan hydrique complet du casier (de 27 - 31 % à 34 %) au cours du suivi topographique. La corrélation des tassements avec les caractéristiques physiques reste délicate car les valeurs moyennées de la teneur en eau n'intègrent pas la présence de zones sèches non irriguées par le lixiviat (et donc ayant une capacité de rétention nettement plus faible que la moyenne). En définitive, la zone témoin est restée relativement humide suite aux infiltrations importantes au cours de la phase d'exploitation longue de 25 mois. Il aurait sans doute été préférable de disposer de deux zones à fort contraste d'humidité pour observer plus clairement encore l'effet de la recirculation sur les tassements.

#### 8.2.4.2. Bioréacteur de Sandtown (USA)

Les données relatives au site de Sandtown (CSWMC) sont tirées de Morris et al. (2003).

Atouts	Faiblesses
1. Historique d'exploitation connu dans le détail	1. Très faible densité initiale du déchet
2. Bilan hydrique complet	
3. Suivi sur une période de 13 ans	

Implanté dans le Delaware (USA), le CSD accueille des déchets ménagers depuis 1980. A l'occasion de l'exploitation du casier A/B, un programme expérimental a été mis en place avec pour objectif le suivi à long terme de l'impact de la recirculation (y compris sur les tassements). La recirculation des lixiviats a été effectuée par l'intermédiaire de puits verticaux, de spray en surface et enfin de drains sub-horizontaux (en période post-exploitation). La physionomie du site ainsi que les caractéristiques essentielles du casier étudié sont illustrées par la Figure 8.15 et le Tableau 8.8. Le casier est en réalité composé de 2 alvéoles mitoyennes A et B. Toutefois, passée la période initiale d'octobre 1980 à octobre 1982, les 2 alvéoles ont toutefois été réunies en un seul casier dont l'exploitation s'est prolongée jusqu'en octobre 1988.



**Figure 8.15** Vue aérienne du site de Sandtown

**Tableau 8.8** Caractéristiques du casier A/B d'après Morris et al. (2003)

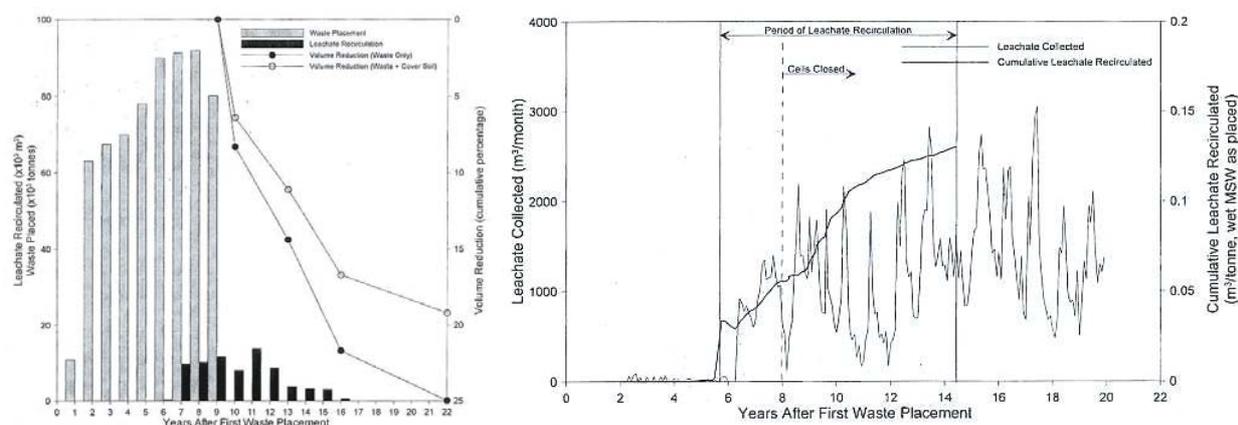
Caractéristiques	Alvéole A	Alvéole B
- Début d'exploitation	Octobre 1980	Octobre 1982
- Fin d'exploitation	Octobre 1988	Octobre 1988
- Surface d'exploitation	3,6 ha	7,3 ha
- Masse de déchet stocké (couvertures journalières exclues)	642 290 tonnes	
- Volume de stockage (couvertures journalières exclues)	1 287 900 m <sup>3</sup>	
- Volume des couvertures journalières (rapporté au vol. total)	23 %	
- Périodes de recirculation	1985 – 1995 (années 6 à 16)	
- Volume de lixiviat recirculé	72 000 m <sup>3</sup>	

A partir des données précédentes, nous avons estimé :

- la hauteur moyenne du casier en fin d'exploitation (1988), talus latéraux inclus : 11,80 m
- le poids volumique du déchet en fin d'exploitation, couvertures journalières et eau météorique exclues : 4,89 kN/m<sup>3</sup>
- le volume moyen recirculé : 112 litres/tonne (soit 0,93 litre/tonne/mois équivalant à 0,03 litre/tonne/jour)

A défaut de disposer de données précises relatives à l'infiltration de l'eau de pluie, la Figure 8.16 nous permet de rapporter les volumes de lixiviat recirculés mensuellement aux volumes de lixiviat collectés. Si l'on se place entre les années 7 et 12, le volume recirculé équivaut en moyenne à 10 000 m<sup>3</sup>/an (soit environ 830 m<sup>3</sup>/mois). En comparaison, le volume de lixiviat collecté oscille entre 200 et plus de 2000 m<sup>3</sup>/mois pour une moyenne de l'ordre de 1 000 m<sup>3</sup>/an. A première vue donc, on peut penser que le lixiviat recirculé constitue une part importante du lixiviat collecté. En contradiction apparente, les oscillations (calquées sur un rythme annuel) du flux de lixiviat collecté (Figure 8.16 (b)) sur l'ensemble de la période tout comme le niveau élevé

du lixiviat collecté au cours de la période post-recirculation (années 15 à 20) suggèrent que le bilan hydrique est très influencé par l'eau de pluie (infiltrations via la couverture). S'agissant de la teneur en eau du déchet, Morris et al. (2003) estiment que celle-ci est proche voire au-delà de sa capacité au champs. Compte tenu du rythme de construction très lent du casier (de l'ordre de 1,5 m/an en moyenne), on comprend que le déchet ait pu être stocké dans un état presque saturé (par les eaux météoriques).



**Figure 8.16** (a) Tonnages stockés, volumes recirculés et déformations relatives au casier A/B (b) Volume de lixiviat collecté et volume cumulé de lixiviat recirculé (Morris et al., 2003)

La topographie des deux alvéoles réunies a été mesurée à cinq reprises par photogrammétrie aérienne : en octobre 1988 (juste après fermeture du casier) puis octobre 1989, février 1992, juin 1995 et enfin août 2001, ce qui a permis de déduire la déformation verticale moyenne du casier pour chaque intervalle de temps (Figure 8.16 (a)). En dépit du nombre limité de mesures, le suivi se révèle particulièrement intéressant compte tenu de sa durée (154 mois soit près de 13 ans). En supposant la couverture du casier incompressible, la déformation du massif de déchet atteint 25 % de la hauteur initiale à l'issue de la dernière mesure en août 2001.

La rétro-analyse de ces tassements a été effectuée au moyen du modèle incrémental ISPM. L'historique d'exploitation a été préalablement affiné à cet effet. A partir des tonnages stockés annuellement (Tableau 8.9), une montée d'exploitation en 12 couches représentant chacune 53,5 tonnes a été simulée (Tableau 8.10), ce qui a permis de déduire les temps de construction (variables) des 12 couches.

**Tableau 8.9** Evolution des tonnages stockés dans le casier A/B (Site de Sandtown)

Année	Début / fin	Tonnage (* 10 <sup>3</sup> tonnes)	Tonnage relatif (%)	Tonnage cumulé (%)	Tonnage quotidien moyen (tonnes/jour)
0	Oct. 1980 <sup>a</sup>	10	1,56	1,56	-
1	Oct. 1980 – Oct. 1981	63	9,81	11,37	172,5 (199,9) <sup>b</sup>
2	Oct. 1981 – Oct. 1982	68	10,59	21,96	186,2
3	Oct. 1982 – Oct. 1983	70	10,90	32,86	191,6
4	Oct. 1983 – Oct. 1984	78	12,15	45,01	213,6
5	Oct. 1984 – Oct. 1985	90	14,02	59,03	246,4
6	Oct. 1985 – Oct. 1986	91	14,18	73,21	249,1
7	Oct. 1986 – Oct. 1987	92	14,33	87,54	251,9
8	Oct. 1987 – Oct. 1988	80	12,46	100	219,0
Total	Oct. 1980 – Oct. 1988	642	100	100	-

<sup>a</sup> Donnée incertaine vis-à-vis du phasage indiqué par les auteurs ( par la suite intégrée à l'année 1)

<sup>b</sup> Tonnage quotidien moyen incluant l'année 0

**Tableau 8.10** Historique adopté pour la rétro-analyse des tassements du casier A/B (12 couches)

Couche	Tonnage cumulé (* 10 <sup>3</sup> tonnes)	Début	Fin	$\tau_i$ (mois)	$\sum_i \tau_j$ (mois)
1	53,5	01/10/80	26/06/81	8,80	8,80
2	107,0	26/06/81	02/04/82	9,20	18,00
3	160,5	02/04/82	11/01/83	9,33	27,33
4	214,0	11/01/83	15/10/83	9,13	36,47
5	267,5	15/10/83	22/06/84	8,25	44,71
6	321,0	22/06/84	08/02/85	7,56	52,27
7	374,5	08/02/85	13/09/85	7,13	59,40
8	428,0	13/09/85	15/04/86	7,06	66,46
9	481,5	15/04/86	16/11/86	7,03	73,49
10	535,0	16/11/86	16/06/87	7,00	80,49
11	588,5	16/06/87	31/01/88	7,49	87,98
12	642,0	31/01/88	01/10/88	8,02	96,00

Le Tableau 8.11 fournit les résultats de la rétro-analyse, à commencer par les 4 valeurs du coefficient de compression secondaire intrinsèque calculées suite à chacun des relevés topographiques. A première vue, le niveau excessivement élevé du coefficient (compris entre 0,28 et 0,42) pose la question de la validité des déformations déduites par photogrammétrie.

Outre la forte teneur en eau du déchet et l'effet de la recirculation des lixiviats pendant 10 ans, le niveau de compressibilité du déchet s'explique probablement par le poids volumique inhabituellement faible du déchet ( $\gamma(t_c) \cong 4,89 \text{ kN/m}^3$ ), ce qui équivaut à un poids volumique  $\gamma_0$  après compactage inférieur à  $4 \text{ kN/m}^3$ . Remarquons toutefois que la compressibilité du déchet diminue sensiblement à partir de l'année 16 qui coïncide (est-ce un hasard ?) avec l'arrêt de la recirculation. En conclusion, le rôle exact joué par la recirculation dans la cinétique de tassement reste difficile à évaluer du fait de l'humidification massive du déchet en phase d'exploitation (puis poursuivie par infiltration).

**Tableau 8.11** Rétro-analyse pas à pas des tassements mesurés sur le site de Sandtown

N°	Date	$t_m^i - t_m^0$ (mois)	$\varepsilon(t_m^i)$ (%)	$dw/dt$ (mm/mois)	$C_{ae}^*(t_m^i)$	Analyse
1	Oct. 89	12	8,25	81,14	0,421	- très forte cinétique de tassement - lien probable avec la recirculation anticipée 2 ans avant la fin d'exploitation
2	Fév. 92	40	14,33	25,62	0,330	- niveau de recirculation légèrement réduit - diminution de la concentration en MSOD
3	Juin 95	80	21,59	21,45	0,327	- stabilisation relative de la compressibilité en dépit d'une baisse sensible des flux recirculés
4	Août 01	154	25,00	5,43	0,281	- baisse très nette du coefficient de compressibilité après arrêt de la recirculation - épuisement des ressources en MSOD ?

### 8.2.4.3. Bioréacteur de Lons-le-Saunier

Le bioréacteur de Lons-le-Saunier constitue l'un des sites 'pilote' de notre programme. Il a été présenté au Chapitre 5 (§ 5.1.5).

Atouts	Faiblesses
1. Géométrie de stockage régulière et historique parfaitement archivé	1. Absence de casier témoin sans recirculation
2. Piquetage topographique très dense	
3. Synergie interdisciplinaire	

Depuis juin 2002, une partie des lixiviats est réinjectée dans le massif de déchet à partir de six tranchées horizontales de 25 m implantées en partie supérieure de casier (suivant un écartement entre brins compris entre 18 et 20 m). Le mode d'exploitation en bioréacteur fait suite à une phase initiale post-exploitation de quelques mois sans recirculation (blanc). La recirculation des lixiviats a débuté fin juin 2002 (semaine 26), puis a été effectuée à partir d'une des six tranchées (par roulement), à raison de 10 m<sup>3</sup>/jour, 5 jours par semaine. Si l'on rapporte les flux de lixiviat injectés à la masse solide de déchet initialement stocké dans le casier, on obtient une valeur très faible de 0,11 litre/tonne/jour.

En accord avec la méthodologie présentée précédemment (§ 8.2.2), 2 approches ont été tentées dans le but d'évaluer l'effet possible de la recirculation sur les tassements :

- analyse sans modélisation : suivi de l'évolution des taux de tassement avant / après recirculation
- analyse avec modélisation ISPM : suivi de l'évolution du coefficient  $C_{ae}^*$  avant / après recirculation

#### ➤ Analyse de la recirculation à partir des taux de tassement

Un bilan de l'évolution des taux de tassement (mm/mois) a été dressé sur la base des 10 derniers levés (depuis le 06/05/02), ce qui représente 9 intervalles de temps. Compte tenu de la date de début de recirculation (1<sup>er</sup> essais fin juin 2002 mais injection régulière à partir de juillet 2002 seulement), nous avons considéré le taux de tassement calculé au cours de la période du 06/05/02 au 05/07/02 (sans recirculation) comme référence en vue d'une comparaison avec les tassements mesurés en période de recirculation.

**Tableau 8.12** Evolution des taux de tassement en fonction du temps (à partir de mai 2002)

Profil	Repères étudiés	Distance au brin le plus proche	dw/dt (mm/mois)								
			06/05/02 05/07/02	05/07/02 02/09/02	02/09/02 24/10/02	24/10/02 20/12/02	20/12/02 20/02/03	20/02/03 16/04/03	16/04/03 10/06/03	10/06/03 11/08/03	11/08/03 25/09/03
A1	4	2 m	10,4*	5,0	8,9	11,2	17,3	12,0	3,7	7,6	35,4
A2	3	2 m	10,7*	18,1	14,6	18,7	21,6	19,0	15,7	6,2	8,8
A3	3	6,50 m	13,9*	11,4	6,4	8,0	14,1	-0,4	14,4	2,0	11,1
A4	4	2 m	11,7*	14,5	27,7	14,8	16,7	9,7	17,9	0,2	3,9
A5	4	2 m	6,3*	5,7	6,0	6,9	12,0	7,9	7,1	2,8	13,4
B11	3	12 m	9,1*	10,0	9,8	9,1	16,7	7,9	17,9	1,1	18,3
B21	5	7,80 m	10,8*	19,8	32,3	22,7	23,3	23,0	14,2	3,7	21,1
B51	2	2 m	16,7*	16,3	13,8	8,5	16,7	6,6	23,5	1,7	35,5
B52	4	2 m	10,1*	14,1	25,3	18,0	13,8	9,4	13,1	0,6	9,6
B53	4	5 m	12,6*	8,5	24,2	5,9	15,5	10,8	14,1	1,0	7,1
B54	4	7,30 m	10,1*	7,9	18,3	6,1	15,5	9,0	10,2	0,9	6,6
Moyenne			11,1*	11,9	17,0	11,8	16,6	10,5	13,8	2,5	15,5

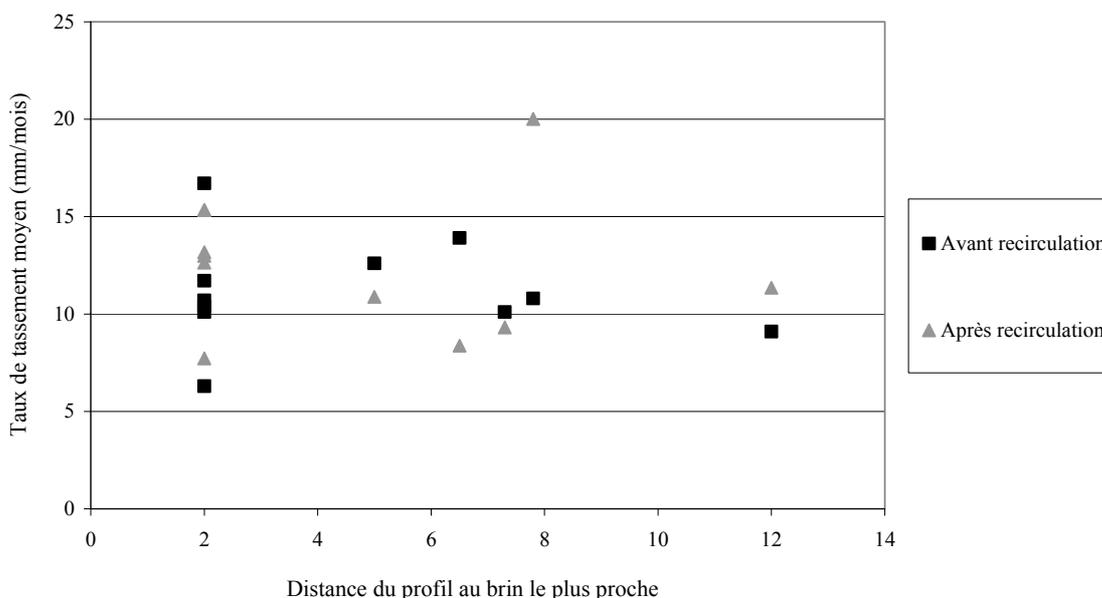
\* Taux de tassement de référence (avant recirculation)

Les taux de tassement calculés pour chacun des 11 profils au cours des 9 intervalles de temps sont rapportés dans le Tableau 8.12. Les repères situés au voisinage des talus n'ont pas été pris en

compte, ainsi que les repères renversés au cours de la période. Au final, seuls 2 à 5 repères par profil ont pu être intégrés à cette étude. Enfin, sont précisées les distances des différents profils au brin de recirculation le plus proche.

Si on exclut l'intervalle de juin à août 2003, la cinétique semble se maintenir à un niveau stable, sensiblement supérieur au niveau initial considéré (11,1 mm/mois). A première vue, cela pourrait être un effet réel de la recirculation sur les tassements. Cependant, la chute brusque de la cinétique de tassement observée de juin à août 2003 (période de canicule très sèche) peut être aussi interprétée comme le signe que les infiltrations d'eau au travers de la couverture (pourtant étanchée par une géomembrane) ont une influence prépondérante vis à vis de la recirculation.

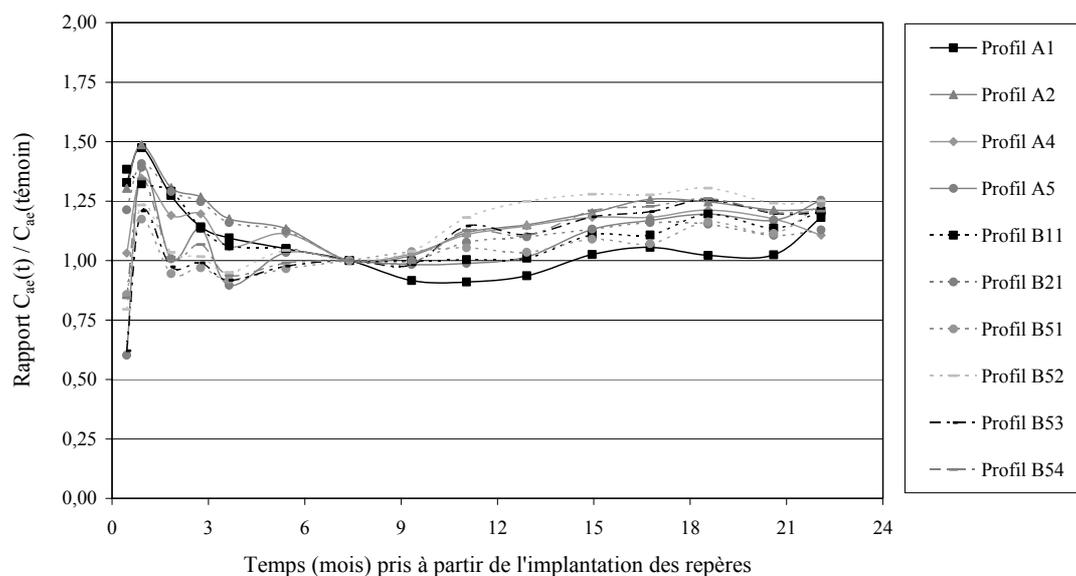
Si l'on se concentre maintenant sur les différents profils caractérisés par leur distance au brin de recirculation le plus proche, l'évolution des taux de tassement entre la période de 2 mois précédant la recirculation et la période complète de recirculation (du 05/07/2002 au 25/09/2003) est reportée sur la Figure 8.17. Aucune tendance claire ne se dégage, ce qui nous conduit à formuler 2 hypothèses opposées : soit l'absence d'influence de la recirculation sur la cinétique de tassement, soit une diffusion uniforme du lixiviat sur l'ensemble du casier (hypothèse non confirmée par l'étude de résistivité électrique menée par le Cemagref d'Antony).



**Figure 8.17** Taux de tassement des 11 profils topographiques de surface en fonction de leur distance au brin de recirculation le plus proche (valeurs avant / pendant recirculation)

#### ➤ Analyse de la recirculation à partir du modèle incrémental ISPM

L'analyse des tassements proposée est basée sur la modélisation non linéaire à 20 couches (NL20) présentée au Chapitre 6 (§ 6.2.1.3.). La Figure 8.18 illustre l'évolution du rapport  $C_{ac}^*(t)/C_{ac}^*(05/07/2002)$  en fonction du temps. On observe qu'à partir de juillet 2002 (temps coïncidant avec le début de la recirculation), le coefficient de compression secondaire intrinsèque  $C_{ac}^*$  évolue à la hausse pour tous les profils (mis à part initialement pour le profil A1). Au 25/09/2003, cette hausse s'établit autour de 20 %. Cependant, compte tenu de l'absence de corrélation entre la cinétique de tassement et la distance aux brins de recirculation, il est préférable de rester circonspect face à cette hausse.



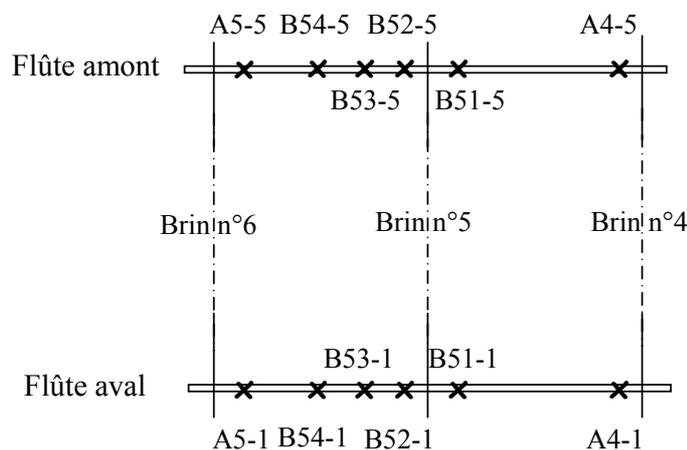
**Figure 8.18** Evolution de  $C_{ae}^*(t)/C_{ae}^*(05/07/2002)$  en fonction du temps - modélisation non linéaire à 20 couches (NL20) (CSD de Lons-le-Saunier, tous profils sauf A3)

➤ Tentative de corrélation entre résistivité différentielle et tassements

L'apport de la géophysique dans l'analyse de l'effet de la recirculation sur les tassements est par ailleurs esquissé suivant une interprétation en résistivité différentielle ( $\Omega.m$ ) exprimée sous la forme suivante :

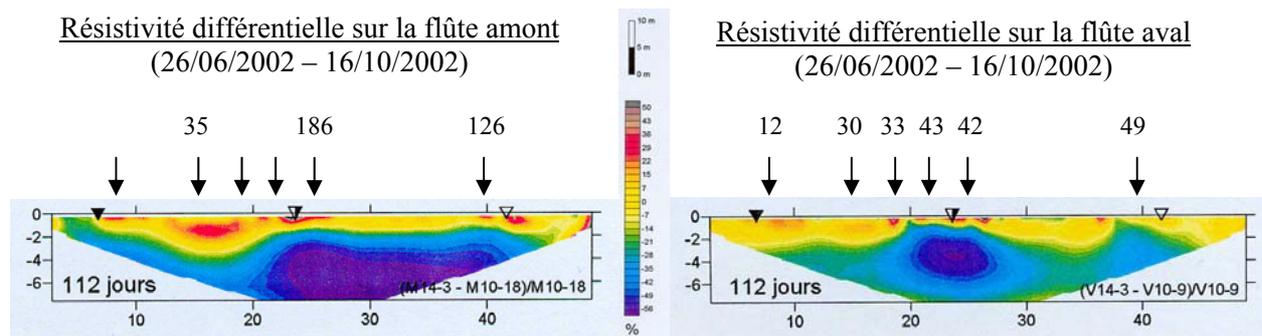
$$[8.1] \quad \rho_{diff} = 100 \cdot \frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} (\%)$$

A titre d'exemple, nous avons considéré six repères positionnés à la verticale de la flûte amont et 6 autres repères placés le long de la flûte aval (Figure 8.19 (a)). Les tassements de ces points mesurés au cours de la période du 05 juillet 2002 au 24 octobre 2002 ont été mis en parallèle avec la résistivité différentielle mesurée approximativement sur la même période (du 26 juin 2002 au 16 octobre 2002) (Cemagref, 2003). Les valeurs manquantes correspondent aux repères perdus entre temps. D'après l'observation de la Figure 8.19 (c) et (d), on remarque une assez bonne corrélation entre les tassements et la diminution de la résistivité différentielle. Ceci est particulièrement vrai des repères proches de la flûte amont : les valeurs de tassement nettement plus élevées que la moyenne (186 et 126 mm) correspondent à des zones où la résistivité a diminué de plus de 50 %. Un travail d'analyse systématique serait souhaitable pour confirmer ou infirmer l'existence de liens entre résistivité différentielle et tassements.



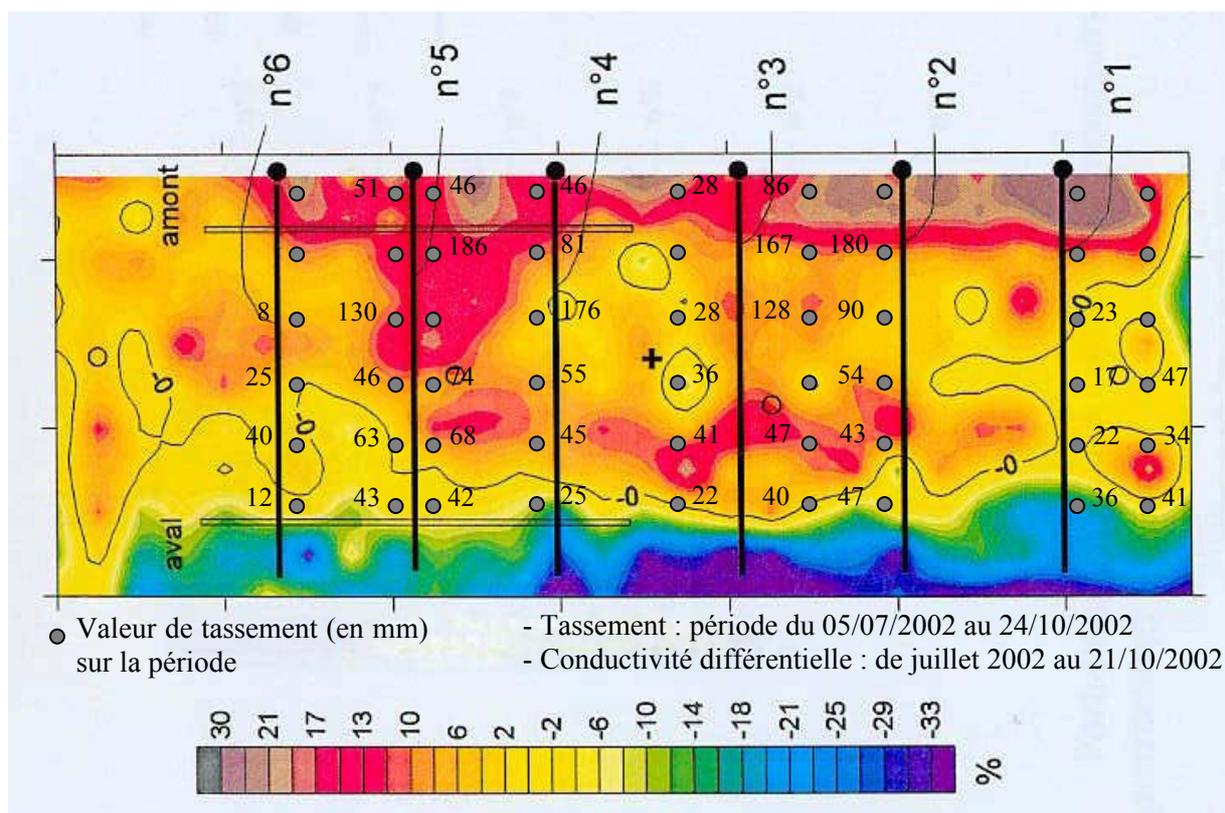
Tassements mesurés sur la période du 05/07/2002 au 24/10/2002

Profil	Repère 5 (flûte amont)	Repère 1 (flûte aval)
A5	-	12 mm
B54	35 mm	30 mm
B53	-	33 mm
B52	-	43 mm
B51	186 mm	42 mm
A4	126 mm	49 mm



**Figure 8.19** (a) Positionnement des repères topographiques vis-à-vis des brins de recirculation n° 4, 5 et 6 (b, c, d) Tassements mesurés (mm) sur la période du 05/07/2002 au 24/10/2002

La méthode d'induction électromagnétique a également été expérimentée sur le site de Lons-le-Saunier (Cemagref, 2003). Comme précédemment, les tassements mesurés sur la période de juillet à octobre 2002 ont été mis en parallèle avec l'évolution de la conductivité différentielle (définie comme l'inverse de la résistivité différentielle). Cette fois, les corrélations sont plus difficiles, voire impossibles. Cela tient probablement au fait que cette seconde méthode (aérienne par nature) a été appliquée par dessus la couverture minérale du casier. Il est probable que les fluctuations observées proviennent pour partie de variations de la teneur en eau de la couverture, ce qui évidemment serait de nature à compromettre toute tentative d'interprétation.



**Figure 8.20** Tassements mesurés (mm) sur la période du 05/07/2002 au 24/10/2002 et conductivité différentielle mesurée de juillet 2002 (date exacte non communiquée) au 21/10/2002

### 8.2.5. Conclusions et perspectives

Comme nous venons de le voir à partir des 6 études de cas précédentes, les expérimentations menées sur bioréacteurs – que ce soit à l'échelle méso (mini-casiers) ou macro (casiers en vrai

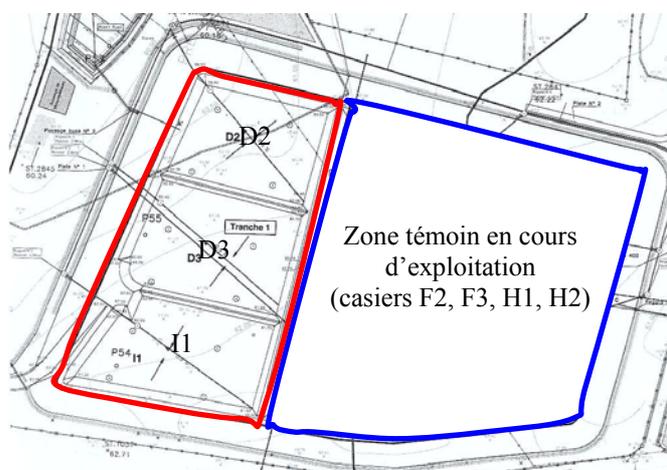
grandeur) – nous apportent un certain nombre d'éléments encourageants (notamment sur le plan qualitatif) mais en toute rigueur ne permettent pas à ce jour de quantifier précisément l'effet de la recirculation sur la cinétique de tassement. Les recherches que nous avons entreprises (notamment sur le site de Lons-le-Saunier) seront poursuivies et complétées à partir des données publiées dans la littérature. A ce titre, il est proposé d'étudier à l'avenir les résultats tirés des expérimentations de Simard et al. (2003) menées sur le bioréacteur de Sainte-Sophie (Québec) en fonctionnement depuis mai 2002 et suivi mensuellement au moyen de 12 plaques télescopiques installées à différents niveaux d'exploitation.

Par ailleurs, un projet de recherche vient d'être lancé sur le site de Grand'Landes (Vendée). Sélectionné par le Creed dans le cadre de son programme de recherche 'bioréacteur', ce site fait l'objet d'une recirculation des lixiviats depuis l'été 2003.

Atouts	Faiblesses
1. Présence d'un casier témoin	1. Configuration en pente du casier
2. Historique d'exploitation bien archivé	2. Absence de période de 'blanc' pour le suivi topographique sur la zone recirculée
3. Débit de recirculation variable suivant zonage	

D'une hauteur maxi proche de 13 m, ce site reçoit un déchet composé de DIB (34 %), OM (24 %), refus de compostage (22 %) et encombrants (15 %) et dont la teneur en eau (rapportée à la masse de déchet humide) au début du cycle de recirculation a été évaluée à 27 % ( $\pm 3$  %). A compter de l'été 2003, l'injection de lixiviat est réalisée quotidiennement ( $10 \text{ m}^3$ ) au moyen de double puits verticaux (débits d'injection compris entre 5 et  $35 \text{ m}^3/\text{h}$ ).

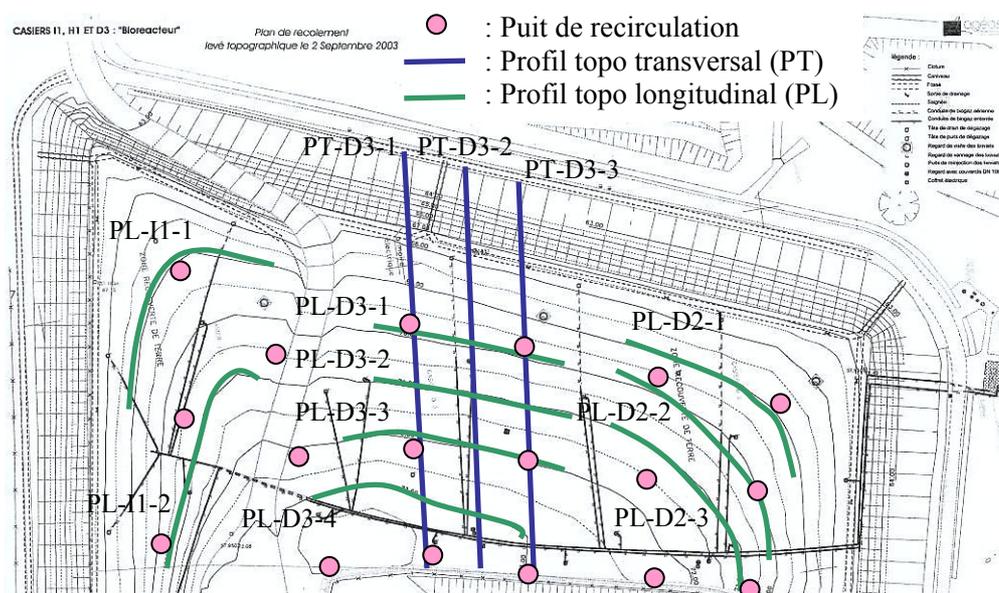
Tout comme à Lons-le-Saunier, une importante instrumentation géophysique a été installée sur le site sous la forme de quelques 200 électrodes résistives (Grellier et al., 2003) couplées à des mesures de température. S'agissant de l'instrumentation des tassements, des repères topographiques de surface ont été installés après engazonnement de la couverture finale en novembre 2003. L'implantation prend la forme de 9 profils longitudinaux complétés par 3 profils transversaux représentant un total de 99 repères, dont la déformation 3D sera suivi suivant un rythme bimensuel. La localisation des profils est représentée sur la Figure 8.22.



**Figure 8.21** Plan du CSD de La Vergne avant exploitation et localisation des alvéoles recirculées

**Tableau 8.13** Caractéristiques de la zone expérimentale du CSD de La Vergne

Casier	Recirculation	Témoin
Alvéoles	3 (D2, D3, I1)	4 (F2, F3, H1, H2)
Surface	1,5 ha	3,3 ha
Volume	160 000 m <sup>3</sup>	303 000 m <sup>3</sup>
Exploitation	Août 2001 – Septembre 2002	Septembre 2002 – Mai 2004
Couverture	Géomembrane	Argile

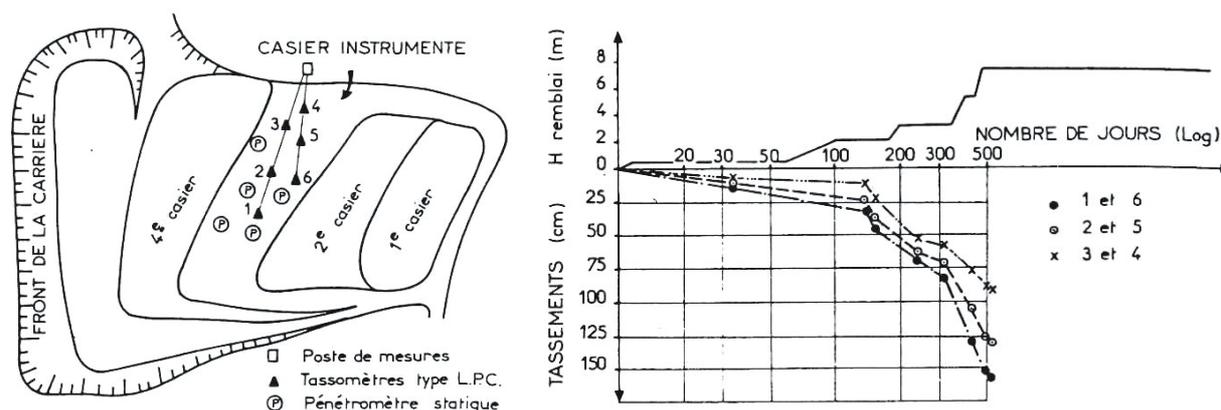

**Figure 8.22** Implantation prévisionnelle des profils topographiques sur le bioréacteur

### 8.3. Surconsolidation par chargement statique

#### 8.3.1. Contexte et enjeux

Couramment appliquée en géotechnique pour la consolidation des sols compressibles, la technique de chargement statique par remblai de terre n'a semble-t-il jamais été appliquée en France à des casiers de déchet, mis à part la requalification d'anciennes décharges dans le cadre de constructions d'ouvrages (entre autre routières). Le principe, pour les sols compressibles, consiste dans un premier temps à surcharger le massif de sol et donc à le 'surconsolider' à l'aide d'un remblai provisoire de manière à limiter, suite au retrait du remblai, la compressibilité du massif sous l'effet des surcharges liées aux constructions définitives. Cette technique d'accélération des tassements par surcharge momentanée repose sur le même principe pour les déchets. Pour anticiper sur les tassements futurs en vue d'une stabilisation plus rapide, le déchet est comprimé jusqu'à ce que le niveau de tassement de ce dernier soit compatible avec les critères dictés par les impératifs de réhabilitation du site.

En France, les premières expérimentations de chargement de déchets (remblais expérimentaux) ont été menés au début des années 1980 (Cartier, 1981a) sur les décharges de Roanne et d'Arnouville (Figure 8.23). Une interprétation des résultats publiés par Cartier (1981a) a été tentée hélas sans succès en l'absence de données relatives à la profondeur de déchet. De surcroît, les planches d'essais n'ont pas été associées à des planches témoin ce qui empêche toute approche comparative.



**Figure 8.23** Préchargement de la décharge contrôlée d'Arnouville (a) Implantation de l'instrumentation (b) résultats de tassement (Cartier, 1981a)

Landva et Clark (1990) ont conduit une série de tests sur le site de Fredericson (remblai de 19 x 16 m à la base pour 7,5 x 5 m en crête, 2,5 m de hauteur, soit un volume de matériau de 400 m<sup>3</sup>). Les auteurs insistent sur le fait que ce genre d'expérimentation est facilement réalisable si les matériaux sont disponibles sur le site et de surcroît s'ils rentrent ensuite dans la composition de la couverture. Dans l'optique d'un rechargement en déchet ou de la pose de la couverture finale, ils recommandent de réaliser de tels tests le plus tôt possible (si possible 1 an avant les travaux d'extension ou de fermeture).

Aux Etats-Unis, Stulgis et al. (1995) ont rapporté l'extension verticale d'une décharge du Massachussets exploitée des années 1950 aux années 1980 puis recouverte d'une boue stabilisée (1985). L'essai de chargement statique a consisté à placer un remblai de terre (36 m de côté pour 6 m de haut) sur la colonne de déchet d'âge compris entre 13 et 50 ans et de 18 m de hauteur environ. Réalisées au cours des 10 mois qui ont suivi l'installation du remblai, les mesures de tassement effectuées à l'aide d'un inclinomètre horizontal et d'une série de 12 plaques télescopiques n'ont toutefois pas pu être exploitées faute de données suffisamment précises relatives à l'âge des déchets et surtout du fait de l'absence de suivi témoin avant mise en place du remblai.

### 8.3.2. Discussion

Un quart de siècle après les premières expérimentations de chargement de déchet, de nombreuses questions subsistent quant à l'effet d'un chargement statique sur la compression secondaire d'une colonne de déchet. Les expériences passées de rechargement n'ont pas permis de répondre aux questions fondamentales relatives au comportement en compression des déchets, et plus particulièrement à celles relatives aux lois de tassement que nous avons considérées dans notre modèle.

Outre l'accroissement de la consolidation primaire d'une colonne de déchet en place, il s'agit en effet d'appréhender l'influence du pré-chargement sur le tassement secondaire du massif de déchet à moyen et à long terme. En schématisant, cela revient à se demander face au constat qu'une surcharge appliquée à un déchet âgé en phase de tassement secondaire implique un tassement supplémentaire, si ce tassement peut être identifié à un tassement primaire n'interférant pas sur le tassement 'secondaire' de fluage. Cela constitue en tout cas une des hypothèses fortes de notre modèle incrémental, à savoir l'indépendance du coefficient de compression secondaire vis-à-vis de la surcharge appliquée. Si dans la majorité des cas (tel que pour le rechargement de l'alvéole A''B de Chatuzange (§ 6.2.2), l'extension verticale d'une colonne de déchet âgé ne

semble pas influencer notablement sur sa cinétique post-chargement, il n'en a pas été de même dans le cas de l'extension de l'alvéole 10 de Lapouyade (§ 6.2.2), cas pour lequel le rechargement a été à l'origine d'une accélération durable des tassements sur une période supérieure à 1 an.

Plus globalement, le point évoqué ci-dessus revient à étudier l'impact de la surcharge sur la restructuration d'un massif de déchet (qui passe par une diminution de la porosité) et par voie de conséquence sur la biodégradation du déchet. Rappelons cependant qu'au stade actuel des connaissances, l'influence de la porosité sur la cinétique de dégradation reste méconnue. Il en va de même de l'influence de l'âge d'une colonne de déchet sur l'effet du pré-chargement. Ceci fait évidemment abstraction du cas plus complexe de déchets recirculés pour lesquels la combinaison de la percolation de lixiviat et de la modification physique du matériau (structure, porosité) pourrait avoir un effet direct sur le tamisage des fines et par voie de conséquence sur les tassements.

Sur le site de Lapouyade (§ 5.1.3), un test de rechargement a été envisagé en 2002, cependant annulé suite à des contraintes d'exploitation. L'étude projetée incluait une zone témoin (sans rechargement) et une zone test (avec rechargement). Le programme instrumental consistait en 6 étapes, à savoir :

- suivi des tassements des 2 zones 'témoin' et 'test' avant chargement (au moyen de plaques télescopiques ou profilomètres)
- installation du remblai sur la zone test couplé à des mesures internes rapprochées dans le temps (suivi du tassement primaire)
- repos du remblai pendant plusieurs mois et mesures en parallèle (tassement secondaire)
- évacuation du remblai de chargement couplé à des mesures rapprochées (mesure du rebond élastique)
- mise en place d'une ultime couche de déchet soigneusement compactée sur l'épaisseur libérée, pose de la couverture finale et mesures associées.
- suivi post-exploitation sur une période d'1 à 2 ans.

## **8.4. Surconsolidation par compactage dynamique**

### **8.4.1. Contexte et enjeux**

Le compactage dynamique est un procédé parfois utilisé pour les déchets avec 3 types d'objectifs :

- limiter l'amplitude totale des tassements et maîtriser leur évolution dans le temps de manière à éviter tout risque de rupture / poinçonnement de la couche d'étanchéité de couverture sous l'effet des tassements différentiels (notamment dans le cas d'une extension verticale de casier) ;
- consolider les couches de déchet en place afin d'augmenter la capacité de stockage d'un CSD (i.e. avec pour objectif la mise en place d'une ou plusieurs couches supplémentaires de déchet) ;
- traiter d'anciens dépôts de déchets dans le cadre de travaux de requalification (ouvrages routiers, VRD, opération immobilière, etc.) dans le cas où le volume de déchet considéré ne permet pas d'envisager le curage de la zone.

Cartier (1981b) évoque plusieurs exemples de constructions d'envergure sur anciennes décharges : un complexe de loisir à Détroit, différents immeubles à Memphis et San-Diego, l'université de Seattle et même l'aéroport La Guardia à New York !

### 8.4.2. Procédure et performance

La technique consiste à quadriller une zone de stockage de déchets et d'appliquer à intervalles réguliers une contrainte dynamique verticale sous la forme de la chute libre d'un pilon de 6 à 30 tonnes (exceptionnellement plus) d'une hauteur de 10 à 30 m. L'énergie transmise aux déchets à chaque impact est de l'ordre de 140 à 300 t.m / m<sup>2</sup>. La profondeur d'influence maximale est ajustable dans une gamme de 3 à 9 m (Tableau 8.14), fonction de la nature des déchets et de ses caractéristiques physiques (porosité moyenne et teneur en eau), de la forme et de la masse du pilon et enfin de la hauteur de chute libre. En comparaison, la profondeur d'influence d'un compacteur statique courant varie de 1 m à 2,5 m maximum.

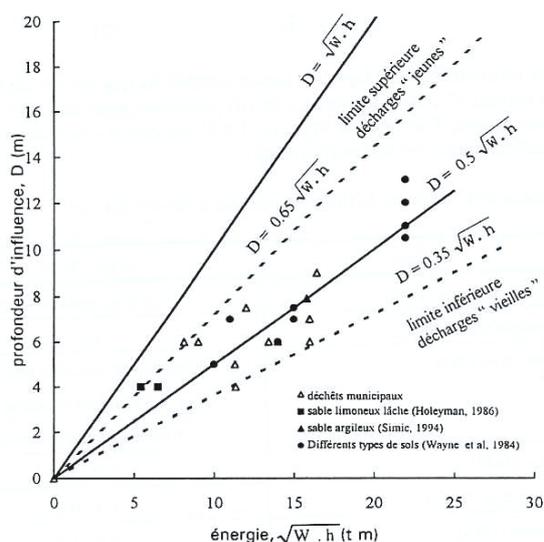
La profondeur d'influence varie comme la racine carrée de l'énergie mise en jeu, la loi de dissipation faisant intervenir le carré de la profondeur.

$$[8.2] \quad D = n \cdot \sqrt{W \cdot h}$$

où :

- n est un coefficient d'adaptation tenant compte du type de sol, de la forme du pilon, etc. compris entre 0,35 (déchets vieux) et 0,65 (déchets jeunes) ;
- W représente la masse du pilon (tonnes) ;
- h représente la hauteur de chute (m).

Au passage, notons que la formule précédente, qui ne tient pas compte de la forme du pilon, donne tout au plus une valeur approchée de la profondeur d'impact.



**Figure 8.24** Relation énergie surfacique – profondeur d'influence du compactage dynamique (Van Impe et Bouazza, 1996)

L'efficacité du compactage dynamique est contrôlée par l'intermédiaire de mesures réalisées avant, pendant et après l'opération de compactage. Brièvement, elles incluent des essais de caractérisation du déchet à partir d'échantillons prélevés in-situ, des essais de caractérisation en place (pénétromètre, pressiomètre), des essais de cisaillement sur échantillons remaniés, des essais de chargement couplés à un suivi des tassements, des mesure de pression interstitielle et enfin des analyses spectrales des ondes de surface (SASW) qui à travers le calcul d'un module de cisaillement renseignent sur la rigidité du déchet. Pour plus de détails, on se référera notamment à Gambin (1995), Haegeman et Van Impe (1996), Dumas et Dumas (1995), Bouazza et al. (1996)

et plus généralement aux publications spéciales de l'US Department of Transportation (1995) et celle du CFMS (1995) à l'occasion de la Première Journée Louis Ménard.

### 8.4.3. Influence sur les tassements

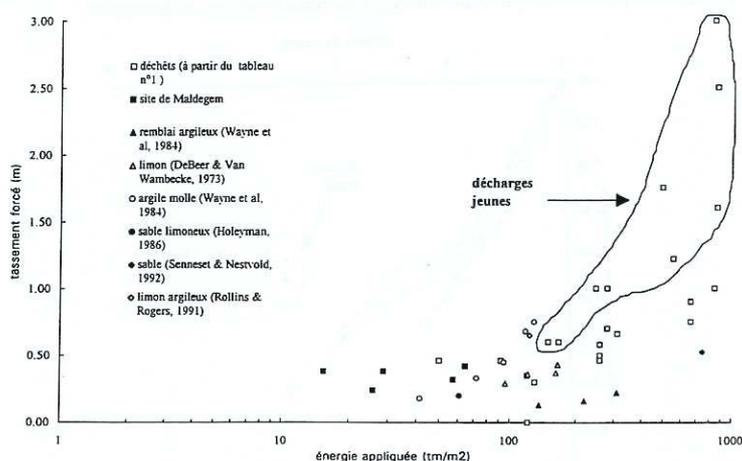
En terme quantitatif, Gifford et al. (1990) rapportent des tassements sous sollicitation dynamique de 5 à 25 %. En lien avec la construction d'hôpitaux, routes, jardins de ville, etc., Watts et Charles (1999) évoquent quant à eux des valeurs plus modestes (tassement relatif  $\varepsilon$  de l'ordre de 8 à 10 %) suite à plusieurs exemples de consolidation dynamique de colonnes de 6 à 8 m. Dans le Tableau 8.14 ont été répertoriés 17 cas (essentiellement en Grande-Bretagne ou aux Etats-Unis) tirés de la littérature (Sherwood, 1986) pour lesquels ont été fournis à la fois la nature et la profondeur de déchet, les énergies volumiques et surfaciques délivrées, les tassements relatifs (4 à 25 %) et enfin le coefficient spécifique (ratio tassement relatif / énergie volumique) compris entre 2 et 6 m<sup>3</sup>/tm.

**Tableau 8.14** Résultats expérimentaux du compactage dynamique d'après Sherwood (1986) et Van Impe et Bouazza (1996)

Site	Nature du déchet	Age (ans)	Profondeur (m)	Energie volumique (tm/m <sup>3</sup> )	Energie surfacique (tm/m <sup>2</sup> )	Tassement relatif (%)	Coefficient spécifique (m <sup>3</sup> /tm).10 <sup>3</sup>
Arkansas	OM1	3	6 - 12	73 - 146	876	20 - 25	2,7 - 1,7
Bell Lane	OM1	6-10	4	70	280	21	3,0
Poyle	OM1	< 10	6	25	150	10	4,0
Hertford	OM2	15-20	5	44	220	10	2,3
Redditch	OM2	15	5	52	260	10	1,9
Hull	OM2	-	15	45	225	16	3,6
East London	OM3	40	6,5	40	260	9	2,3
Corby	DM	-	6,5	40	260	10	2,5
Cumbran	DM	9	9	20	180	10	5,1
Waltham Cross	DM	-	5	30	150	9	3,0
Bell Lane	DI	6-10	4	36	144	9	2,5
Basingstoke	DI	-	7	16	112	7	4,5
Rammey Marsh	DI	-	5	33	165	9	2,7
London Docks	DI	-	9	20	180	4	2,1
Glasgow Princes Dock	DC	-	10	16,5	165	6	3,7
Glasgow Queens Dock	DC	-	10	12,5	125	6	4,4
Torino water plant	DC	-	11	15	170	9	6,0

OM1 : déchet ménager de moins de 10 ans ; OM2 : déchet ménager de 10 à 25 ans ; OM3 : déchet ménager supérieur à 25 ans ; DM : déchet mixte ; DI : déchet industriel ; DC : déchet de construction

En terme de stabilisation, la portance d'un massif de déchet est typiquement améliorée par un facteur de 3 à 4 après compactage dynamique et son module de cisaillement de 50 à 100 %. Van Impe et Bouazza (1996) ont rapporté une vingtaine de cas de consolidation dynamique sous la forme d'un faisceau de points exprimant les tassements observés en fonction de la charge surfacique imposée. La Figure 8.25 suggère tout d'abord que le comportement des déchets vieux est similaire à celui à celui des sols fins. Une seconde tendance se dessine, à savoir une compressibilité supérieure pour les déchets jeunes en comparaison des déchets anciens. Ceci mériterait des études complémentaires car si d'un côté, un déchet jeune est plus poreux et sa compressibilité primaire est sans doute supérieure à celle d'un déchet ancien (ce qui peut justifier ce résultat), on peut se demander si ce tassement 'primaire' de surconsolidation se superpose simplement ou s'il se substitue partiellement au tassement secondaire de fluage.



**Figure 8.25** Relation entre énergie surfacique et tassement sous contraintes dynamiques pour des déchets et autre sols (Van Impe et Bouazza, 1996)

Pour un déchet à forte composante biodégradable rapide (déchets ménagers putrescibles, déchets verts), un minimum de 4 à 5 années de stockage semble souhaitable (dans des conditions de méthanogenèse bien installée) pour que suffisamment de vides aient été libérés sous l'effet de la dégradation et que le compactage dynamique soit pleinement profitable. Pour un matériau déchet à composante biodégradable essentiellement lente (papier, carton, certains DIB, etc.), un minimum bien supérieur (de l'ordre de 10 à 15 ans) apparaîtrait souhaitable dans des conditions de méthanogenèse active.

Pour terminer, gardons à l'esprit que l'efficacité de la consolidation dynamique est limitée à la fois par :

- la nature du déchet (élasticité du squelette, porosité, dégradation)
- la profondeur du déchet (profondeur d'action < 9 m)
- la teneur en eau du déchet (efficacité quasi-nulle en cas de saturation, les contraintes étant reprises par l'eau elle-même).

#### 8.4.4. Expérimentations projetées par le Lirigm

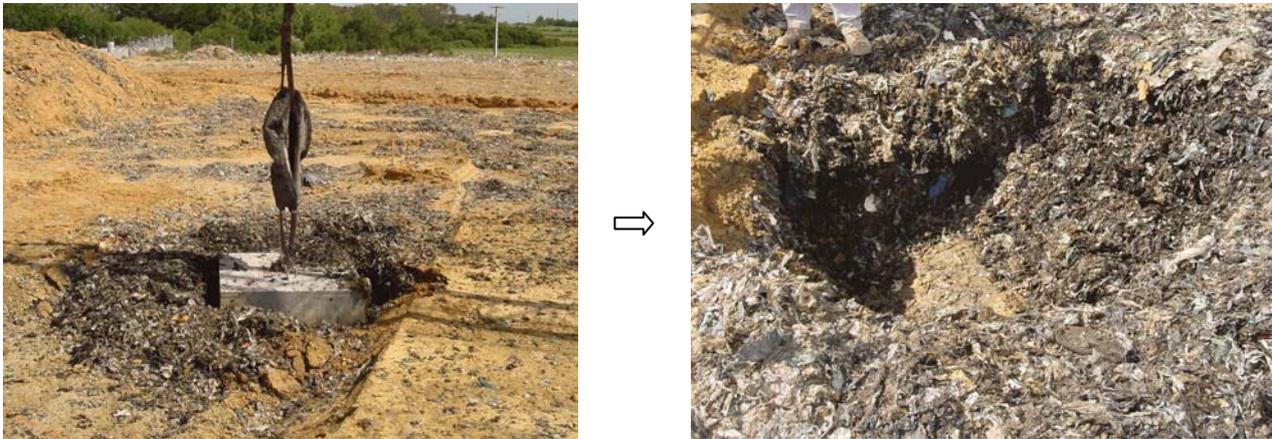
Dans le cadre de ces recherches, une étude préliminaire de compactage dynamique de déchets (technique ayant fait l'objet de très peu d'études en France) a été envisagée en marge d'un projet de réhabilitation routière (2001) sur le site de l'ancienne décharge de Collignon (Cherbourg) à l'initiative du bureau d'ingénierie Arcadis. Malheureusement, cette étude a été annulée compte tenu à la fois de la très faible épaisseur de déchet constatée (< 4 m) et de l'hétérogénéité excessive du déchet mêlé de surcroît à des débris inertes et de la terre.

Une seconde opportunité d'étude s'est présentée en juillet 2002 en collaboration avec le bureau d'étude Burgeap sur le centre de stockage de Givrand (Vendée). Composé de six casiers exploités successivement de 1989 à 2002 (âge moyen des déchets compris entre 1 et 12 ans pour le plus ancien casier), le site abrite sur une hauteur comprise entre 4,5 et 6 m un refus de compostage homogène à forte teneur en plastiques et faiblement humide.

L'objectif du projet de consolidation dynamique consistait à la fois à :

- comprimer le déchet dans le but de gagner quelques dizaines de centimètre de vide de fouille avant la 2<sup>ème</sup> phase d'exploitation ;
- surconsolider le déchet stocké dans les six casiers de manière à diminuer au maximum les tassements avant la pose d'une nappe d'étanchéité.

Une planche d'essai a été réalisée en notre présence sur le casier 5 (âge moyen du déchet : 4 ans) suivant un maillage de 2,5 m de côté et au moyen de deux pilons de 1 et 2,25 m<sup>2</sup> lâchés d'une hauteur de 18 m. La profondeur d'influence (calculée à partir de l'équation [8.2]) oscille entre 5,50 et 6 m, soit une profondeur supérieure à la hauteur de la colonne de déchet.



**Figure 8.26** Essais de consolidation dynamique sur le CSD de Givrand (a) Chute du pilon (b) Vue de la cavité formée après pilonnage

Au cours des 4 à 5 premiers lâchés, l'effondrement de la structure a été franc, ce qui s'explique probablement par la présence de nombreux vides dans le déchet (consécutifs à la biodégradation). Au-delà du 5<sup>ème</sup> lâché, les lâchés suivants ne contribuent plus à comprimer le déchet. Au contraire, ils semblent provoquer son foisonnement, ce dernier étant redevenu presque incompressible.

## Chapitre 9. Tassements différentiels

### 9.1. Introduction

Les tassements de surface ne sont jamais totalement uniformes. Cela résulte d'un certains nombre de raisons, en particulier :

- l'hétérogénéité du matériau déchet ;
- son épaisseur variable (notamment au voisinage des flancs de casier) ;
- son mode de mise en place (ségrégation des flux, compactage) ;
- son mode de gestion post-exploitation (infiltrations d'eau, recirculation des lixiviats, etc.).

Dans le cas de sols normalement ou sous-consolidés, les déformations de la couverture peuvent également résulter du tassement excessif du fond de casier sous le poids des déchets.

A la surface des casiers de stockage apparaissent ainsi des tassements différentiels (différence de tassement mesurée entre 2 points) qu'il convient de maîtriser car ils sont susceptibles d'entraîner des contraintes et déformations préjudiciables pour le système d'étanchéité - drainage de la couverture (fissuration de la couverture minérale, poinçonnement de la géomembrane, perturbations du système de drainage). Par ailleurs, ces tassements différentiels peuvent engendrer des inversions de pente (réglementairement, pente initiale de l'ordre de 3 %) qu'il convient de prévenir pour éviter l'accumulation d'eau en surface et assurer un bon fonctionnement des systèmes d'évacuation de gaz (Figure 9.1).



**Figure 9.1** Perturbations d'un réseau aérien de drainage des biogaz (Source : Antea)

Par ailleurs, les tassements sont souvent perturbés par les têtes de puits : un meilleur drainage des lixiviats et des biogaz, un état lâche du déchet à proximité des puits (faible compactage dans le cas de puits implantés en phase d'exploitation) peuvent impliquer un tassement accentué. En revanche, le frottement négatif du déchet le long de ces mêmes puits peut très localement entraîner l'effet contraire (diminution très localisée des tassements).

Outre le fait que la durée de vie d'une couverture minérale argileuse dépend de nombreux facteurs (conditions climatiques, intrusions biologiques, glissements à l'interface entre nappes de couverture, circulations d'engins, sollicitations dynamiques, érosion, etc.), une difficulté majeure

tient à son aptitude à suivre les déformations tout en conservant ses capacités hydrauliques (fissuration).

Bien qu'initialement pentée vers l'extérieur de manière à permettre l'écoulement latéral des eaux de pluie, la surface de la couverture se retrouve pourtant très fréquemment avec une zone centrale en dévers, ce qui facilite les accumulations d'eau (Figure 9.2 (a)) et son infiltration en cas de défaut d'étanchéité de la barrière de couverture. Plus rare mais tout aussi spectaculaire (Figure 9.2 (b)), la combustion interne du déchet peut également être à l'origine de déformations dans les couvertures.

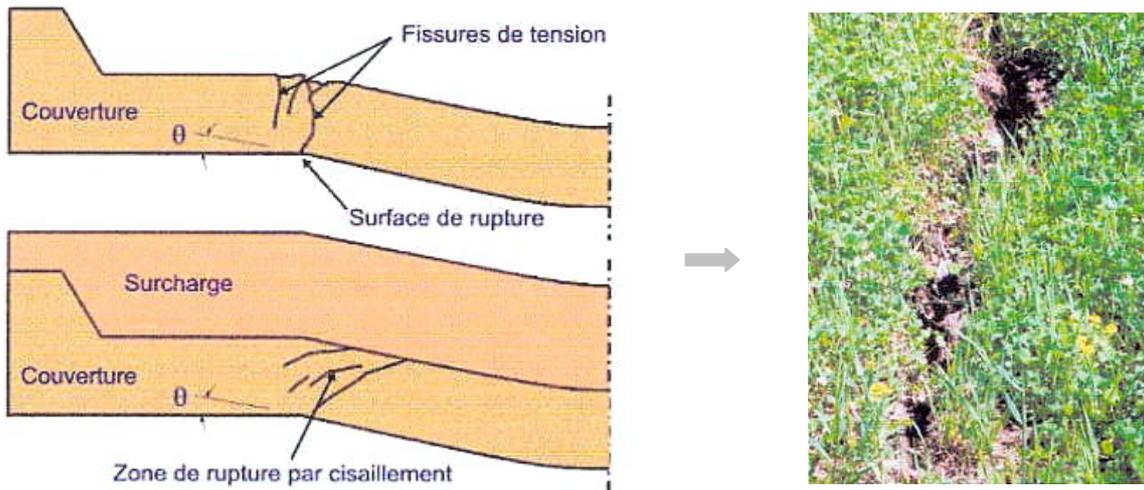


**Figure 9.2** (a) Illustration du tassement différentiel sur un CSD en Belgique (b) Rupture d'une couverture crayeuse après combustion interne (Riviere et al., 2003)

Par ailleurs, face aux enjeux économiques, les exploitants ont tendance à raidir les talus latéraux des casiers. A partir de mesures tassométriques, il a été montré sur le site de Montreuil-sur-Barse que les tassements étaient perturbés au voisinage de la pente de la barrière de fond et que les mouvements de déchet n'étaient plus verticaux mais tangents aux flancs. Les tassements différentiels peuvent concerner également les barrières d'étanchéité – drainage disposées dans le cas d'extensions verticales d'anciennes décharges non protégées. Apparue dans les années 1980, cette technique couramment appelée 'piggy-backing' est devenue une pratique courante aux Etats-Unis – Bouthot et al. (2003) rapportent 75 extensions de ce type depuis 1987. Cette technique présente en effet un certain nombre d'avantages (augmentation des durées d'exploitation sans extension de l'emprise au sol, optimisation des installations en place, réduction des délais d'autorisation administrative). Toutefois, du fait de la réactivation des tassements de la colonne de déchet inférieure sous l'effet de la surcharge (déchet jeune), cette technique n'est pas sans présenter des risques pour la barrière d'étanchéité intermédiaire (tassements différentiels). L'installation de radiers renforcés par géosynthétiques est alors nécessaire pour répartir au mieux les contraintes verticales et ainsi minimiser les tassements différentiels.

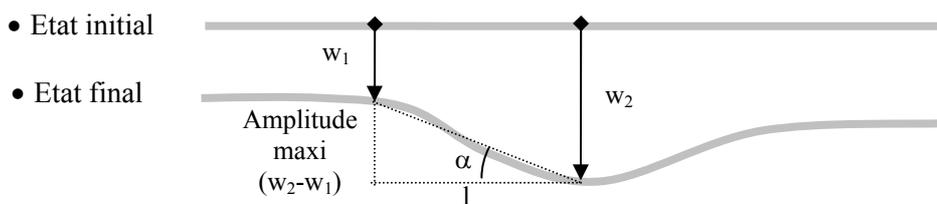
## 9.2. Caractérisation des tassements différentiels

Comme nous venons de le voir en introduction, des dépressions peuvent apparaître à la surface de la couverture, qui entraînent une mise en flexion de la couverture argileuse travaillant comme une poutre ou une déflexion en membrane d'une couverture synthétique. Dans le cas des couvertures argileuses, ce tassement différentiel de la masse de déchet engendre un risque de fissuration dans les zones où la traction s'avère prépondérante.



**Figure 9.3** Schéma et illustration de la fissuration d'une couverture argileuse (Moreau, 2001)

Deux paramètres permettent de définir un tassement différentiel : l'amplitude maximale de flexion ou tassement différentiel maxi ( $w_1 - w_2$ ) et la distance ( $l$ ) entre le rebord et le fond de la déflexion.



**Figure 9.4** Schéma de calcul du tassement différentiel

On peut ainsi définir un index de distorsion :

$$[9.1] \quad \tan \alpha = \frac{w_2 - w_1}{l} \quad \text{où } \alpha \text{ est l'angle moyen de fléchissement.}$$

On aboutit à l'expression de la 'déformation de fibre'. En l'occurrence, il s'agit de l'extension de la fibre tendue prise comme critère de tassement différentiel admissible :

$$[9.2] \quad \frac{\delta l}{l} = \frac{\sqrt{(w_1 - w_2)^2 + l^2} - l}{l} = \frac{\frac{l}{\cos \alpha} - l}{l} = \frac{1}{\cos \alpha} - 1$$

On observe que cette extension de fibre est indépendante de la largeur de la dépression. A un index de distorsion de 5, 10 ou 15 % est associée une déformation équivalente respectivement à 0,12 %, 0,50 % et 1,12 %.

Or, suivant leur composition, leur teneur en eau et leur poids volumique sec, les argiles sont tout juste capables de supporter sans fissuration des déformations comprises entre 0,1 et 1 % [Koerner et Daniel (1992), Zadroga (1996)]. Cette aptitude à la déformation d'extension des argiles fait l'objet d'un nouveau programme de recherche au *Lirigm* (Madjoudj, 2002). Le premier objectif est de définir un essai permettant de la caractériser. On notera que les argiles sont nettement plus sensibles à la fissuration lors de la mise en extension sous contrainte latérale faible, ce qui est le

cas des applications en couverture de stockage. Jessberger et Kockel (1993) ont montré à partir d'essais en centrifugeuse que la rupture en cisaillement sous surcharge se transformait en rupture 'ouverte' en traction sans surcharge (Figure 9.3). Comparativement, la plupart des géomembranes sont capables de supporter des déformations comprises entre 5 et 20 %.

En toute rigueur, il faudrait pour une analyse de l'effet de distorsion également prendre en compte l'échelle du problème caractérisée dans le cas présent par l'épaisseur  $h_c$  de la couche de couverture. A titre indicatif, par un calcul en élasticité (caractérisée par un module d'Young  $E$ ) appliqué à une poutre 2D encastée sur ses bords, de portée ( $2l$ ) et surchargée uniformément ( $q$ ), la flèche maximale ( $f$ ) sera de la forme :

$$[9.3] \quad f = c \frac{ql^4}{EI}$$

ce qui dans notre cas, avec  $q = \gamma \cdot h_c$  et  $I = h_c^3/12$ , donne :

$$[9.4] \quad f = c' \frac{l^4}{E \cdot h_c^2} = \frac{c'}{E} \left( \frac{l^2}{h_c} \right)^2$$

La contrainte maximale de traction sera du type  $\sigma = c'' \frac{l^2}{h_c}$  et l'effet d'un effondrement localisé sera donc d'autant moins pénalisant que la portée sera moins large ( $l$  petit) et que l'épaisseur  $h_c$  sera importante. Le paramètre  $(l^2/h_c)$  est donc déterminant.

### 9.3. Analyse et calcul d'incertitude spatiale par méthode géostatistique

L'analyse des tassements différentiels par méthode géostatistique consiste essentiellement à calculer la différence quadratique moyenne de valeurs de tassement pour une série de classes de distances, chacune limitée par un majorant. Cette méthode présente un double intérêt, à savoir :

- fournir un critère de distance de référence permettant la sélection d'un échantillon optimal de données topographiques analysées en terme différentiel.
- fournir une estimation du tassement différentiel moyen ( $\sqrt{\Gamma}$ ).

D'un point de vue pratique, cette méthode permet d'optimiser le maillage de repères topographiques implantés en couverture de casier de stockage. A conditions de stockage semblables et déchets approximativement identiques, il semble par ailleurs envisageable de transposer les résultats de cette analyse d'une alvéole à une autre. Une application au casier n° 2 de Lapouyade (divisé en 9 alvéoles de géométrie semblable) est envisagée.

L'approche consiste à définir une fonction mathématique appelée semi-variogramme capable de décrire la dépendance spatiale des tassements. Inspirée des travaux de Van Meerten et al. (1995), l'analyse s'applique à n'importe quel type de casier, pourvu que ce dernier soit équipé d'un réseau de points suffisamment dense. La limite de la méthode tient au choix de l'implantation du maillage topographique excluant souvent les zones non uniformes (talus) ou certains points singuliers (puits de collecte de biogaz, drains de réinjection des lixiviats).

Plus que la qualité de l'analyse statistique, c'est l'implantation topographique tant sur le plan qualitatif (zones de mesure privilégiées ?) que quantitatif (densité du piquetage) qui déterminent

en grande partie les informations que l'on pourra tirer de la campagne de levés topographiques. A titre d'exemple, des repères systématiquement positionnés au voisinage de puits de biogaz fourniront une photographie des tassements différentiels très différente de celle tirée d'un maillage plus aléatoire. Le piquetage de zones spécifiques (au droit de digues en terre et à proximité de talus) peut aussi s'avérer pertinent.

### 9.3.1. Variogramme circulaire (applicable à un quadrillage régulier de points)

On commence par se donner un point fixe situé au centre de la zone que l'on souhaite étudier et on projette une série de cercles concentriques de diamètre  $d_k$  autour de ce point. Pour chaque cercle de diamètre  $d_k$  considéré, on liste les valeurs de tassement ( $w_i$ ) correspondant aux  $n_k$  points spatialement inclus dans ce cercle, ce qui permet de calculer la moyenne quadratique des tassements différentiels à l'intérieur du cercle de diamètre  $d_k$  :

$$[9.5] \quad \Gamma(d_k) = \frac{1}{2n_k} \cdot \sum_{i=1}^{i=n_k-1} \left( \sum_{j=i+1}^{n_k} (w_i - w_j)^2 \right)$$

$\Gamma(d_k)$  est calculé pour une famille de diamètres  $d_k$  jusqu'à stabilisation à une valeur  $\Gamma(D)$  correspondant au cercle limite de diamètre  $D$ .

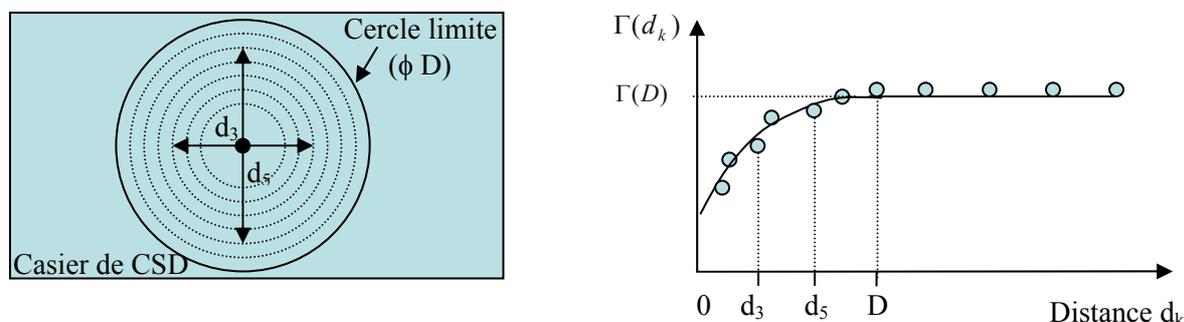


Figure 9.5 Schéma de principe de la méthode du variogramme circulaire

### 9.3.2. Variogramme général (applicable à un maillage irrégulier de points)

Dans le cas d'un casier dont les repères ne forment pas un quadrillage régulier, la méthode précédente peut présenter l'inconvénient d'inclure un nombre de points très faible (rapporté à la surface étudiée). A condition de connaître les coordonnées  $(x_i, y_i)$  de chacun des points localisés sur la zone d'étude sélectionnée (qui peut être le casier complet), la méthode de calcul générale du variogramme consiste dans un premier temps à calculer à l'aide d'un tableur les distances

$l_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2}$  séparant les  $n$  repères inclus dans la zone étudiée.

Dans un deuxième temps, on calcule la valeur de  $\Gamma(l_k)$  pour des valeurs croissantes de  $l_k$  (jusqu'à  $L$ ) par l'intermédiaire de l'équation [9.6] et l'on reporte les différentes valeurs obtenues sur un graphique  $\Gamma = f(l_k)$  similaire au précédent.

$$[9.6] \quad \Gamma(l_k) = \frac{1}{2n_k} \cdot \sum_{i=1}^{i=n-1} \left( \sum_{j=i+1}^{j=n} \delta_{ij}^k (w_i - w_j)^2 \right)$$

où  $\delta_{ij}^k = 1$  si  $l_{ij} \leq l_k$  et  $\delta_{ij}^k = 0$  si  $l_{ij} > l_k$



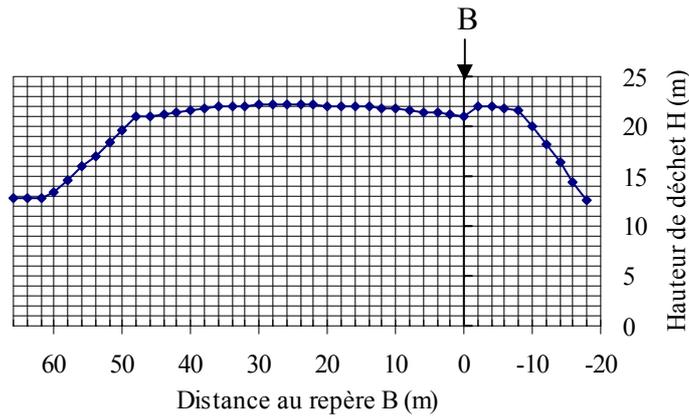


Figure 9.7 Hauteur de déchet le long du profil de mesure au droit du casier H

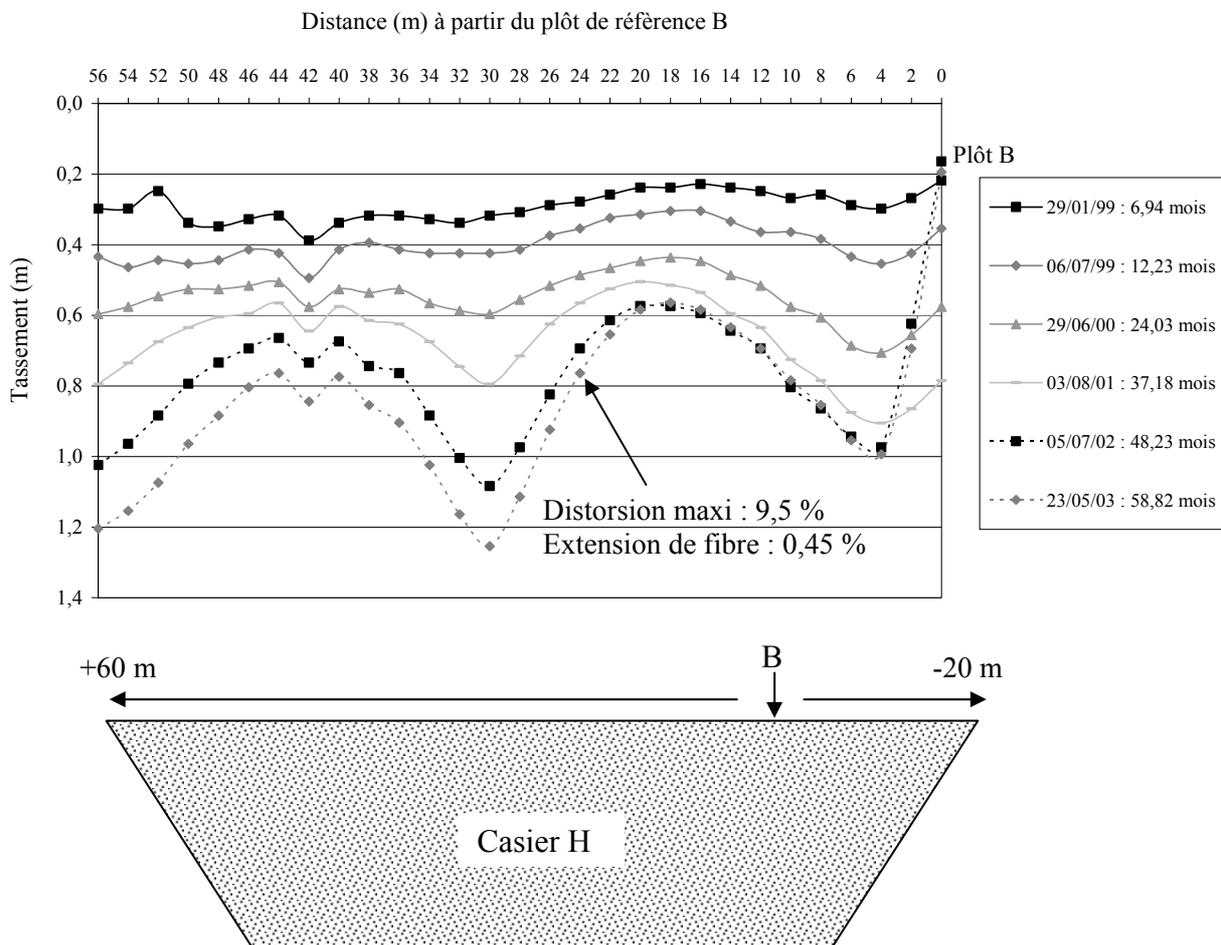


Figure 9.8 Evolution du profil de tassement le long du profilomètre n°1 (casier H)

Le profil horizontal de déformation du casier H est obtenu à l'aide des mesures effectuées sur le profilomètre n°1 ainsi que la partie du profilomètre n°2 installée sur le casier H. On obtient de cette manière un enregistrement des tassements sur la largeur complète du casier.

La Figure 9.8 présente la distribution des tassements obtenus à l'aide du profilomètre n° 1 pour différents temps ainsi que les déformations moyennes en se rapportant à la hauteur de déchet [ $\varepsilon(t) = w(t)/H(t_c)$ ]. On constate que les tassements différentiels sont d'un ordre de grandeur

moyen même pour des grandes distances horizontales. A condition que la couverture argileuse soit dotée d'une bonne plasticité, les extensions observées ne devraient néanmoins pas être préjudiciables vis à vis de la fissuration en flexion.

$$(\tan \alpha)_{\max} = 0,095$$

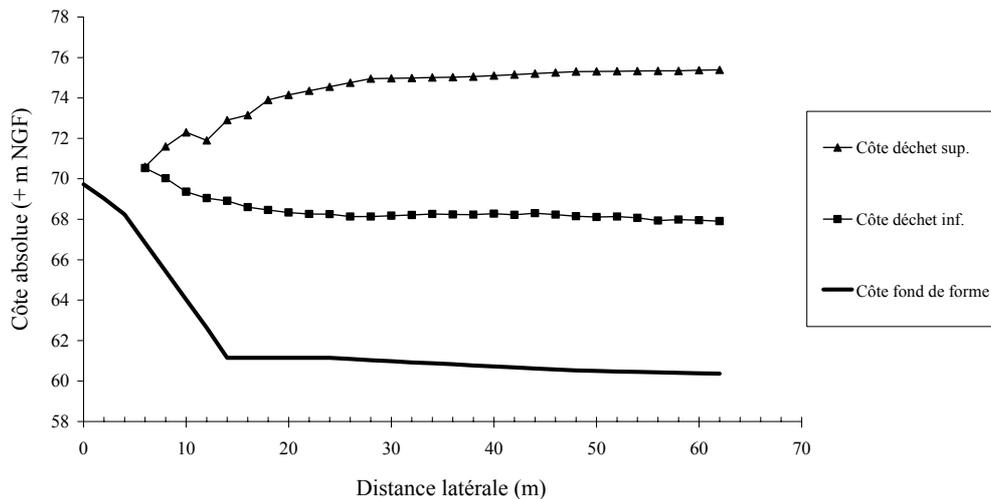
$$\left(\frac{\delta l}{l}\right)_{\max} = 0,45\%$$

A Montech, on distingue schématiquement 2 phénomènes :

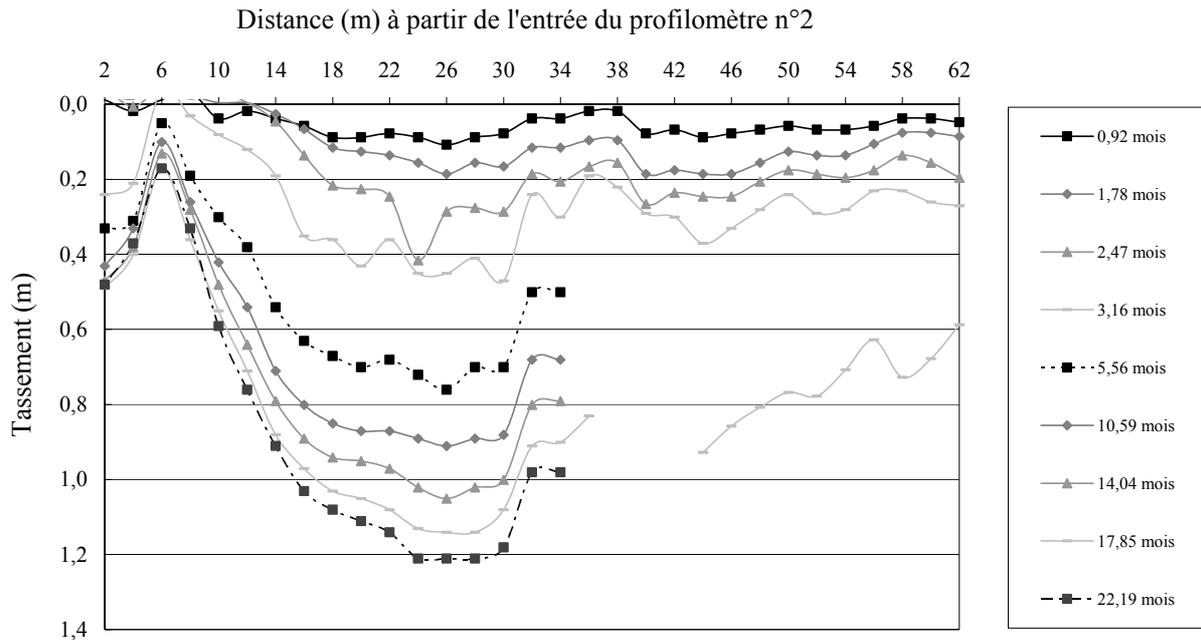
- des tassement différentiels dans la partie centrale qui correspondent sans doute aux hétérogénéités de composition du déchet, sinon de mise en œuvre ;
- des tassements au voisinage des digues inter-casiers (§ 9.5.1).

#### 9.4.2. Site de Lapouyade (casier n° 2, alvéoles A8 et A10)

Sur le site de Lapouyade, 3 profilomètres ont été mis en place (Arcadis). Le profil de tassement du profilomètre P2 (alvéole A10) est représenté sur la Figure 9.10. L'interruption des mesures au-delà de 34 m après 5 mois de mesure résulte probablement d'un point de flexion accentué du tube inclinométrique que la sonde de mesure ne parvient plus à franchir.

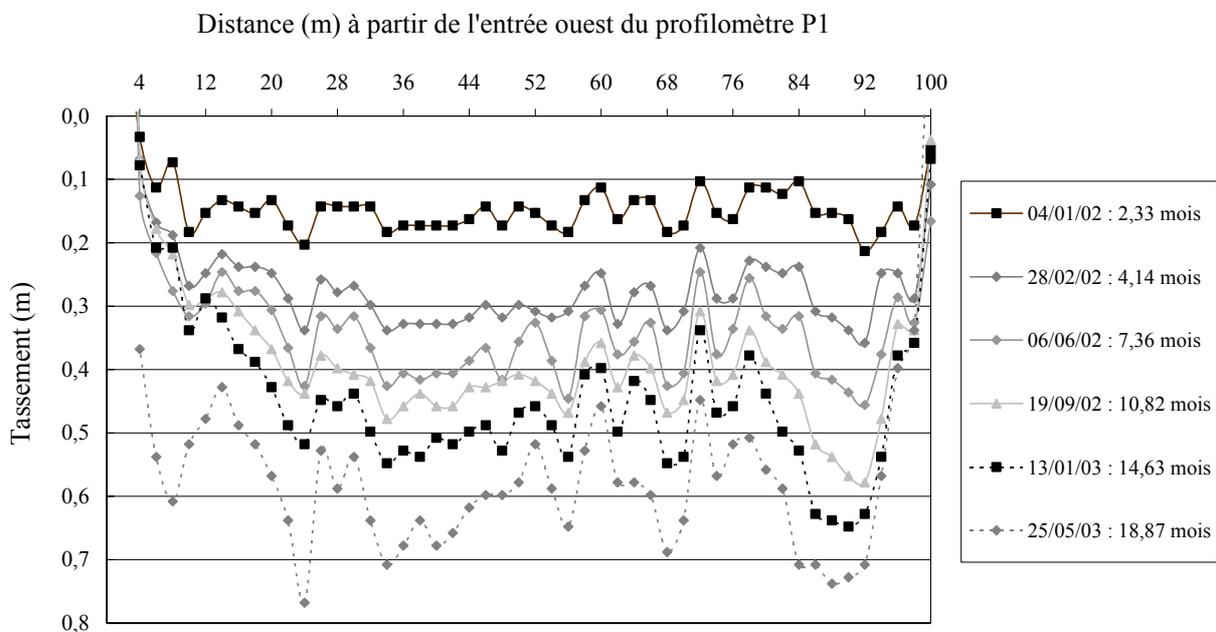


**Figure 9.9** Côtes de l'alvéole A10 (déchets anciens / déchets jeunes) le long du profilomètre P2 (mesure du 22/10/2001 après fin d'exploitation de l'alvéole)

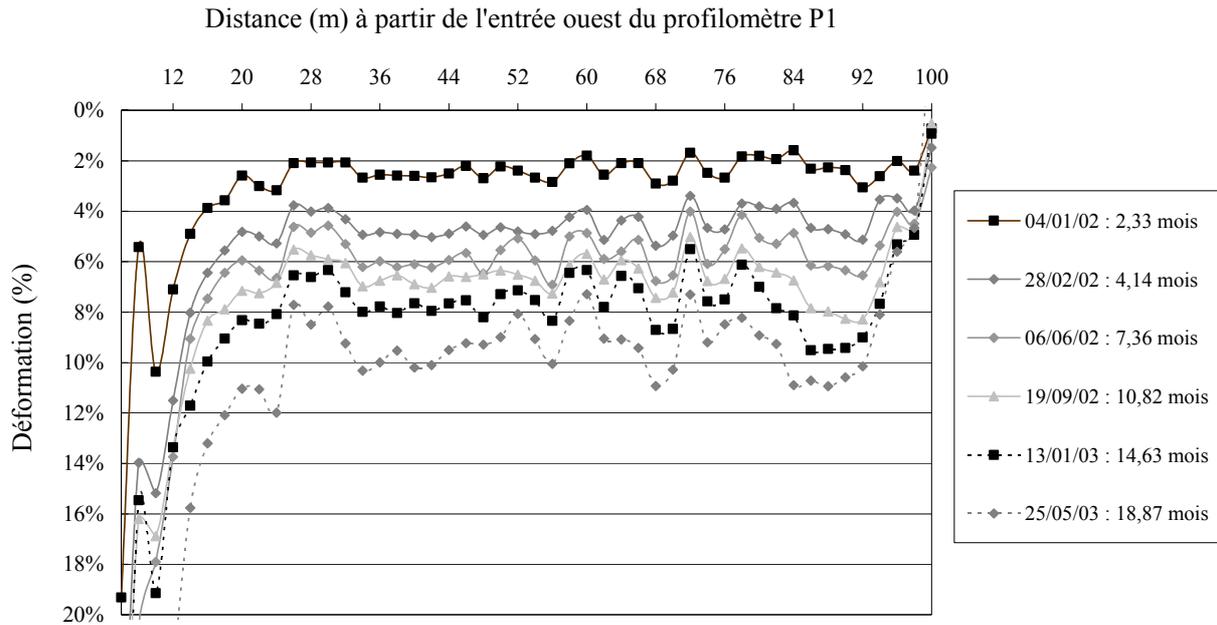


**Figure 9.10** Profil de tassement du profilomètre P2 (CSD de Lapouyade, casier n° 2, alvéole A10)

Par ailleurs ont été représentées les profils de tassement et déformation du profilomètre P1 installé sur l'alvéole A8 (Figures 9.11 et 9.12). Cette fois, la mesure est effectuée sur la totalité de la longueur du tube inclinométrique (100 m) sans aucun blocage.



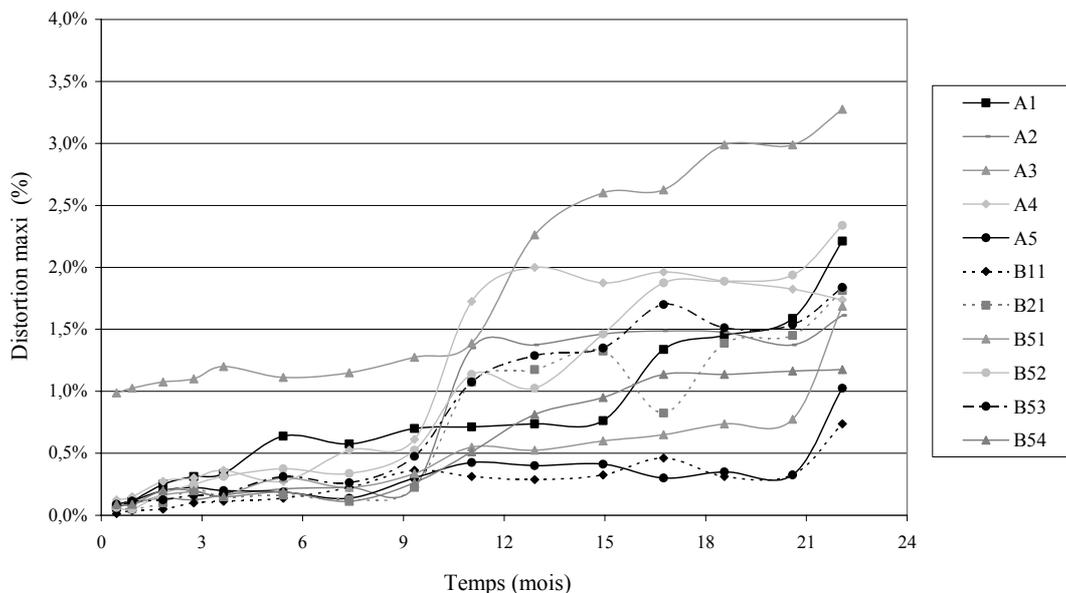
**Figure 9.11** Profil de tassement du profilomètre P1 (CSD de Lapouyade, casier n° 2, alvéole A8)



**Figure 9.12** Profil de déformation du profilomètre P1 (CSD de Lapouyade, casier n° 2, alvéole A8)

### 9.4.3. Site de Lons-le Saunier

Un maillage de repères topographique de surface assez dense (espacement entre repères de 8 m) a permis d'approcher le tassement différentiel. L'évolution de l'indice de distorsion est rapporté sur la Figure 9.13 (en fonction du temps) pour chacun des 11 profils de surface. La valeur maximale observée après quelque 22 mois de suivi est voisine de 0,033 (3,3 %).



**Figure 9.13** Evolution de l'indice de distorsion en fonction du temps (CSD de Lons-le-Saunier)

### 9.5. Tassements différentiels au voisinage des points singuliers

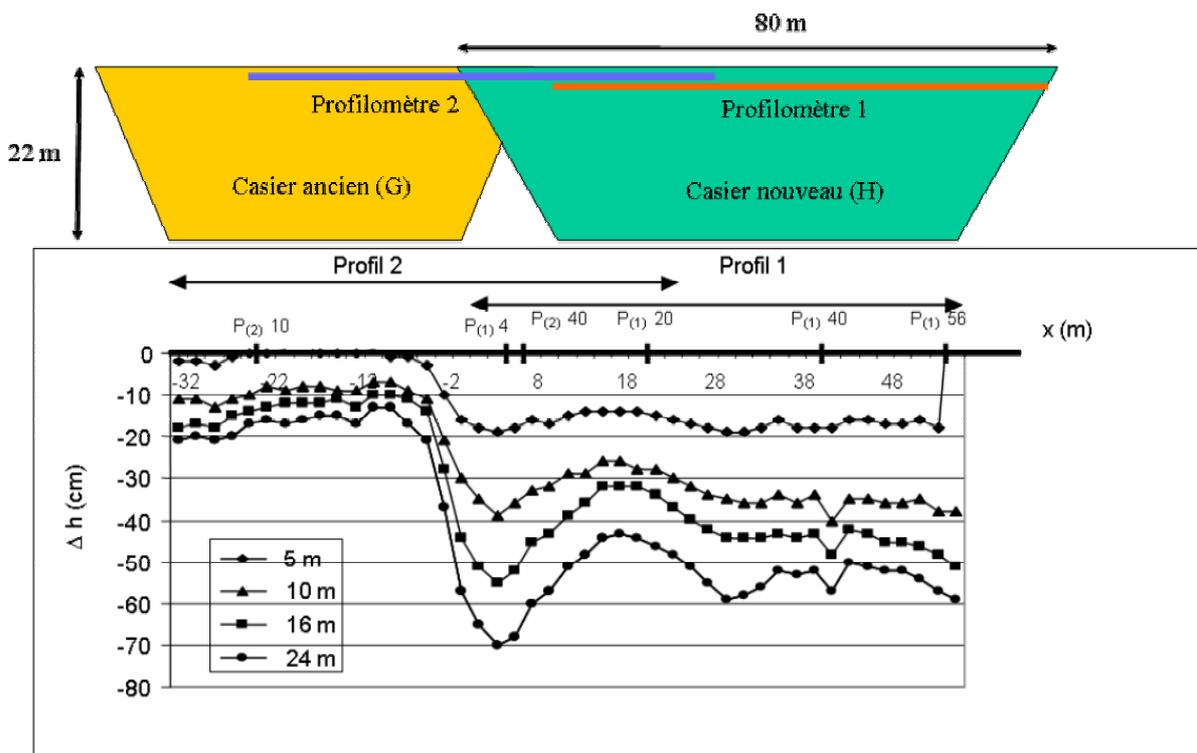
Les digues inter-alvéoles constituent des points durs pour le massif de déchets sus-jacent. De même, les talus externes induisent des déformations en 2 dimensions (Chapitre 10). Enfin, les flancs de la barrière de fond engendrent aussi une hétérogénéité des tassements. Nous allons en montrer quelques exemples.



**Figure 9.14** Zones singulières au voisinage des digues inter-alvéole (a) CSD de Montech (b) CSD de Lapouyade

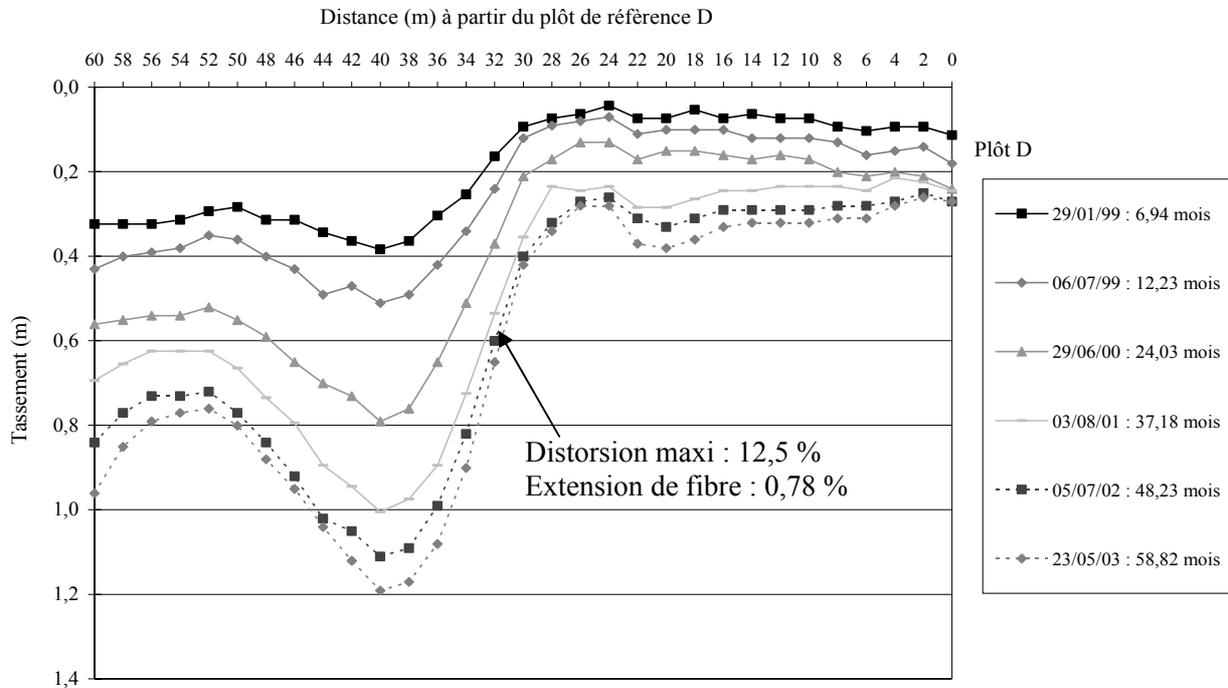
#### 9.5.1. Influence des digues inter casiers : site de Montech (casiers G et H)

La Figure 9.15 illustre l'évolution du profil de tassement au droit des casiers G et H de Montech, 5, 10, 16 et 24 mois après installation de l'inclinomètre horizontal. Cette mesure des tassements en continu (en l'occurrence ici chaque 2 m) est très intéressante dans le cas présent car elle permet d'une part de suivre les tassements à la jonction de 2 casiers, et par ailleurs de mettre en évidence le contraste entre les taux de tassement d'un casier composé d'anciens déchets (casier G) et ceux d'un casier de déchets plus récents (casier H).



**Figure 9.15** Evolution des profils de tassement le long du profilomètre n°2 (Montech, casiers G et H)

La Figure 9.16 représente les tassements différentiels mis à jour en mai 2003 après 59 mois de mesure. Les distorsion et extension de fibre maximales sont respectivement égales à 12,5 % et 0,78 %, soit sensiblement plus que pour le profilomètre n°1.



**Figure 9.16** Evolution des profils de tassement le long du profilomètre n°2 (Montech, casiers G et H)

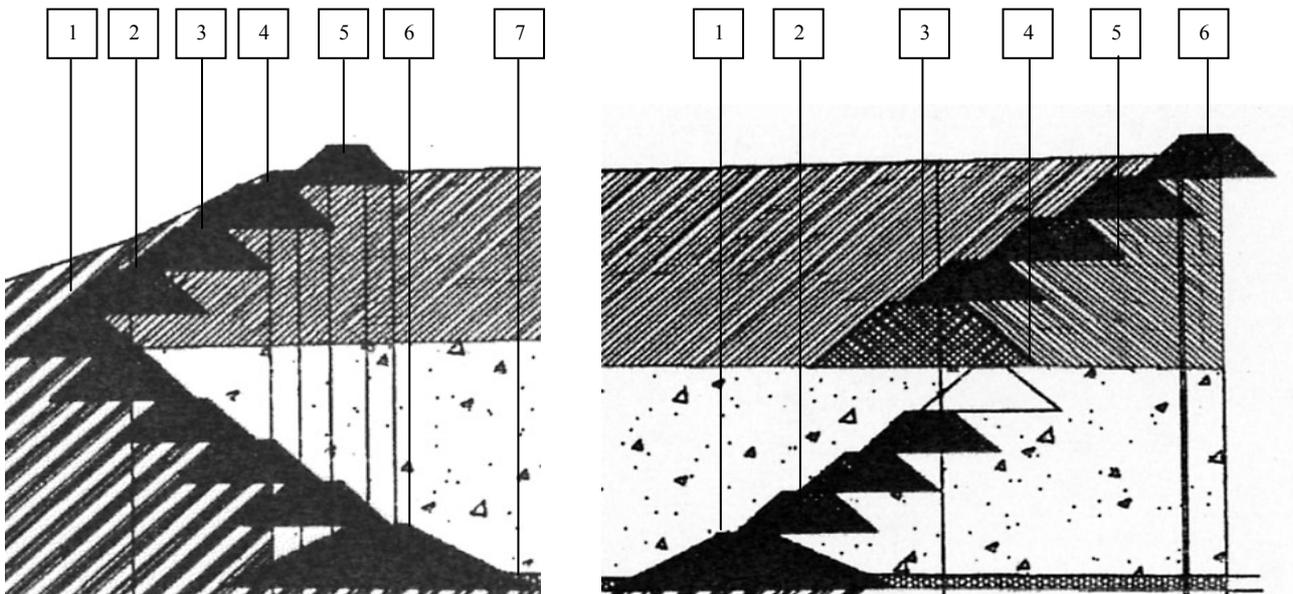
### 9.5.2. Influence des talus supérieurs : site de Lapouyade (alvéoles A9, 10 et 11)

La séparation d'alvéoles par des merlons de terre en 'sapin de Noël' est susceptible d'induire dans le voisinage de ces hétérogénéités des tassements différentiels. Il en va de même des barrières de pente externes de même structure.

Le suivi de 2 merlons sur le site de Lapouyade (Figure 9.17) a donné des valeurs de tassement relativement homogènes après 14,50 mois (Tableau 9.1). Ce suivi mérite cependant d'être poursuivi sur une période plus longue pour tirer un bilan complet de cette auscultation.

**Tableau 9.1** Tassements mesurés après 14,50 mois pour les profils de la Figure 9.17 (CSD de Lapouyade)

Repère	1	2	3	4	5	6	7
P8-10	0,590	0,603	0,628	0,638	0,624	0,602	0,598
P9-10	0,462	0,465	0,478	0,506	0,482	0,498	-

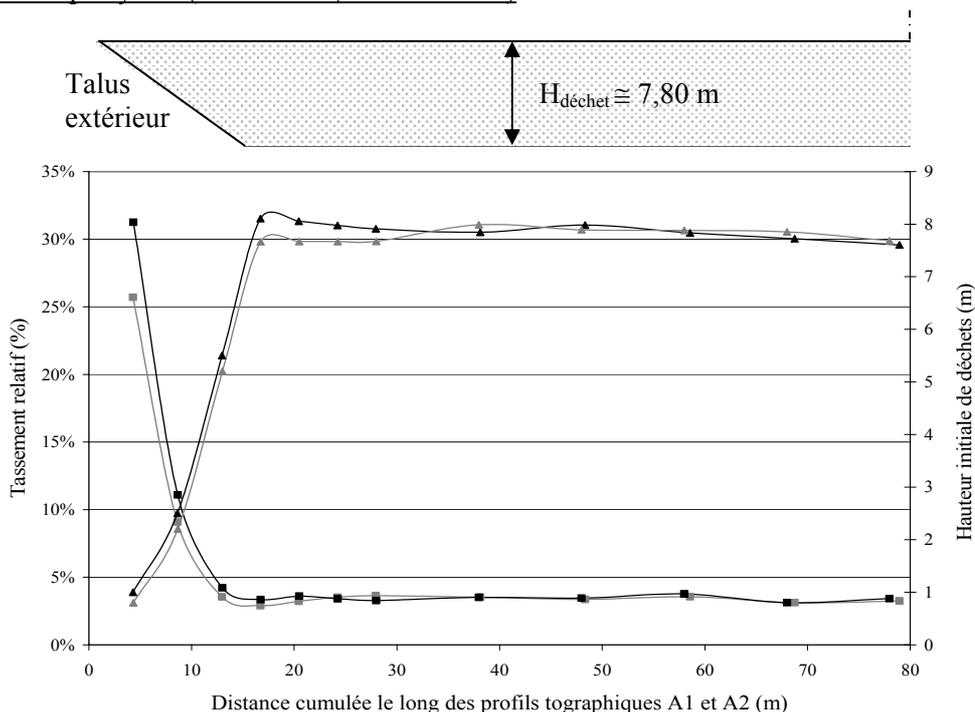


**Figure 9.17** Profils des digues inter-alvéole du casier 2 de Lapouyade (a) Profil à double pente P8-10 (b) Profil à simple pente avec décrochement P9-10

### 9.5.3. Influence de la barrière de fond d'alvéole

Le troisième phénomène observé est lié aux déformations différentielles apparaissant au voisinage des talus latéraux de casier. De manière surprenante en effet, les tassements absolus sont du même ordre que les tassements mesurés en partie centrale. En conséquence, les tassements relatifs ( $\epsilon$ ) sont plus importants au voisinage des bords (Figure 9.18). On peut attribuer ce comportement à un glissement des déchets le long des pentes des talus (notamment le long des barrières d'étanchéité – drainage). Un comportement analogue a été observé à Montreuil sur Barse. Une seconde raison peut être évoquée : les déchets placés latéralement sont en moyenne plus jeunes et donc plus compressibles et surtout la qualité du compactage est moindre près des digues comparativement à la partie centrale.

#### ➤ Site de Lapouyade (casier n° 2, alvéole A10)



**Figure 9.18** Déformation et hauteur initiale de déchet le long des profils A1 (noir) et A2 (grisé) à  $(t_m^{ult} - t_m^0) = 20,51$  mois (CSD de Lapouyade - Casier n°2 - alvéole A10)

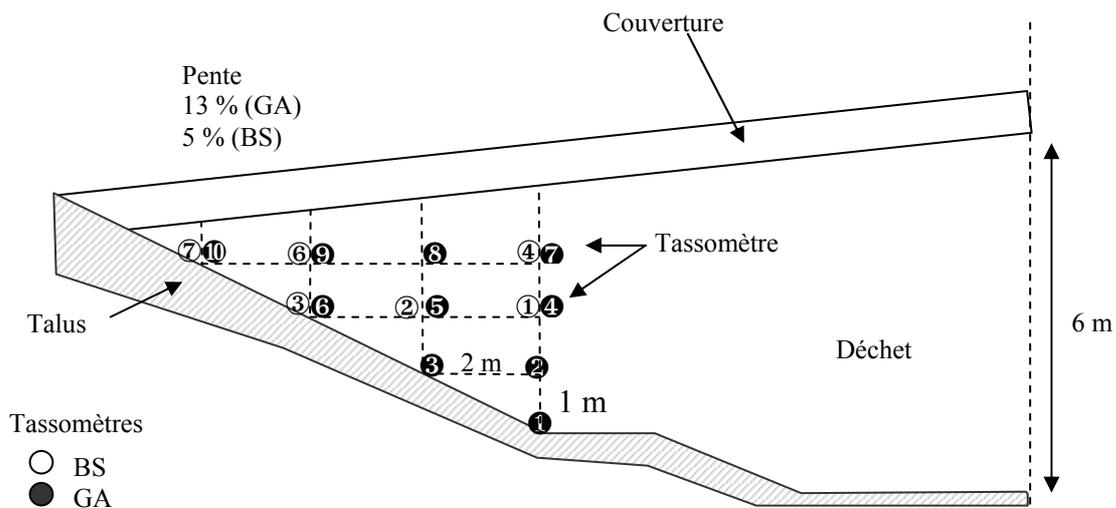
➤ Site de Montreuil sur Barse (casiers BS et GA)

Le centre de stockage de déchets ménagers de Montreuil sur Barse (Onyx, Aube) a donné lieu de 1995 à 1999 à une étude expérimentale sur la performance des systèmes d'étanchéité géosynthétique en fond et en couverture de stockage [Feki (1996), Thomas (2000)]. Le site est composé de 4 casiers expérimentaux de configuration similaire (surface carrée et superficie égale à 2 500 m<sup>2</sup> pour une hauteur de déchet comprise entre 5 et 7 m). 2 des 4 casiers ont en outre fait l'objet d'une instrumentation interne des tassements au voisinage des talus inférieurs :

- Casier BS : composite bentonitique en fond, talus de 3 à 5 % et couverture étanche
- Casier GA : géomembrane PEHD en fond + 60 cm d'argile, talus à 10 – 15 % et couverture semi-perméable

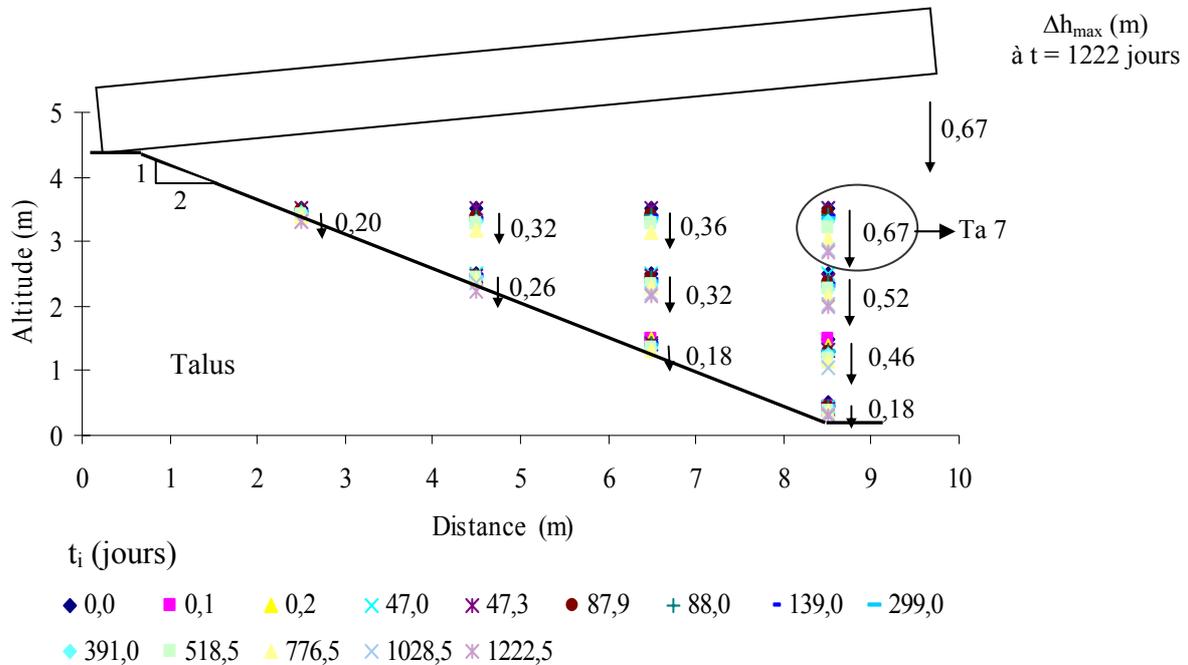
Ces 2 casiers ont permis de suivre l'évolution des mouvements des déchets dans la zone d'influence des barrières de fond sur leur partie latérale en pente, là où des déplacements différentiels sont susceptibles d'induire des tensions dans les nappes géosynthétiques par frottement d'interface (frottement négatif). Pour cela, des tassomètres ont été placés dans la masse du déchet au voisinage des bords, de manière à quantifier d'une part les frottements sur la barrière d'étanchéité sur talus, d'autre part en réaction, la perturbation apportée au tassement des déchets par le talus.

L'instrumentation du casier GA a consisté en l'installation de 10 tassomètres répartis en 4 lignes superposées disposées entre février et avril 1995 suivant la montée d'exploitation du casier (Figure 9.19). De la même manière, le casier BS a été instrumenté au moyen de 7 tassomètres (répartis en 3 lits) installés à partir d'octobre 1995. L'ensemble du casier a été comblé en quelques mois pour une hauteur maxi de 6 m (au droit des tassomètres). Les faibles hauteurs de déchet étant peu représentatives des hauteurs de stockage habituelles et les effets de bord importants compte tenu de la proximité des talus, les tassements déduits des mesures de Montreuil doivent être appréciés avant tout qualitativement.



**Figure 9.19** Implantation des tassomètres en bordure de talus des casiers GA et BS (Montreuil sur Barse) (Thomas, 2000)

En ce qui concerne le casier GA, les tassomètres les plus latéraux sont situés directement sur le système d'étanchéité. Les autres tassomètres correspondent à des épaisseurs de déchets comprises entre 1 et 3 m au maximum. Les données disponibles correspondent à une durée d'environ 4 ans (1222 jours). Leur interprétation est présentée sur la Figure 9.20. Le temps  $t_i$  représente le temps depuis le début de la mise en place de l'instrumentation que l'on assimile ici au temps de début de construction ( $t = 0$ ). Les déplacements verticaux des tassomètres sont compris entre 18 et 67 cm pour  $t_i = 1222$  jours.



**Figure 9.20** Composantes verticales des déplacements des déchets au voisinage de talus (casier GA – Montreuil sur Barse) (Thomas, 2000)

Si l'hypothèse d'un déplacement purement vertical est réaliste dans le cas du tassomètre n°7, cette hypothèse est inapplicable aux tassomètres installés directement sur le système d'étanchéité. En effet, si l'on considère le talus comme incompressible (hypothèse réaliste au vue des faibles surcharges appliquées), les valeurs de tassement mesurées ne représentent alors que la composante verticale d'un mouvement du déchet (mouvement dévié par la pente du talus) que l'on supposera parallèle à la pente, pour les tassomètres voisins de l'étanchéité. On obtient alors pour les 4 tassomètres installés directement sur le talus des déplacements le long de la pente compris entre 20 et 60 cm.

Le mouvement des déchets parallèlement au système d'étanchéité induit du fait des frottements d'interface des tensions dans les géomatériaux installés sur la pente du talus. Qualitativement, il apparaît que le déplacement des déchets aux abords du talus est donc tangentiel pour les tassomètres installés directement sur la pente et purement vertical pour les tassomètres installés au plus loin de la pente. S'agissant des tassomètres situés en position intermédiaire, les déplacements ont une inclinaison (par rapport à la verticale) d'autant plus faible que l'on s'éloigne du talus.

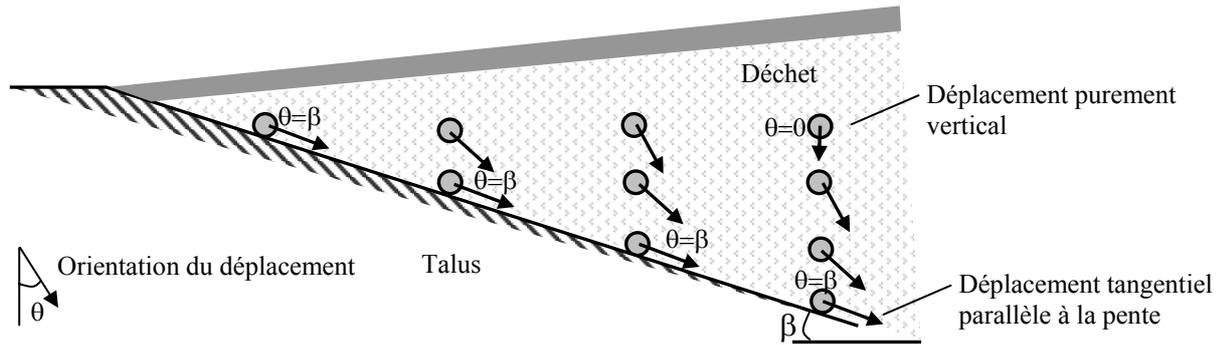


Figure 9.21 Déplacement des déchets aux abords d'un talus (Thomas, 2000)

## 9.6. Limitation des tassements différentiels

Les tassements différentiels sont en premier lieu liés :

- à l'hétérogénéité du déchet en taille

Le prétraitement, avec tri et criblage, en diminuant la granulométrie des éléments stockés, peut diminuer l'échelle du problème : la même distorsion obtenue à une échelle moindre (longueur de pontage 2l plus petite) sera plus supportable, à épaisseur de couverture donnée identique dans les deux cas.

- à l'hétérogénéité du déchet en nature

L'effet de l'hétérogénéité de la composition du déchet peut être atténué, si le déchet stocké a été préalablement découpé en petits éléments et malaxé. L'exclusion préalable des encombrants va dans le même sens.

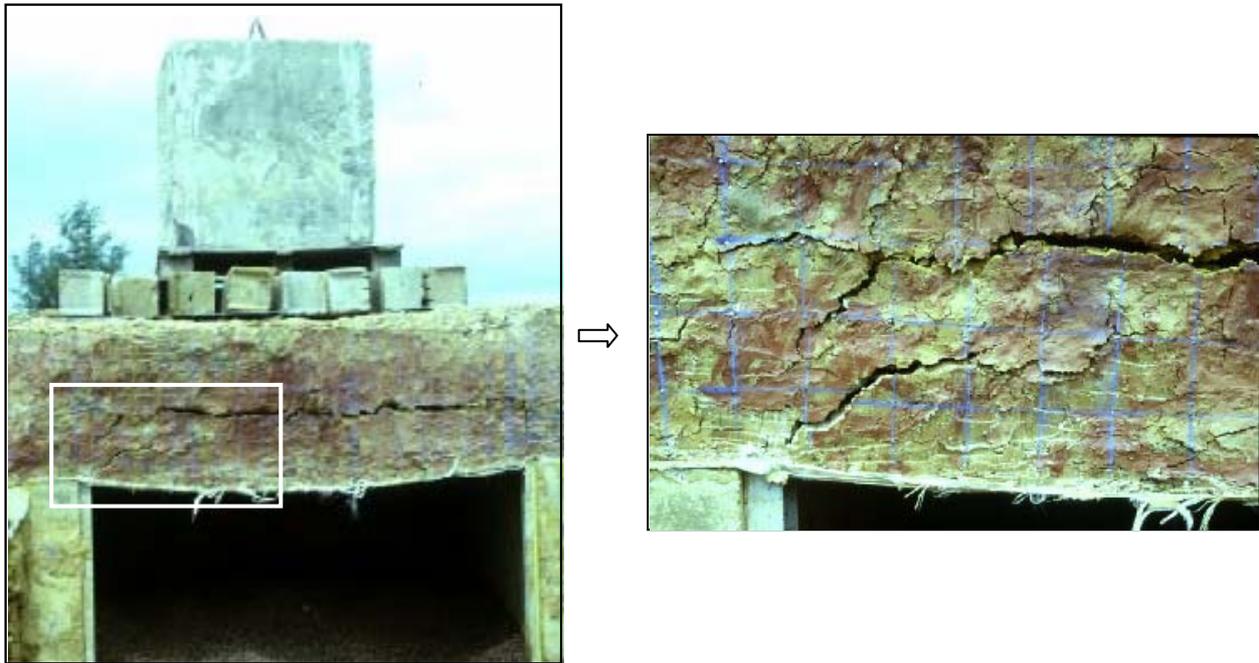
- à l'hétérogénéité du déchet en densité

Pour des raisons d'accessibilité, certaines zones au voisinage de puits par exemple se retrouvent moins compactées. L'hétérogénéité des conditions de drainage ou de recirculation des lixiviats (bioréacteurs) entraînera aussi des différences en terme de tassement. L'isotropie des conditions de circulation des effluents sera accessible plus aisément pour un déchet broyé, débarrassé de ses strates (couches de terre, nappes plastiques, etc.). Pour un déchet ancien, le compactage dynamique déjà mentionné, par sa puissance et son rayonnement, minimisera les tassements différentiels futurs.

## 9.7. Quelques considérations relatives à la barrière de couverture

L'expérience effectuée au CERED [Aupicon et al. (2002), Gourc et al. (2003)] sur une couche d'argile de 1 m d'épaisseur placée sur une zone effondrable de 2 m de largeur et compactée dans les conditions standard a montré de façon exemplaire que les barrières de couverture compactées comme des couches de chaussée, étaient beaucoup trop rigides : elles résistent à court terme au pontage d'un trou de 2 m de diamètre pratiquement sans déformation (Figure 9.22). La résistance est privilégiée par rapport à la flexibilité, alors que c'est l'option inverse qui devrait être envisagée. Du fait de leur anisotropie (orientation des plaquettes), de leur faible résistance à la tension et à la dessiccation, les argiles satisfont rarement aux spécifications auxquelles elles sont

censées répondre, en premier lieu la perméabilité (Arch et al., 1996). Or, peu de recherches existent sur l'optimisation des capacités d'une couche d'argile à supporter une flexion importante sans fissuration. Un compactage 'côte humide', c'est-à-dire à une teneur en eau supérieure à celle de l'optimum Proctor est à conseiller.



**Figure 9.22** Expérimentation de flexion d'une couche d'argile renforcée par géosynthétique au CERED (Gourc et al., 2003)

Dans ce contexte, l'utilisation de géosynthétiques, nappes polymères à l'extensibilité et à la flexibilité bien supérieures à celles des couches d'argile pourra s'imposer. De plus, l'exigence croît en terme d'imperméabilité lorsque l'on évoque la valorisation des biogaz. On utilisera alors des géomembranes PEHD ou encore des géosynthétiques bentonitiques, seuls ou associés à une couche minérale. A titre indicatif, les géosynthétiques bentonitiques semblent capables de supporter des déformations en tension de 15 % tout en conservant leurs propriétés physiques (Grillo et al., 2001).

On notera aussi qu'une solution pour diminuer la macro-fissuration des argiles (Gourc et al., 2003) pourrait consister à associer des fibres courtes (procédé analogue à celui des bétons de fibres).

Enfin, contrairement aux pratiques habituelles, Koerner et Daniel (1992) préconisent la mise en place initiale d'une couverture provisoire. Et en effet, la mise en place d'une telle couche présente l'avantage de laisser passer la phase au cours de laquelle la cinétique des tassements est la plus forte, avant la construction de la couverture définitive.



## Chapitre 10. Analyse des déformations des talus de déchets

### 10.1. Introduction

Quelques cas de rupture de talus sont rapportés dans la littérature résultant essentiellement de glissements survenus le long des barrières d'étanchéité drainage de fond ou aux interfaces avec le déchet [Kettleman Hills (1988) rapporté par Seed et al. (1990), Pescantini (1989) rapporté par Mazzucato et al. (1999), Dannes (1994) rapporté par Ouvry et al. (1995), Cincinnati (1996) rapporté par Hisham et al. (2000), etc.]. D'importants désordres peuvent également survenir suite à la rupture du sol de fondation, à la rupture d'ancrage des nappes géosynthétiques, au glissement de la barrière de couverture ou encore à l'instabilité du déchet lui-même.

Les problèmes d'instabilité relatifs aux CSD sont donc de différents types. Dans le cadre de cette étude préliminaire, nous nous sommes concentrés sur la stabilité des talus de tumulus, et plus particulièrement la stabilité en masse des déchets aux abords d'une pente. Ce sujet, qui fait l'objet de la part des exploitants et des DRIRE d'un intérêt croissant, devrait constituer le sujet d'une future thèse au *Lirigm*.

La méthode la plus courante d'étude de stabilité de talus, par analogie avec les méthodes employées pour les sols, est l'approche à l'équilibre limite qui consiste à rapporter la contrainte agissant le long de la surface de glissement potentielle à la résistance disponible du matériau. Ainsi que le rappelle Aboura (1999), cela implique à la fois que :

- la résistance du matériau soit clairement définie (critère ?) ;
- l'hypothèse du mécanisme de rupture considéré soit pertinente ;
- la méthode pour l'évaluation de la sécurité soit établie (coefficient de sécurité ?).

Cependant, les propriétés rhéologiques du matériau déchet (grande déformabilité, inclusions de renforcement) rendent peu réaliste l'application du critère de Mohr-Coulomb : rupture progressive ou simple fluage sont les phénomènes généralement observés. Grisolia (1995b) évoque le cas d'un talus qui en dépit de déformations très importantes en tête et pied de talus est resté stable pendant 10 mois. Syllwasschy et Jessberger (1998) sont également d'avis que le critère de rupture à l'état limite est le plus souvent inapproprié. Dans la pratique, face à cette difficulté pour définir clairement des conditions de rupture, on définit néanmoins un état critique à travers un critère de déformation jugé acceptable, habituellement compris entre 5 et 20 % suivant le risque qu'il est possible de prendre. Plus la déformation seuil retenue augmente, plus les caractéristiques  $c$  et  $\phi$  du déchet prises en compte pourront être élevées.

A partir d'un questionnaire envoyé à plusieurs centaines d'exploitants, bureaux d'étude et services publics concernés en Grande-Bretagne, Roche (1996) a pu mettre en évidence l'importance des mouvements de talus dans les incidents jugés préoccupants. Si les émissions de biogaz et les fuites de lixiviat apparaissent comme les principales sources de désordre, les ruptures de pente correspondent à seulement 6 % des cas de désordre – soit 5 cas sur le millier de sites répertoriés. Une autre enquête menée par Jones et al. (2003) sur 49 CSD britanniques ayant subi un désordre mécanique indique la probabilité d'occurrence d'une rupture dans le cœur du déchet comme faible (de l'ordre de 7 %).

Comme dans le cas des sols fins, l'eau constitue très souvent la source principale de désordre dans les déchets avec l'apparition de surpressions interstitielles résultant de fortes teneurs en eau du déchet, de la présence de couches de faible perméabilité (déchet surcompacté, couverture journalière), de la recirculation des lixiviats et enfin de l'absence ou du dysfonctionnement des drains d'évacuation des lixiviats et du biogaz. Trois exemples de glissement intra-déchet ont été rapportés dans la littérature, répertoriés dans le Tableau 10.1. Dans les cas des glissements de Rabastens et Doña Juana, de fortes teneurs en eau sont à l'origine du désordre observé. Quant au site de Bulbul Drive proche de Durban (Figure 10.1), la rupture assez exceptionnelle par son mode est survenue en cours d'exploitation sans aucune coulée de lixiviat, ni aucun signe d'instabilité avant désordre. Toutefois, l'expertise a pu montrer que le glissement était survenu le long de l'interface formée par la séparation entre deux phases de stockage de déchet (plan de glissement préférentiel).

**Tableau 10.1** Quelques cas récents de glissement avec rupture à l'intérieur du déchet

Site	Année	Référence	Hauteur de déchet	Intensité du glissement	Origine du glissement
Rabastens-de-Bigorre (France)	1995	Milanov et al. (1997)	10 m	94 000 tonnes	ajout d'eau important après combustion
Bulbul Drive (Afrique du Sud)	1997	Brink et al. (1999)	45 m	160 000 m <sup>3</sup>	faible cohésion du déchet
Doña Juana (Colombie)	1997	Hendron et al. (1999)	95 m	1,5 M tonnes	surpressions liées à la forte teneur en lixiviat



**Figure 10.1** Photo aérienne du talus de Bulbul Drive (Afrique du Sud) avant et après rupture (Brink et al., 1999)

Comme le rappelle Duplancic (1990), mis à part quelques cas particuliers (notamment le cas de séismes), les désordres affectant les talus de déchet sont presque toujours précédés de signes avant-coureurs tels qu'une accélération des déformations, l'apparition de fissures ou encore la montée en charge (hydraulique) du massif. S'agissant des déformations, un suivi continu des ouvrages sensibles s'impose à l'aide, outre les instrumentations 1D présentées au Chapitre 5, d'observations inclinométriques. Implantés en pied, milieu et tête de talus, les inclinomètres verticaux permettent de tirer des profils de déplacement latéral en fonction de la profondeur. A la différence des profilomètres horizontaux, les tubes verticaux sont en général munis de gorges permettant le suivi des déformations suivant 2 plans prédéfinis (Nord - Sud et Est - Ouest par exemple). Goedecke et al. (2003) ont mis au point un appareillage inclinométrique spécialement conçu pour être implanté à l'intérieur de puits de biogaz. Le fonctionnement de cet inclinomètre est quelque peu différent de celui des inclinomètres verticaux classiques, puisque les rainures verticales de coulissage sont remplacées par un gyroscope électronique décomposant l'inclinaison

latérale suivant 2 directions principales. L'erreur de mesure des déplacements à partir d'un tel dispositif a été évalué à un peu moins de 1,5 %.

Il a été constaté que les désordres résultant de grandes déformations (sans amorce de rupture) représentent un coût à la fois financier et social autant voire plus important que les quelques exemples de rupture franche certes plus spectaculaires mais incomparablement plus rares. Car ces déformations peuvent se traduire par des inversions de pente en zone de talus ou encore des fuites de lixiviat et biogaz consécutives à la rupture localisée des barrières d'étanchéité, autant de désordres considérés extérieurement comme mineurs mais qui nécessitent l'intervention répétée des exploitants. Dans le contexte 'bioréacteur', le confinement strict du déchet prend une importance encore plus grande. Or, les déformations de talus sont à la source de multiples dysfonctionnements, préjudiciables à la fois en terme d'économie et de valorisation.

Le travail de recherche initié au *Lirigm* a pour but de mieux appréhender le fluage des déchets en conditions 2D. Ce programme s'appuie sur une triple approche :

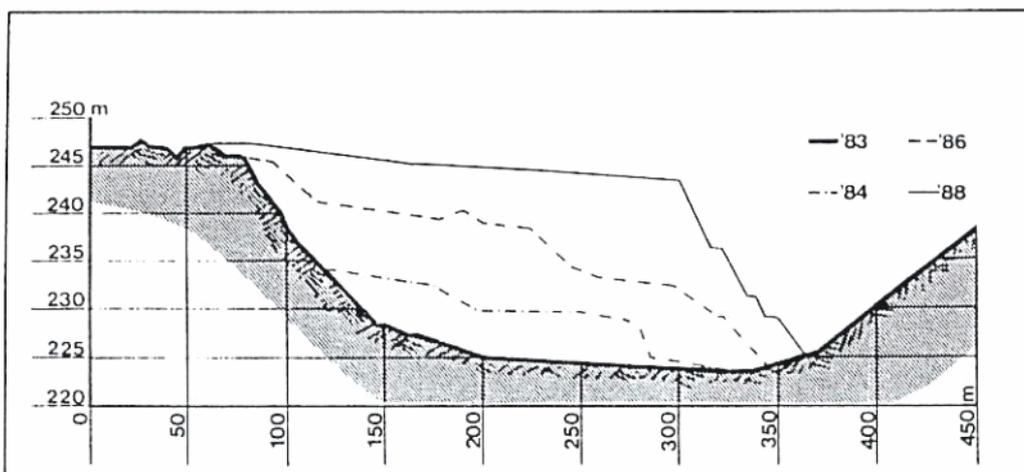
- instrumentation et suivi de talus en vrai grandeur (§ 10.2 et 10.3) ;
- estimation du comportement mécanique 2D du déchet (poussée latérale en pilote prototype) (§ 4.3.8) ;
- modélisation numérique du comportement en contraintes – déformations (§ 10.4).

## 10.2. Suivi de sites en conditions 2D

### 10.2.1. Site de Rio Vigne (Italie)

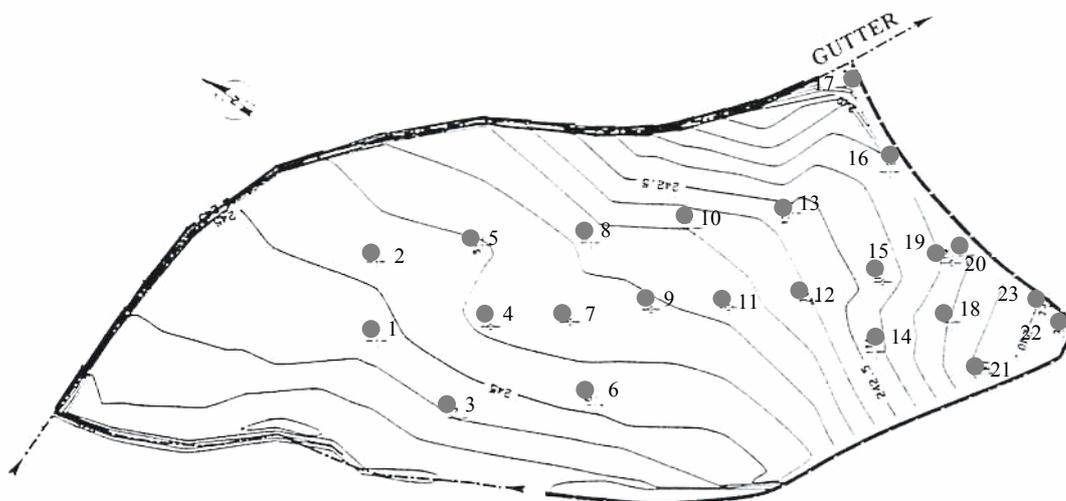
Les données relatives au site de Rio Vigne ont été tirées des articles de Gasparini et al. (1991) et Grisolia et al. (1993).

Atouts	Faiblesses
1. Stockage en pente : géométrie originale	1. Mesures des tassements insuffisantes (3 levés après installation) et non rapportés aux déplacements horizontaux
2. Données déjà largement discutées dans la littérature	2. Influence 2D / 3D délicate à interpréter



**Figure 10.2** Coupe transversale de la zone de stockage de RioVigne (Grisolia et al., 1993)

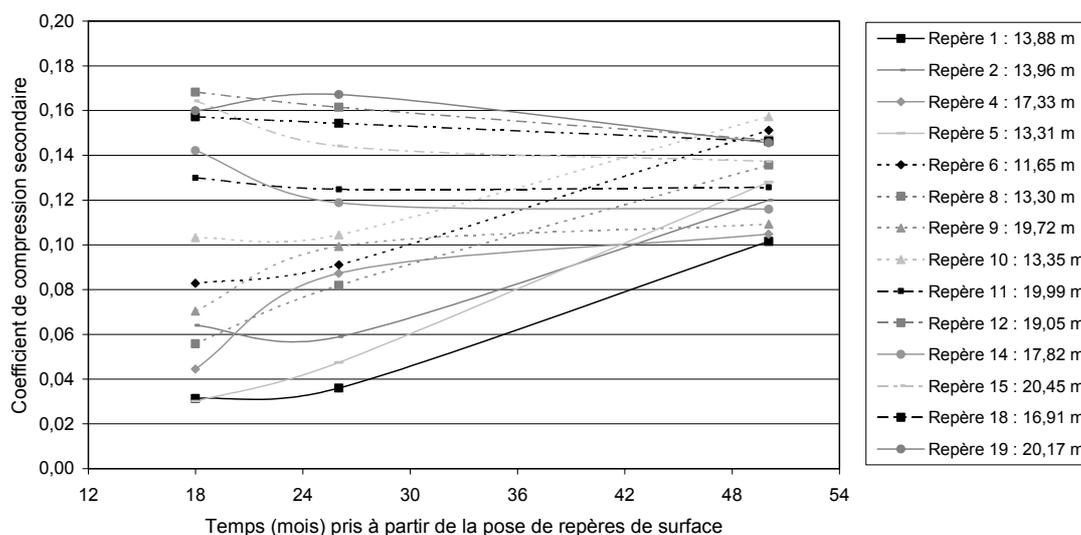
Implanté dans une vallée en auge, le site de Rio Vigne a été exploité de juillet 1983 à octobre 1988. Composé de 65 % d'OM, 23 % de déchets assimilés aux OM et 12 % de boues d'épuration, le déchet a été étalé par couches très fines (10 à 15 cm) puis compacté (engin de 20 tonnes) pour former des terrasses de 2,5 m environ recouvertes de sol argileux (20 cm). La hauteur de déchet en fin d'exploitation était comprise entre 11 et 20 m et son poids volumique moyen a été estimé à environ  $8 \text{ kN/m}^3$  (d'après les volumes et tonnages entrants). Le déchet est confiné par une couverture sommitale argileuse de 2 m d'épaisseur. Un suivi topographique a été entrepris juste après la pose de la couverture (octobre 1988) sous la forme de 23 bornes (Figure 10.3) repérées à trois reprises après 18, 26 et 50 mois.



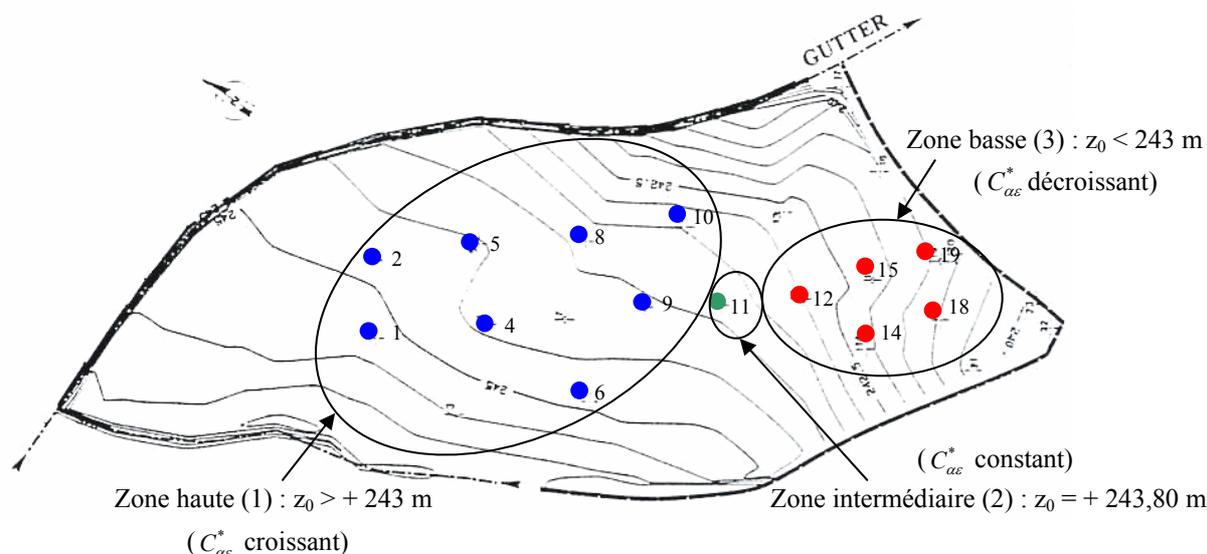
**Figure 10.3** Implantation des repères topographiques de Rio Vigne d'après Gasparini et al. (1991)

Seuls 14 des 23 repères ont toutefois été retenus pour l'analyse inverse des tassements sur la base des trois critères suivantes :

- suivi sur la totalité de la période (50 mois) ;
- pas d'anomalie flagrante dans les mesures ;
- positionnement en dehors des franges latérales du stockage (effet 3D).



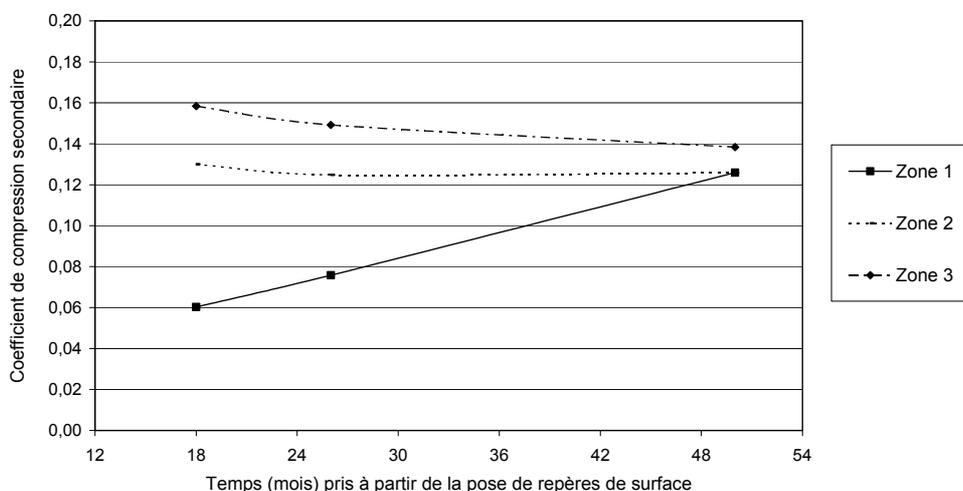
**Figure 10.4** Evolution des coefficients  $C_{ae}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (Rio Vigne, 14 repères)



**Figure 10.5** Implantation des axes de suivi topographique du site de Rio Vigne

D'après l'évolution des coefficients de compression secondaire intrinsèque (Figure 10.4), deux observations peuvent être dégagées :

- considérant une position donnée suivant l'axe longitudinal de la vallée, les tassements semblaient proportionnellement plus importants le long du profil central qu'en bordure de vallée au début du suivi topographique. Lors du dernier levé (après 50 mois), cette tendance semblait totalement effacée. Notons cependant que cette observation devrait être analysée à la lumière des déplacements horizontaux (non disponibles) pour être complètement pertinente ;
- considérant maintenant la position des 14 repères sélectionnés relativement à l'axe longitudinal de la vallée, une autre tendance très nette se dessine. En effet, si l'on regroupe ces 14 repères en 3 zones s'étalant de la tête au pied du talus (suivant approximativement l'axe de la vallée) (Figure 10.5), on observe une évolution respectivement croissante, stable et légèrement décroissante du coefficient de compression secondaire intrinsèque. Le rapport  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^3)/C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^1)$  a été évalué pour les 3 zones à 2,38, 0,97 et enfin 0,87 (Tableau 10.2). Cette tendance pourrait être attribuée au caractère 2D du problème : un mouvement rotationnel se superposant à la compression verticale des déchets pourrait expliquer l'accélération des tassements en zone sommitale et inversement leur ralentissement en zone de pied de talus.



**Figure 10.6** Evolution des valeurs moyennes de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  suivant zonage (Rio Vigne, zones 1, 2 et 3)

**Tableau 10.2** Synthèse des résultats relatifs aux 3 axes de levés topographiques ( $t_c = 64$  mois ;  $t_m^{ult} - t_m^0 = 50$  mois)

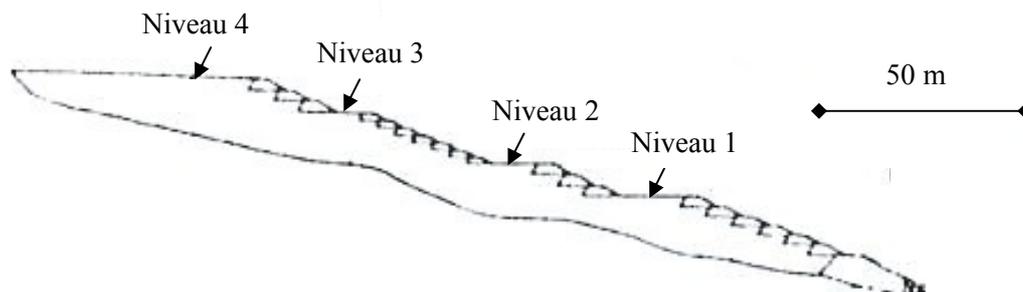
Zone	Repères	$H_n(t_c)$		$w(t_m^3)$ (m)	$\epsilon(t_m^3)$ (%)	$C_{\alpha\epsilon}^*$			$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^3) / C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^1)$
		Min (m)	Max (m)			$(t_m^1)$	$(t_m^2)$	$(t_m^3)$	
1	8	13,30	19,72	1,09	7,61	0,060	0,076	0,126	2,38
2	1	19,99	19,99	1,55	7,77	0,130	0,125	0,126	0,97
3	5	16,91	20,45	1,64	8,66	0,158	0,149	0,138	0,87

### 10.2.2. Site de Meruelo (Espagne)

Les données relatives au site de Meruelo ont été tirées de trois articles de Sánchez-Alciturri et al. (1993a, 1993b et 1993c).

Atouts	Faiblesses
1. Casier à flanc de talus naturel : géométrie originale	1. Données trop souvent approximatives, voire manquantes
2. Données déjà largement discutées dans la littérature	2. Géométrie de stockage assez complexe (2D plus que 1D)

Situé dans région de la Cantabrie au nord de l'Espagne, le CSD de Meruelo est un stockage en pente implanté au droit d'un talus naturel. Le talus (50 m de dénivelé total ; gradient moyen 2,5 : 1) est renforcé par trois risbermes de 20 m de large tel qu'illustré sur la Figure 10.7. Il a été exploité par progression ascendante (protection latérale au moyen de diguettes de 1,50 à 2,50 m de haut) au cours de la période allant de décembre 1988 à janvier 1992. En tenant compte du profil du talus naturel, on obtient une hauteur de déchet partout comprise entre 14 et 18 m.


**Figure 10.7** Section du site de Meruelo (Sánchez-Alciturri et al., 1993a)

La composition pondérale du déchet stocké (déchet urbain) est donnée dans le Tableau 10.3. La mise en place des déchets a été réalisée suivant la technique dite 'en peau d'oignon' (couches de déchet de 0,5 à 2 m d'épaisseur compactées avec engin à pieds de mouton et couverture journalière en terre de 20 cm).

L'épaisseur de la couverture finale n'est pas mentionnée par Sánchez-Alciturri et al. (1993a). En revanche, des estimations du poids volumique moyen ont été entreprises par diagraphie nucléaire, donnant des valeurs comprises entre 8 à 10 kN/m<sup>3</sup> juste après compactage ou encore 12 kN/m<sup>3</sup> en

tenant compte des couches de couverture journalières. La teneur en eau des déchets a également été mesurée (48%), sans que l'on sache s'il s'agit d'une teneur massique ou volumique.

**Tableau 10.3** Composition pondérale des déchets de Meruelo (Sánchez-Alciturri et al., 1993a)

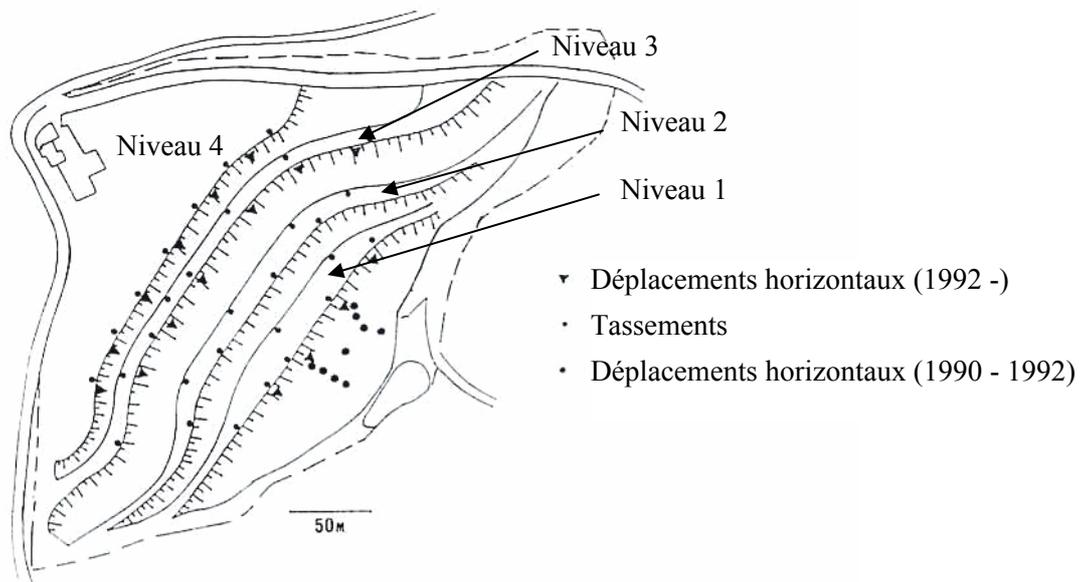
Composition	Pourcentage pondéral (%)
Déchet organique putrescible	52,0
Papier et carton	21,9
Plastiques	8,3
Bois	2,4
Métaux	3,2
Verre	4,1
Terre et cendres	1,4
Autres	6,7

Les informations disponibles relatives au phasage d'exploitation ont été regroupées dans le Tableau 10.4 pour chacune des risbermes instrumentées (niveaux 1, 2, 3 et 4) en tassement (repères de surface) et déplacement horizontal (inclinomètres verticaux) (Figure 10.8).

**Tableau 10.4** Phasage d'exploitation et de suivi topographique du site de Meruelo (Sánchez-Alciturri et al., 1993a)

Niveau	Exploitation		Suivi topographique				Nombre de repères	
	Début	Fin	$d(t_m^0)$	$t_m^0 - t_c$	$d(t_m^{ult})$	$t_m^{ult} - t_m^0$	$d(t_m^0)$	$d(t_m^{ult})$
1	01/12/ 1988	17/03/1989	17/01/1990 *	10,05	-	-	11	0
2	?	31/03/1990	03/08/1990	4,11	31/12/1992	28,94	8	3
3	?	01/07/1991	31/01/1992	7,03	31/12/1992	11,00	8	8
4	?	01/01/1992	Sept. 1992	8,57	?	?	7	?

\*Suivi interrompu de mai 1990 à septembre 1992



**Figure 10.8** Instrumentation du site de Meruelo d'après Sánchez-Alciturri et al. (1993a)

Pour chacun des 4 niveaux, les observations relatives aux tassements sont les suivantes :

- Niveau 1 : repères topographiques installés juste après la pose de la couverture (janvier 1990) mais perte des coordonnées de référence donc données inexploitable. S'agissant des déformations en pied de talus, elles sont dirigées vers l'intérieur du talus et restent inférieures à 100 mm après 3 ans de suivi. Aucune instabilité n'est détectée à ce niveau.
- Niveau 2 : les mesures tirées des repères n° 26, 27 et 28 correspondant à une hauteur  $H_n(t_c) = 15$  m ont pu être exploitées par analyse inverse ; le suivi du repère n° 26 a toutefois été interrompu pendant 7 mois.
- Niveau 3 : 8 repères ont pu être considérés pour une analyse inverse, soit :  
 Repères 8, 9, 10 et 11  $\Rightarrow H_n(t_c) = 14$  m  
 Repères 7, 12, 13 et 14  $\Rightarrow H_n(t_c) = 16$  m
- Niveau 4 : données non fournies.

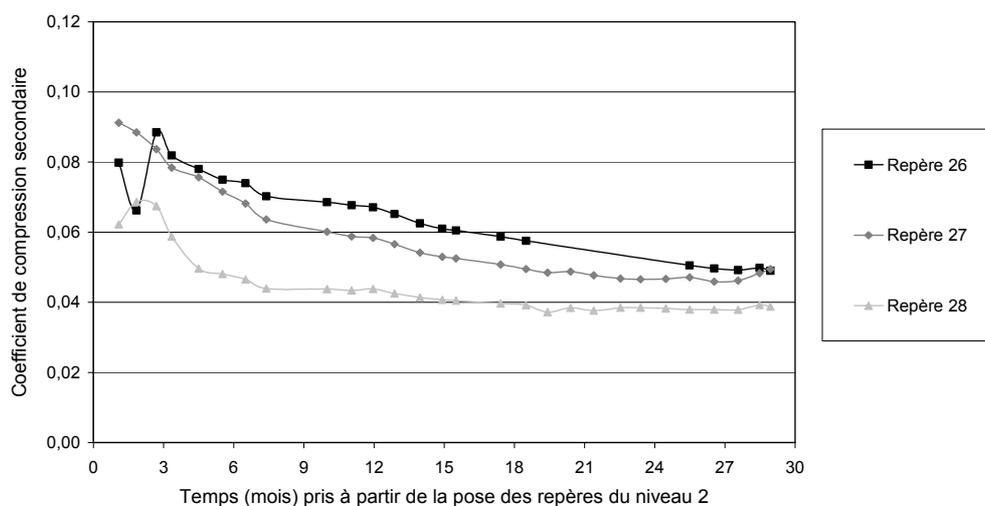
Compte tenu des informations non reprises par Sánchez-Alciturri et al. (1993a), quelques approximations ont dû être faites avant rétro-analyse :

- en l'absence de date précise, l'exploitation d'un niveau  $i$  est supposée débiter le jour suivant la fin d'exploitation du niveau  $(i - 1)$  ;
- en l'absence d'indication, les hauteurs de déchet évoquées (respectivement 15, 14 et 16 m) sont supposées correspondre au temps  $t_c$  (et non à  $t_m^0 = t_c + \Delta t$ ) ;
- Dans le doute, l'épaisseur de la couverture sommitale est supposée égale à 1 m.

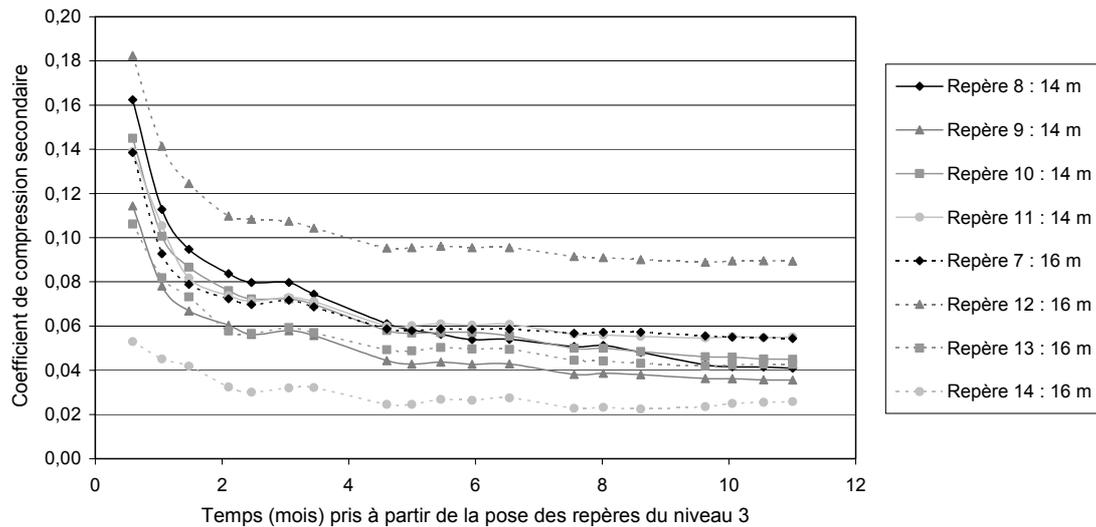
Par ailleurs, signalons que l'emplacement exact des repères n'a pas pu être défini à partir de la Figure 10.8.

L'évolution des coefficients de compression intrinsèques tirés des mesures réalisées sur les niveau 2 et 3 est représentée sur les Figures 10.9 et 10.10.

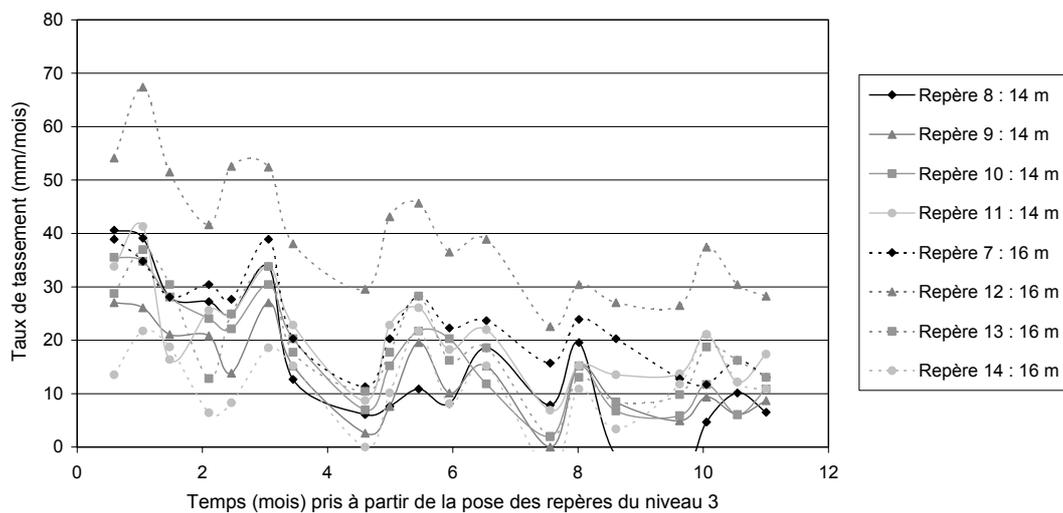
Est également représentée la courbe d'évolution des taux de tassement des repères du niveau 3 (Figure 10.11). Au-delà de la tendance générale à la décroissance, on note la présence de pics et de creux synchrones qu'il conviendrait d'analyser plus en détail : sont-ils caractéristiques de l'incertitude de la mesure ou au contraire des fluctuations de la biodégradation ?



**Figure 10.9** Evolution de  $C_{ac}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (Meruelo, niveau 2,  $H_n(t_c) = 15$  m,  $t_m^0 - t_c = 4,11$  mois)



**Figure 10.10** Evolution de  $C_{\alpha}^*$  en fonction de  $t - t_m^0$  (Meruelo, niveau 3,  $14 < H_n(t_c) < 16$  m,  $t_m^0 - t_c = 7,03$  mois)



**Figure 10.11** Evolution des taux de tassement en fonction de  $t - t_m^0$  (Meruelo, niveau 3)

### 10.2.3. Site de Torcy (Saône et Loire)

La barrière de couverture du site de Torcy a fait l'objet d'une recherche sur le comportement comparé de 4 systèmes de barrière sur pente. Simultanément, un suivi de la déformée des talus correspondants a été effectué [Villard et al. (2000) ; Feki et al. (2002)]. Ces résultats apparaissent compatibles avec les observations fréquemment effectuées sur sites (bombement des pentes).

Les tassements des différents profils apparaissent assez homogènes. Le tassement en crête de talus a été proche de 0,2 à 0,3 m après 175 jours. De tels tassements sont à comparer aux valeurs obtenues sur la même période à l'aide des tassomètres installés en partie centrale d'alvéole (lit n° 4  $\Rightarrow$  tassement voisin de 0,5 m). Il est intéressant de constater que le mouvement général n'est pas un tassement uniforme, le tassement en bord de talus étant nettement inférieur à celui de la zone centrale. La zone d'influence du talus paraît assez importante de ce point de vue.

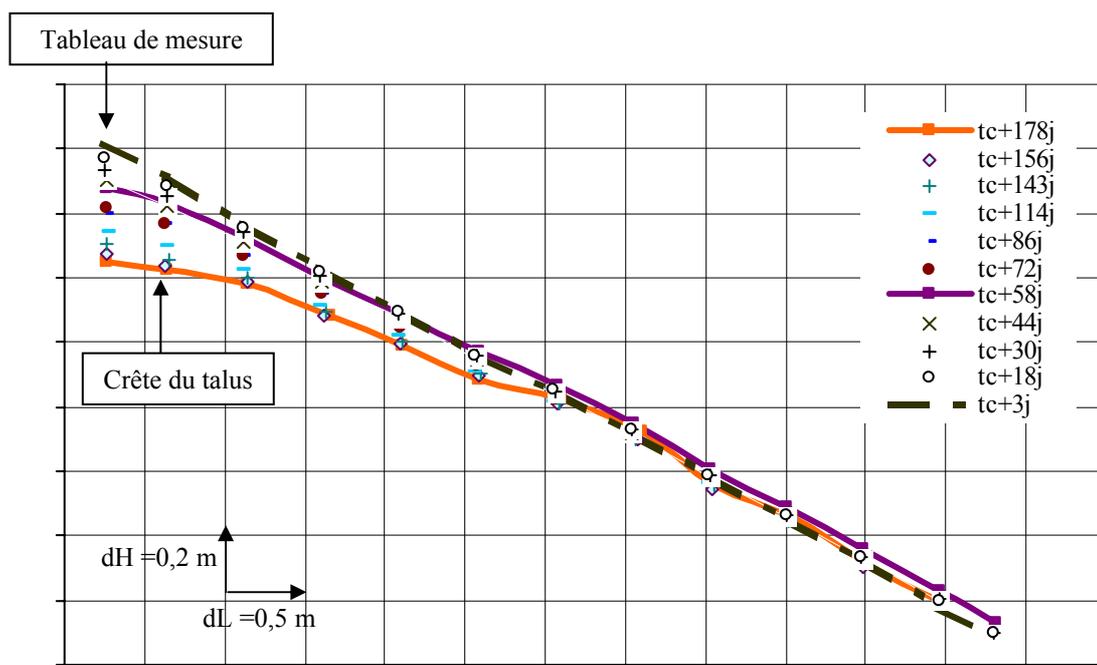


Figure 10.12 Profil déformé du talus (P<sub>1</sub>) (Site de Torcy) (Thomas, 2000)

### 10.3. Suivi de sites en conditions 3D : exemple de NENT (Hong-Kong)

Les données relatives au site de Hong-Kong nous ont été fournies intégralement par la filiale chinoise 'Swire Sita' du groupe Suez Environnement, notamment par l'intermédiaire de J. Eldridge.

Atouts	Faiblesses
1. Qualité exceptionnelle des levés (3D) et fréquence de mesure bi-hebdomadaire	1. Casiers de configuration irrégulière (2 D / 3D)
2. Nombre de repères de surface suivis	2. Mise en place des bornes topographiques de surface systématiquement retardée
3. Hauteur de déchet importante	

D'une superficie de 75 ha et d'une capacité de 35 M m<sup>3</sup>, le CSD de NENT (North East New Territories) est assis sur un terrain montagneux sillonné de talwegs à pentes raides. Son exploitation a débuté en juillet 1995 pour une hauteur de déchet très variable comprise entre 4 et 57 m (en 2002). La composition du déchet stocké de 1995 à 2000 est rapportée sur le Tableau 10.5. Il comprend en grande majorité des déchets ménagers et assimilés (66 à 80 %) ainsi qu'un pourcentage plus faible de DIB, déchets de construction, boues, bois, etc.

Les déchets ont été étalés en couches de 50 cm environ compactées uniformément au moyen d'engins à pieds de mouton (2 à 3 aller – retour en moyenne) sur une hauteur quotidienne de 3 m. Chaque terrasse de 3 m est recouverte d'une couverture provisoire (50 cm) en terre partiellement scarifiée. Aux déchets présentés dans le Tableau 10.5, il faut rajouter 15 à 20 % de matériaux terreux, incluant les remblais utilisés pour la construction des pistes d'accès. Le poids volumique des déchets à la mise en place a été estimé entre 8 et 9 kN/m<sup>3</sup> tandis que le poids volumique moyen apparent (matériaux terreux exclus) pour l'ensemble du site est voisin de 10,5 kN/m<sup>3</sup>.

**Tableau 10.5** Composition pondérale (%) du déchet stocké sur le site de NENT de 1995 à 2000

Composition du déchet (%)	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Déchets ménagers et assimilés	80,34	80,08	73,41	67,47	67,82	66,32
Déchets industriels et commerciaux	7,58	6,05	6,25	6,59	6,10	5,80
Déchets de construction (inertes < 30 %)	5,57	5,07	11,62	17,30	19,16	19,00
Déchets de construction (inertes > 30 %)	2,60	4,61	3,27	4,56	3,37	4,27
Boues d'épuration (eau : 70 – 85 %)	2,84	2,11	2,41	2,39	2,03	2,02
Bois et résidus	0,35	1,13	1,73	0,79	0,34	0,10
Autres	0,74	0,95	1,32	0,90	1,18	2,50

**Figure 10.13** Vue aérienne, zonage du site et implantation des repères du groupe 1 (17 repères) et du repère 20 (CSD de Hong Kong)

L'exploitation du site de 1995 à 2001 a progressée schématiquement en 4 phases ou zones tel qu'illustré sur la Figure 10.13 :

- Phase 1 : 1995 – 1997
- Phase 2 : 1997 – 1998
- Phase 3 : 1999 – 2000
- Phase 4 : 2001

Un suivi topographique a été réalisé à partir de septembre 1998 sous la forme de 47 bornes topographiques installées progressivement (jusqu'en février 2003 pour les plus récentes) en fonction de l'avancement des travaux de stockage. L'implantation des bornes est intervenue systématiquement avec retard (4 à 21 mois !) à l'issue de la fin d'exploitation de la zone concernée. En revanche, les mesures topographiques ont été réalisées sur la base d'une fréquence

régulière de 15 jours entre 2 levés successifs. Par comparaison avec les fréquences couramment observées sur site, un telle fréquence est tout à fait exceptionnelle et devrait permettre une analyse fine de l'évolution des taux de tassement en fonction du temps (non incluse dans ce mémoire).

Outre une classification possible des repères par zone (ou phase), nous pouvons classer ces bornes de surface en 3 groupes (Tableau 10.6) suivant qu'elles ont été implantées une fois (exploitation du déchet en 1 phase unique), deux ou encore trois fois (réimplantations généralement consécutives à des rechargements en déchet ou à la perte accidentelle de bornes). Réinstallées approximativement au droit des anciennes bornes, les bornes ont été renommées à partir du numéro précédent suivi par la lettre A pour une première ré-installation ou B pour une seconde ré-installation.

Notre objectif à ce stade étant d'illustrer une approche d'un problème 3D, nous avons choisi de ne présenter qu'une partie de l'étude. Nous nous concentrerons essentiellement sur les repères du groupe 1 (Tableau 10.6), à commencer par le repère 9 qui servira d'exemple détaillé. Enfin, à titre d'exemple plus complexe, nous présenterons également le cas d'un repère du groupe 3 (repère 20).

**Tableau 10.6** Typologie des 47 repères topographiques de surface (Site de Hong-Kong)

Groupe	1	2	3
Implantation	Unique ( $n^{\circ} x$ )	Double ( $n^{\circ} x, xA$ )	Triple ( $n^{\circ} x, xA, xB$ )
Nombre de repères	23	21	3
Repères pris en compte	(n° 6, 9, 10, 23, 24, 26, 27, 31, 33, 34, 35, 36, 38, 39, 40, 41)	(n° 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 22, 25, 28, 29, 30, 32)	(n° 17, 20, 21)
Repères non pris en compte*	6 repères non pris en compte du tout (n° 42, 43, 44, 45, 46, 47)	8 repères non pris en compte lors de la 2 <sup>ème</sup> implantation (n° 1, 2, 3, 4, 5, 8, 29, 30)	Aucun

\* implantation tardive : été 2002 et février 2003)

Pour information, la collecte des mesures a été provisoirement stoppée au 18/09/02 : 27 repères étaient alors encore en place. Les mesures ont été poursuivies depuis et le seront à l'avenir jusqu'à l'expiration de la période de post-exploitation de 30 ans (!), ce qui avec l'accord de l'exploitant devrait permettre de poursuivre l'analyse en cours. Sur la Figure 10.14 sont représentées les bases en béton scellées sur la nappe de couverture provisoire.



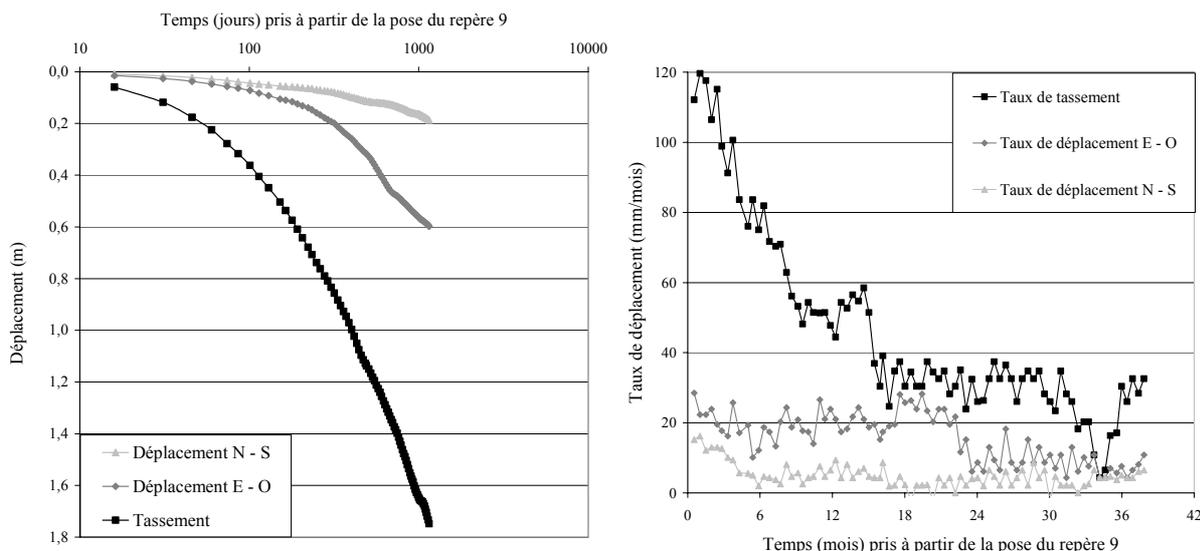
**Figure 10.14** (a) Vue du talus de la phase 2 couverte provisoirement (b) Gros plan sur la borne topographique n° 37 (Site de Hong Kong)

Considérant plus particulièrement les repères du groupe 1, l'historique d'exploitation complet, le phasage de suivi topographique, les hauteurs initiales des 17 colonnes prises en compte, les tassements mesurés ainsi qu'enfin le rapport des déplacements latéraux sur les tassements (verticaux) [ $\|\Delta\bar{u} + \Delta\bar{v}\|(t_m^{ult}) / \Delta w(t_m^{ult})$ ] (noté  $\Delta uv / \Delta w$ ) ont été reportés dans le Tableau 10.7, avec  $\Delta\bar{u}$  et  $\Delta\bar{v}$  composantes horizontales du déplacement (respectivement Est-Ouest et Nord-Sud),  $\Delta w(t_m^{ult})$  représentant le tassement entre la première mesure ( $t_m^0$ ) et la dernière ( $t_m^{ult}$ ). Compte tenu de l'implantation du site loin des zones côtières sous-consolidées de la presqu'île, le socle de la décharge a été considéré surconsolidé et par conséquent les déplacements mesurés sont supposés correspondre aux déplacements des seuls déchets.

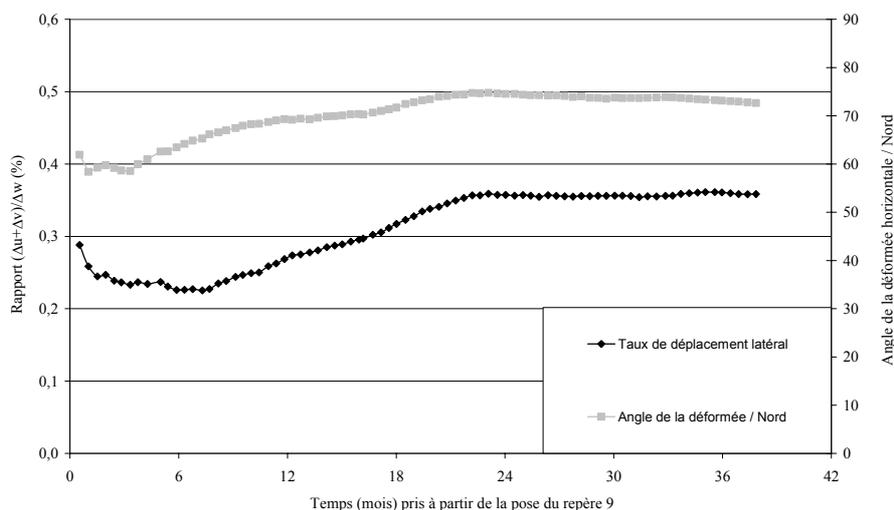
**Tableau 10.7** Caractéristiques des repères du groupe 1 (implantation unique) (Hong-Kong)

Borne n°	Phasage d'exploitation			Phasage topographique			Géométrie et déformations		
	Début (mm/aa)	Fin (mm/aa)	$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	Nbre levés	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$H_n(t_m^0)$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$\Delta uv / \Delta w$ -
6	01/96	01/97	12,03	20,88	56	25,87	14,86	0,594	0,263
9	09/95	10/97	25,02	11,90	82	37,84	39,05	1,748	0,358
10	01/96	10/97	21,01	11,90	86	39,71	37,11	1,868	0,237
23	02/97	10/98	19,96	5,29	76	34,78	28,28	2,249	0,542
24	05/98	09/98	4,04	6,28	47	21,90	18,29	1,239	0,109
26	03/98	04/98	1,02	11,31	28	8,78	4,89	0,117	0,215
27	12/97	05/98	4,96	17,19	6	2,76	15,70	0,150	0,220
31	09/97	07/99	21,96	9,44	61	28,24	27,39	2,012	0,745
33	02/98	07/00	28,96	5,26	19	19,46	34,76	2,397	0,450
34	10/98	03/01	29,00	4,14	30	14,04	40,90	1,868	0,329
35	10/98	02/01	28,08	5,06	31	14,47	30,83	1,823	0,454
36	05/98	01/01	32,09	6,08	28	14,47	27,27	1,346	0,409
37	05/99	03/01	22,03	4,14	31	14,47	28,83	2,290	0,414
38	12/00	01/01	1,02	6,08	31	14,47	11,69	1,011	0,863
39	04/99	04/01	24,03	6,31	24	11,28	26,82	1,435	0,317
40	09/99	03/01	17,98	7,33	24	11,28	20,92	1,349	0,453
41	10/00	06/01	7,99	4,31	24	11,28	17,66	0,799	0,184

Considérant à titre d'exemple le repère n° 9 auquel correspond une hauteur initiale de 39 m et un suivi d'un peu plus de 3 ans (82 levés), qui a débuté avec un retard d'environ 1 an après la construction, les déplacements horizontaux suivant les directions Est-Ouest et Nord-Sud ainsi que les tassements sont reportés sur la Figure 10.15 (a). Par ailleurs, sont aussi tracées les courbes d'évolution des taux de déplacement suivant les 3 directions de l'espace (Figure 10.15 (b)).

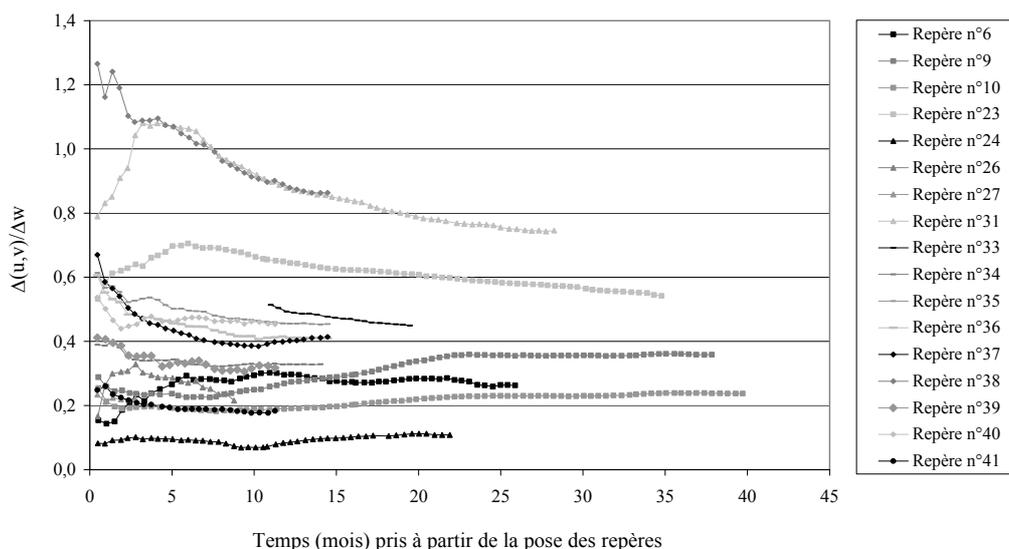


**Figure 10.15** (a) Evolution des déplacements ( $\Delta u$ ,  $\Delta v$ ,  $\Delta w$ ) du repère 9 en fonction du logarithme du temps (b) Evolution des taux de déplacement en fonction du temps (Site de Hong-Kong)



**Figure 10.16** Evolution de l'intensité  $\|\Delta \bar{u} + \Delta \bar{v}\| / \Delta w(t_m^{ult})$  et de la direction  $(\Delta \bar{u} + \Delta \bar{v})$  des déplacements latéraux en fonction du temps (Site de Hong-Kong, repère 9)

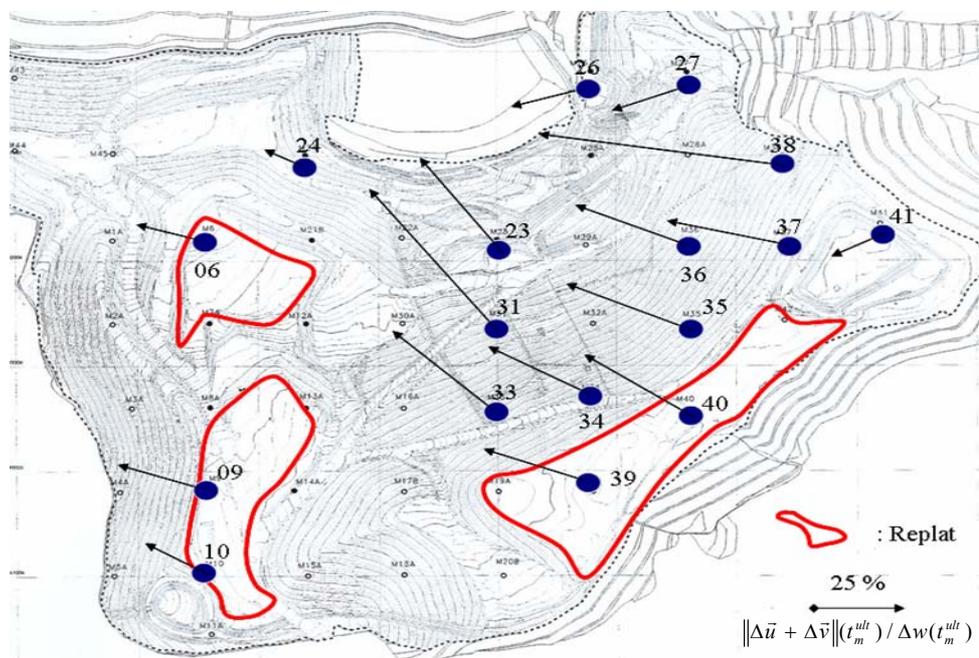
Le repère est positionné en crête de talus de pente 39 % (21 °) et de ligne de plus grande pente +84° par rapport au Nord et n'a subi aucun rechargement au cours du suivi topographique présenté. A partir des données de déplacement suivant les 3 directions de l'espace, on est en mesure de déterminer d'une part l'évolution de la norme du vecteur déplacement horizontal relativement au tassement vertical au cours du temps (Figure 10.17). Par ailleurs, on détermine aisément l'évolution de l'angle que fait le vecteur déplacement horizontal avec une direction fixe préalablement choisie (en l'occurrence le nord). Dans le cas présent, on note du 7<sup>ème</sup> au 22<sup>ème</sup> mois de suivi une inflexion simultanée des 2 courbes traduisant une hausse relative des déplacements horizontaux (passant de 22 % à 36 % du tassement) et une rotation du vecteur déplacement horizontal de +60 ° à +72 ° / Nord. Une étude approfondie à partir de l'ensemble des repères étudiés serait souhaitable pour tenter de dégager des tendances répétitives.



**Figure 10.17** Evolution rapport  $\|\Delta\vec{u} + \Delta\vec{v}\|(t_m^{ult}) / \Delta w(t_m^{ult})$  (noté  $\Delta uv / \Delta w$ ) en fonction du temps (Site de Hong-Kong, 17 repères du groupe 1)

Sur la Figure 10.18, la norme du vecteur déplacement horizontal relativement au tassement vertical a été tracée en fonction du temps pour les 17 repères du groupe 1. Au stade de l'analyse qualitative, il est toutefois possible de suggérer deux observations :

- mis à part 4 à 5 repères pour lesquels les valeurs initiales de  $\Delta uv / \Delta w$  étaient plus élevées que la moyenne,  $\Delta uv / \Delta w$  tend à rester stable au cours du temps ;
- les valeurs moyennes de  $\Delta uv / \Delta w$  se situent aux alentours de 0,2 à 0,5 (20 à 50 %).



**Figure 10.18** Illustration du déplacement latéral rapporté au tassement ( $\|\Delta\vec{u} + \Delta\vec{v}\|(t_m^{ult}) / \Delta w(t_m^{ult})$ ) à partir des 17 repères du groupe 1 (Site de Hong Kong)

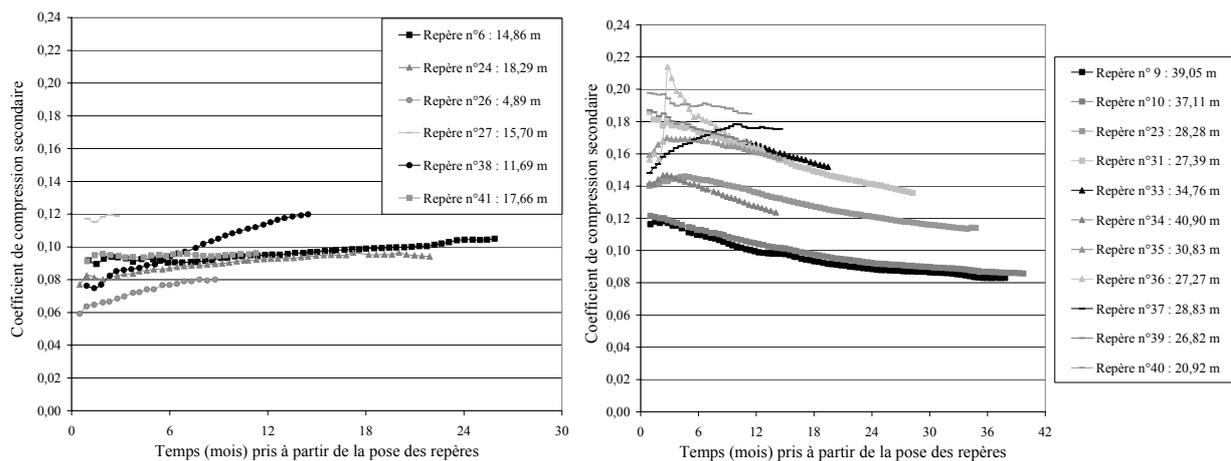
Une étude approfondie est envisagée pour tenter de corréler les valeurs de  $\Delta uv / \Delta w$  aux pentes de couverture et / ou de fond de forme, tout au moins dans les cas les plus simples (2D). Les

directions  $(\Delta\vec{u} + \Delta\vec{v})$  et  $\Delta uv/\Delta w$  ont été représentés sur la Figure 10.18 pour les 17 points. Les rares zones de géométrie plane ont été identifiées en traits pleins continus. L'analyse détaillée devrait permettre une comparaison des directions des vecteurs déplacements horizontaux suivant quelques profils de pente.

Dans une seconde étape, une rétro-analyse des données de tassement a été entreprise à partir du modèle incrémental ISPM. Ce modèle, qui intègre le temps de retard d'implantation des bornes topographiques, est bien adapté au contexte des mesures. En revanche, compte tenu de la configuration du site et des déplacements horizontaux non négligeables (Figure 10.18), l'hypothèse de déformation 1D du modèle ISPM n'est pas respectée. Mais en l'absence de modèle 2D adapté à ce cas d'étude, l'objectif consistait à déterminer modestement l'ordre de grandeur des coefficients de compression secondaire.

Sur la Figure 10.19 (a) et (b), ont été représentés pour chacun des 17 repères du groupe 1 l'évolution du coefficient de compression secondaire intrinsèque ISPM tiré de l'analyse inverse des tassements (verticaux). Les courbes ont été scindées en 2 sous-groupes de 6 et 11 repères correspondant à des hauteurs initiales de déchet respectivement inférieures et supérieures à 20 m. Plusieurs constatations se dégagent d'après l'observation des courbes :

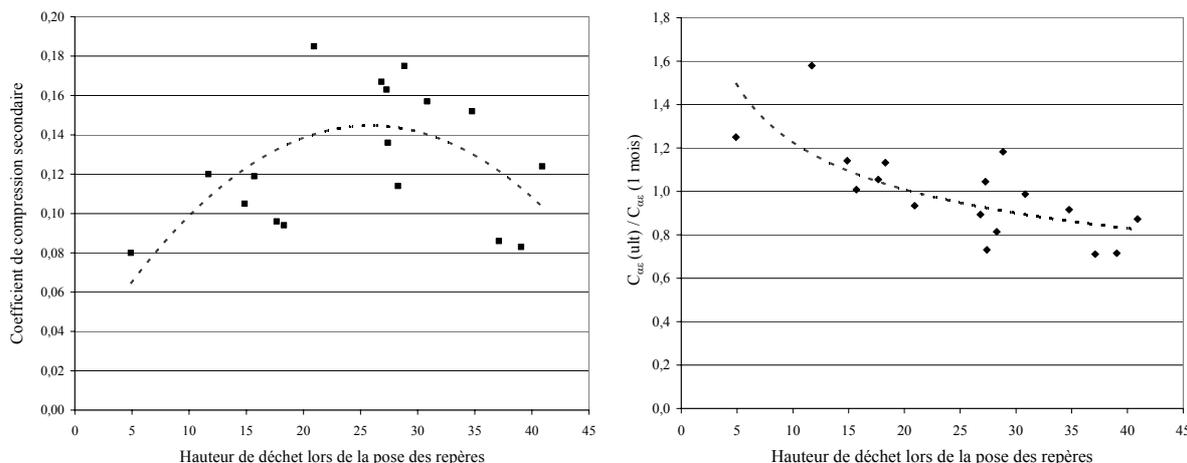
- les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  correspondant aux colonnes inférieures à 20 m ont tendance à augmenter modérément dans une gamme assez resserrée autour de 0,08 à 0,10 : une tendance semblable a pu être observée dans des cas 1D ;
- à l'inverse, les valeurs de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  correspondant aux colonnes supérieures à 20 m ont tendance à diminuer, parfois de manière assez importante et dans une gamme nettement plus large (de 0,20 à 0,08). Une telle tendance se révèle plus inattendu si l'on se réfère aux colonnes 1D de hauteur similaire étudiées dans le cadre de ce travail ;
- les valeurs de compressibilité verticale sont donc relativement élevées. Si l'on se place 18 mois après le début du suivi topographique, on observe des valeurs moyennes de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  oscillant entre 0,09 et 0,15. Il est trop tôt pour dire si ceci peut être attribué à l'effet bi ou tri-dimensionnel.



**Figure 10.19** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps (a)  $H_n(t_m^0) < 20$  m (b)  $H_n(t_m^0) > 20$  m (Site de Hong-Kong, 17 repères du groupe 1)

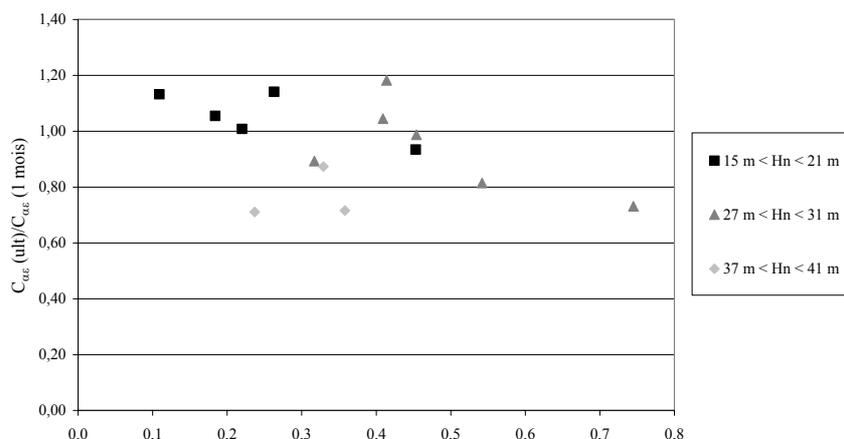
Considérant pour chacun des 17 repères du groupe 1 la valeur de  $C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$  correspondant au dernier levé topographique (à l'issue de périodes de suivi variables), il semble exister une

tendance de pic de compressibilité pour des hauteurs de déchet comprises entre 22 et 35 m (Figure 10.20 (a)).



**Figure 10.20** (a) Evolution de  $C_{ae}^*$  en fonction de la hauteur de déchet (b) Evolution de  $C_{ae}^*(t_m^{ult})/C_{ae}^*(t_m^2=1\text{ mois})$  en fonction de la hauteur de déchet (Site de Hong-Kong, 17 repères du groupe 1)

Nous avons par ailleurs tracé le rapport  $C_{ae}^*(t_m^{ult})/C_{ae}^*(t_m^2=1\text{ mois})$  en fonction de la hauteur de la colonne. Le coefficient de compression secondaire est stable pour des hauteurs de 15 à 25 m, croissant en deçà et décroissant au-delà (Figure 10.20 (b)). Ce même rapport  $C_{ae}^*(t_m^{ult})/C_{ae}^*(t_m^2=1\text{ mois})$  a aussi été tracé en fonction de  $\Delta uv/\Delta w$ , pour 14 des 17 repères du groupe 1, regroupés en 3 classes de hauteurs (15 – 21 m, 27 – 31 m et 37 – 41 m). L'objectif est de séparer les repères en fonction du caractère 1D prépondérant ( $\Delta uv/\Delta w$  faible). Bien que la tendance ne soit pas parfaitement nette, on note que les repères s'étant peu déplacés latéralement ( $\Delta uv/\Delta w < 20\%$ ), de hauteur comprise entre 15 et 21 m, sont caractérisés par des valeurs de compressibilité stables comme dans nos études précédentes sur colonnes. Pour des valeurs de  $\Delta uv/\Delta w > 20\%$ , une diminution de la compressibilité (verticale) est observée pour les colonnes de hauteur intermédiaire. Aucune tendance particulière se dessine en revanche pour les colonnes les plus élevées. Le caractère 2D ou 3D du problème influence donc nettement les mesures.



**Figure 10.21** Evolution du rapport  $C_{ae}^*(t_m^{ult})/C_{ae}^*(t_m^2=1\text{ mois})$  en fonction de  $\|\Delta\vec{u} + \Delta\vec{v}\|(t_m^{ult})/\Delta w(t_m^{ult})$  (

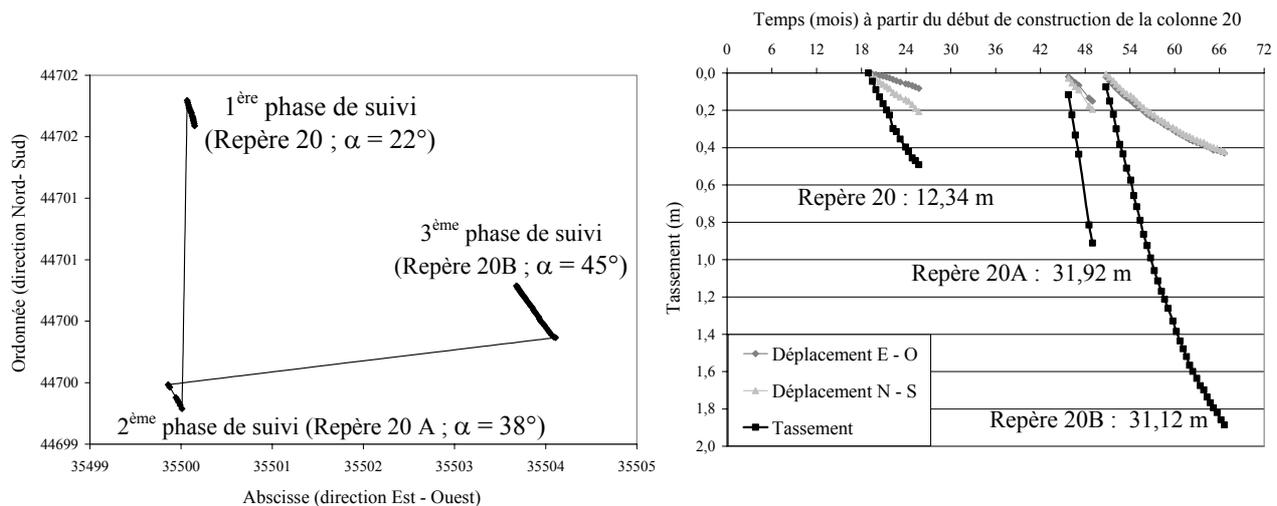
Pour illustrer la complexité du traitement des données, nous présentons le suivi topographique (en 3 phases) à partir de l'exemple de la colonne 20, dont les caractéristiques sont reportées sur le

Tableau 10.8. La colonne a été construite en 2 phases (correspondant à des hauteurs de 12 m puis 32 m), chacune suivie de levés topographiques. A l'issue du 8<sup>ème</sup> levé du repère 20A, ce dernier a été perdu, presque aussitôt remplacé par le repère 20B relevé sur une période supérieure à 1 an (jusqu'en septembre 2002).

**Tableau 10.8** Caractéristiques de la colonne 20 (implantation triple : repères 20, 20A et 20B)

Born e  n°	Phasage d'exploitation			Phasage topographique			Géométrie et déformations		
	Début (mm/aa)	Fin (mm/aa)	$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	Nbre levés	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$H_n(t_m^0)$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$\Delta uv / \Delta w$ -
20	03/97	08/97	5,03	13,91	14	6,77	12,34	0,492	0,453
20A	04/99	06/00	13,35	6,25	8	3,68	31,92	0,911	0,271
20B	04/01	-	-	-	35	16,31	31,12	1,886	0,319

Sur la Figure 10.22 (a), la variation de positionnement horizontal (x, y) des repères 20, 20A et 20B est illustrée au cours du temps. On observe clairement que les 3 implantations sont distantes de 2 à 4 m les unes des autres. Le repère 20 est situé sur un replat en pente douce (5 %) et de ligne de plus grande pente + 40 ° / Nord, 25 m en retrait de la tête d'un talus de pente moyenne (28 %) et de ligne de plus grande pente + 115° / Nord. Les déplacements suivant les 3 directions de l'espace sont par ailleurs reportés en fonction du temps sur la Figure 10.22 (b).



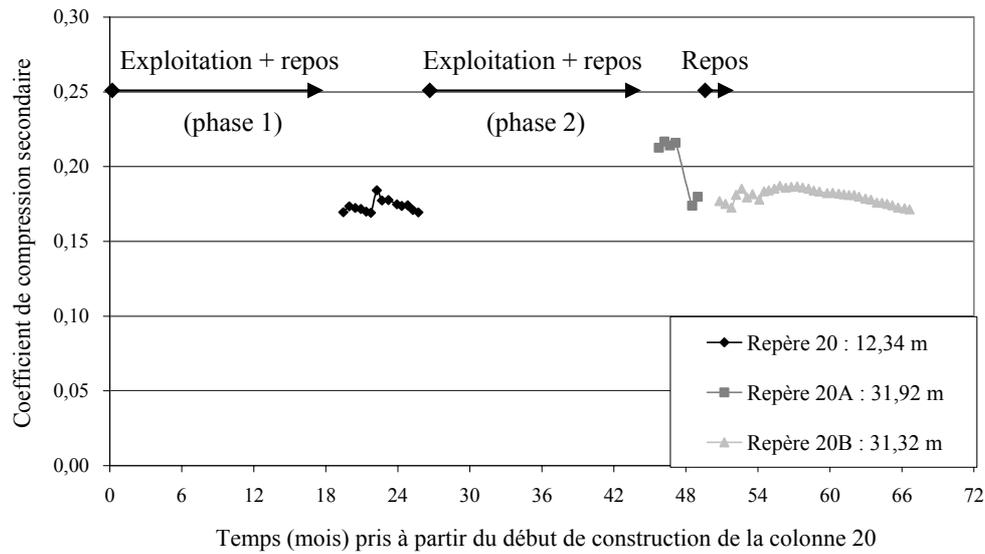
**Figure 10.22** (a) Evolution des coordonnées (x, y) des repères 20, 20A et 20B en fonction du temps ( $\alpha$  : angle de déplacement horizontal par rapport au Nord) (b) Evolution des déplacements ( $\Delta u$ ,  $\Delta v$ ,  $\Delta w$ ) des repères 20, 20A et 20B en fonction du temps (Site de Hong-Kong)

La Figure 10.23 représente l'évolution du coefficient de compression secondaire tiré de l'analyse inverse des tassements des repères couplés 20, 20A et 20B. Les valeurs de compressibilité apparaissent cette fois particulièrement stables (voisines de 0,16 à 0,18) en dépit de périodes alternées de rechargement et repos.

Le site de Hong-Kong illustre bien le fait que dans le cas d'un stockage à géométrie complexe, l'étude 1D, objet du présent mémoire, reste une base intéressante pour l'étude de la compressibilité verticale du déchet, bien que le voisinage d'une pente puisse engendrer des déplacements horizontaux importants.

Les barrières de confinement seront évidemment affectées par ces mouvements de déchet, que ce soit les barrières de couverture ou les barrières latérales de fond. Il serait cependant souhaitable

d'aborder préalablement un problème plus proche du bi-dimensionnel que le site de Hong-Kong, fortement tri-dimensionnel.



**Figure 10.23** Evolution de  $C_{ac}^*$  au cours des 3 phases de suivi topographique (Site de Hong-Kong, Repères 20, 20A et 20B)

#### 10.4. Conclusion

A l'issue de cette recherche, on peut considérer qu'une certaine maîtrise du comportement monodirectionnel de compressibilité (en fonction de la surcharge et du temps) d'une colonne de déchets est acquise. La suite logique concerne l'étude plane de la déformation d'un talus de tumulus, à long terme.

Comme les quelques exemples présentés dans ce chapitre l'illustrent, les déplacements latéraux peuvent être importants. La prévision de ces déplacements est essentielle car la conception des barrières sur pente ainsi que celle de systèmes de collecte – injection des effluents, tous systèmes très sollicités dans ce cas, devra en tenir compte.

De plus, le caractère ductile du déchet et son fluage important rendent difficile l'utilisation des méthodes de stabilité des pentes en équilibre limite de rupture. L'état limite de service sera particulièrement difficile à estimer.

Ceci justifie l'initialisation d'une recherche numérique au *Lirigm* sur le comportement 2D d'un talus de déchet, à partir d'un modèle Eléments Finis. En mécanique des sols, relativement peu d'études ont été menées sur le fluage (Leroueil et al., 1985) et les lois constitutives proposées pour les sols compressibles restent à être validées. Il est prévu dans ce contexte d'adapter une méthodologie voisine de celle adoptée pour une colonne de déchet : utilisation de lois de comportement simples et calibration sur des talus en vraie grandeur.



## **Conclusion Générale**

Après une introduction générale au **Chapitre 1**, le **Chapitre 2** traite du problème de la caractérisation des déchets. Contrairement aux sols conventionnels, le matériau déchet ne peut être décrit exclusivement sur la base d'une approche particulière. Non seulement le squelette solide est constitué en partie d'éléments non granulaires mais celui-ci est par ailleurs caractérisé par son caractère évolutif d'un point de vue de la structure, fonction à la fois des contraintes appliquées et du temps. Ces modifications, qui résultent de la compression du squelette solide, de la migration des éléments fins et de la perte de masse sous forme gazeuse (ou liquide) se traduisent par une évolution tant qualitative que quantitative de la granularité et de la porosité du milieu étudié. La conductivité hydraulique s'en trouve modifiée, avec des conséquences souvent déterminantes pour le régime hydrique, la biodégradation du substrat organique et les propriétés mécaniques du matériau.

Compte tenu des éléments précédents, la caractérisation mécanique du matériau déchet passe à l'évidence par une approche non usuelle laissant une bonne place à l'interdisciplinarité. L'accès aux valeurs de porosité et de conductivité hydraulique constitue un point crucial si l'on souhaite accéder à une meilleure connaissance 'physique' du matériau, en lien avec la teneur en eau. Mais cela requiert comme point de départ de construire un langage commun aux biochimistes, aux géophysiciens, aux hydrologues et aux géomécaniciens. C'est dans cette perspective que nous nous sommes placés en tentant de définir avec précision des notions telles que la teneur en eau, le poids volumique ou encore la porosité. Des verrous subsistent toutefois, à commencer par l'absence de classification universelle relative aux déchets, qui obèrent la perspective d'une caractérisation complète du matériau. Trop souvent en effet, les données disponibles auprès des exploitants de CSD se révèlent insuffisantes ou inadaptées en regard des informations requises par la communauté scientifique pour jeter les bases d'une connaissance approfondie du matériau étudié.

Dans le **Chapitre 3**, la modélisation des tassements des déchets est abordée tout d'abord par une présentation des différents modèles issus de la littérature, inspirés pour la plupart des théories de la mécanique des sols. Aucun d'entre eux cependant ne prend en compte la spécificité du matériau déchet, caractérisé par son état de consolidation (surconsolidation partielle) et son histoire (âge croissant avec la profondeur). Fondé sur deux lois logarithmiques dérivées des modèles de Terzaghi (1943) et Buisman (1936), un nouveau modèle est introduit – le modèle incrémental de prédiction des tassements (modèle ISPM) – qui répond à cette exigence de discrétisation de massifs de déchet en couches élémentaires pour une prise en compte optimale de l'historique d'exploitation. L'originalité de cette approche réside en outre dans le fait qu'elle est applicable à d'autres lois (pas nécessairement logarithmiques) moyennant une approche analogue.

Le modèle ISPM ouvre la voie à des progrès tant fondamentaux (détermination de coefficients de compression primaire et secondaire intrinsèques au déchet) que pratiques (précision accrue des prédictions de tassement). Son application est en outre possible à la fois par :

- analyse inverse après calibration à partir d'une campagne topographique de quelques mois à quelques années (approche privilégiée au stade actuel de nos connaissances);
- analyse directe sur la base de coefficients de compression pré-calibrés (approche envisagée à l'avenir).

Certes, l'application du modèle ISPM exige une connaissance relativement précise des phases d'exploitation. Si cette condition peut s'avérer problématique dans le cas de sites anciens (ou orphelins), cette difficulté est moindre s'agissant de sites de stockage modernes. Une fiche signalétique a d'ailleurs été proposée qui permettrait de collecter les données essentielles en phase d'exploitation. Enfin, aussi performant soit-il, ce modèle ne résout pas tout : il convient d'insister sur la place toute particulière des campagnes topographiques sur sites dans le cadre de la présente phase de calibration du modèle. Comme il est montré au chapitre 5, les campagnes de terrain requièrent en effet une certaine rigueur (implantation des repères, précision de mesure, fréquence et durée du suivi) pour être réellement pertinentes.

Le **Chapitre 4** traite des essais prototype de laboratoire conduits sur des échantillons de déchet reconstitué ou sélectionné sur site réel. A travers la présentation des diverses expérimentations menées sur pilotes de laboratoire – de taille très variable : 0,007 m<sup>3</sup> (Simpson et Zimmie, 2001) à quelque 87 m<sup>3</sup> (Watts et al., 2001), soit un rapport de 1 à plus de 12 000, on perçoit mieux l'intérêt mais aussi les limites d'une approche multi-échelles, de laquelle on attend à la fois une compréhension des phénomènes physiques sur sites (approche qualitative) et une calibration réaliste de ces phénomènes (approche quantitative).

Compte tenu de ses dimensions intermédiaires (1 x 1 x 1 m), le pilote prototype C4DC du *Lirigm* semble représenter une taille appropriée, eu égard à la structure du déchet et aux contraintes pratiques liées à la mise en place et au suivi d'essais de laboratoire. Instrumenté de manière à permettre un suivi qualitatif des paramètres biochimiques essentiels (teneur du biogaz en CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub>, pH du lixiviat), ce dispositif apparaît notamment comme un bon outil d'analyse de l'effet de la recirculation sur les tassements. Si les expérimentations requièrent d'être poursuivies pour souligner plus clairement encore les liens entre biodégradation et tassements, les premiers résultats des recherches en cours ont montré qu'il était possible de simuler à partir d'une cellule de compression d'échelle moyenne les processus en jeu dans un casier de stockage (et en particulier dans un bioréacteur). Les résultats présentés témoignent du potentiel et de la flexibilité de ce type d'expérimentation notamment pour :

- simuler le comportement mécanique d'un déchet enfoui sous une colonne de résidus ;
- suivre l'évolution structurale du matériau au cours des phases primaire et secondaire ;
- tester différentes métrologies dans les conditions agressives représentatives d'un site ;
- étudier le couplage humidité – compressibilité et l'effet de la recirculation des lixiviats.

Le couplage des résultats relatifs aux essais menés sur le pilote C4DC et la cuve du BRE (Watts et al., 2001) ont en outre permis de déterminer sous confinement faible à moyen (19 à 130 kPa) la valeur du coefficient de compression secondaire d'un déchet ménager sujet au seul fluage mécanique ( $C_{oc}^* \cong 0,03$ ). La reproduction des conditions de mise en oeuvre du déchet sur site (et par suite la détermination de la contrainte de préconsolidation du matériau) demeure toutefois encore imparfaite et mériterait de plus amples recherches.

Enfin, l'analyse des essais réalisés sur la cuve C4DC ouvre deux voies de recherche futures :

- volet hydro-mécanique : poursuite de l'analyse des effets de la recirculation sur les tassements tant sur le plan quantitatif (influence des débits recirculés) que qualitatif et meilleure évaluation de la teneur en eau (mesures directes, bilans de masse) ;
- volet hydro-physique : mesure de la conductivité hydraulique et de la porosité de drainage en fonction des niveaux de contrainte et du temps, évaluation des pertes en matière organique (par tri et pesée), enfin développement de la géo-endoscopie comme indicateur de la structure et de la porosité du déchet.

Le **Chapitre 5** a pour objectif d'une part d'illustrer par quelques exemples l'exploitation optimale des données relatives au stockage des déchets (géométrie, historique) et au suivi topographique sur site, d'autre part de fournir une synthèse la plus complète possible de l'instrumentation (interne et externe) des tassements. La variété des mesures ainsi que leur couplage mettent en évidence le degré de finesse qu'il est possible d'atteindre dans le cadre d'une campagne de suivi topographique pour approcher le comportement du déchet à l'échelle d'une portion de colonne voire d'une couche élémentaire. Si certaines techniques numériques restent peu utilisées (scanner laser, PIV, photogrammétrie), elles ouvrent néanmoins des perspectives intéressantes, s'agissant notamment de sites de taille importante, et mériteraient une étude approfondie mettant en évidence leur applicabilité au regard des préoccupations pratiques et économiques des exploitants.

En dépit des nombreuses mesures réalisées sur les sites pilotes du présent programme, il reste que l'influence de certains facteurs relatifs à la nature du déchet ou au climat (pluviométrie, température moyenne annuelle, etc.) n'a pu être évaluée à partir des seuls sites implantés en France. Une approche complémentaire s'est révélée nécessaire, fondée sur le développement d'une base de données internationale sur les tassements. Composée à ce jour d'une trentaine de sites, celle-ci devra être complétée au cours des prochaines années, avec pour objectif ultime la précalibration des coefficients de compression primaire et secondaire du modèle ISPM en vue d'une application par analyse directe (par l'intermédiaire d'abaques et/ou d'un progiciel).

Pour finir, quelques propositions de métrologie ont été faites permettant le suivi d'indicateurs physiques complémentaires aux tassements : poids volumique, contraintes internes, teneur en eau, résistivité, etc. La synergie avec les mesures de tassement a été mise en évidence à partir d'exemples (Torcy, Montech et Cognac notamment).

Le **Chapitre 6** vise à analyser le modèle incrémental de prédiction des tassements à partir des données tirées de campagnes de terrain et issues de la littérature. Les résultats présentés constituent à notre connaissance la première base de données rationnelle relative au coefficient de compression primaire  $C_R^*$  (supposé fonction de la surcharge). En effet, les difficultés d'approche expérimentale de ce coefficient, à partir des sites réels, sont importantes. L'appui théorique du modèle ISPM a permis, en séparant le tassement secondaire, d'aboutir à une estimation de  $C_R^*$  qui restera à affiner, mais qui déjà se situe dans une gamme resserrée :  $0,12 \leq C_R^* \leq 0,20$  pour  $\sigma_c = 40$  kPa. L'influence de la contrainte de préconsolidation  $\sigma_c$  est non négligeable mais sa valeur précise reste difficile à déterminer, ce qui a justifié notre approche indirecte (recherche de la valeur  $\sigma_c$  influençant le moins  $C_R^*$ ). Enfin, notons que les valeurs calculées à partir du pilote de laboratoire C4DC ( $0,19 \leq C_R^* \leq 0,24$  pour  $\sigma_c = 20$  kPa) sont compatibles avec les valeurs déterminées sur site.

Concernant le tassement secondaire (supposé fonction du temps), un certain nombre d'enseignements ont pu être tirés :

- Le modèle ISPM a permis de déterminer les valeurs du coefficient  $C_{ae}^*$  dans le cas d'historiques de stockage très complexes.
- Après une phase transitoire de quelques mois, le tassement secondaire tend dans tous les cas à suivre une loi à  $C_{ae}^*$  constant. Des valeurs de 0,08 à 0,12 représentent une gamme moyenne acceptable.
- Pour une même alvéole, les écarts observés sur  $C_{ae}^*$  dépassent rarement 20 % et pour un même site, les variations d'un casier à l'autre dépassent rarement 50 %.
- La précision sur  $C_{ae}^*$  diminue lorsque la hauteur de déchet reste faible.

- L'influence de la surcharge statique appliquée sur le coefficient  $C_{ae}^*$  nécessite des études complémentaires. Les premiers résultats montrent une influence variable en fonction de l'état initial et de la hauteur de la colonne, mais cet effet semble s'estomper avec le temps.
- La recirculation, pour des flux importants de lixiviat, semble entraîner une augmentation de  $C_{ae}^*$ . Cette tendance reste à vérifier à long terme.
- Un faible compactage induit des valeurs élevées du coefficient  $C_{ae}^*$ , même si à long terme la relation entre cinétique de biodégradation, porosité, conductivité hydraulique et degré de saturation reste à étudier.
- Sans clore le débat sur le fluage des déchets en conditions monodirectionnelles, l'analyse présentée est à notre connaissance la plus complète de la littérature, non pas par le nombre de sites pris en compte mais par la diversité des conditions envisagées, diversité intégrée à l'analyse grâce à la modélisation proposée séparant les conditions de stockage et la valeur du coefficient  $C_{ae}^*$  intrinsèque au déchet.
- L'obtention de valeurs du coefficient  $C_{ae}^*$  très voisines sur un même site pour des conditions d'historique et de géométrie différente confirme le caractère intrinsèque de  $C_{ae}^*$ , au contraire du coefficient global de Sowers.
- Le lien entre les valeurs de  $C_{ae}^*$  et la nature du déchet n'a pu être mis en évidence de manière satisfaisante. Cela nécessiterait des résultats complémentaires.

Enfin, les résultats tirés des expérimentations de Chatuzange ont révélé des perspectives intéressantes en terme de management opérationnel. En effet, les tassements mesurés en phase de repos intermédiaire (avant rechargement) ont permis d'obtenir des valeurs de  $C_{ae}^*$  voisines des valeurs tirées à l'occasion de la seconde campagne de mesure en fin de stockage. Par conséquent, les valeurs initiales de  $C_{ae}^*$  auraient pu être utilisées par anticipation pour prédire le tassement de la colonne complète et ainsi permettre d'évaluer le niveau final de la couverture. Une méthodologie de prédiction pourrait donc être dégagée. Un arrêt de remplissage sur tout ou partie d'un casier en exploitation pendant une période de temps supérieure ou égale à 8 mois peut être utilement exploité pour réaliser des mesures topographiques de surface suivant la même démarche qu'en couverture. On peut imaginer que seule une partie du casier est concernée par la phase d'arrêt, l'exploitation se poursuivant sur la surface restante. On peut ainsi déterminer le coefficient de compression secondaire à partir des données sur cette colonne inférieure et réutiliser ultérieurement cette valeur pour l'ensemble de la colonne après fermeture.

Au **Chapitre 7**, une analyse comparée du modèle incrémental ISPM est tentée avec le modèle global de Sowers. Ce chapitre a permis en premier lieu de mettre en évidence à partir d'exemples chiffrés la dérive systématique du modèle global de prédiction des tassements de Sowers (1973) vis-à-vis du modèle incrémental ISPM. On note que ce modèle global souffre à la fois de l'absence de référence claire de ses paramètres de temps (origine des temps  $t_0$  et origine du tassement secondaire  $t_1$ ) et de l'influence de facteurs tels que le temps de construction ou encore la hauteur de stockage sur le coefficient de compression secondaire, non intrinsèque au matériau par conséquent. La fluctuation de la vitesse d'exploitation abordée précédemment au Chapitre 3 n'a pas été discutée par souci de simplicité – ce facteur intervenant comme facteur de second ordre.

Par ailleurs, nous avons montré que le modèle de Bjarngard et Edgers (1990), s'il permet d'améliorer dans certains cas les prédictions effectuées à partir du modèle de Sowers, ne fait que compenser artificiellement (par l'utilisation de 2 coefficients de compression secondaire) l'erreur engendrée par la non prise en compte de l'historique d'exploitation dans le modèle de Sowers.

Sur un plan purement pratique, l'addition au modèle de Sowers d'un second paramètre de compression secondaire entraîne en outre la nécessaire prise en compte d'un 3<sup>ème</sup> paramètre (le temps intermédiaire  $t_k$ ) dont la détermination reste pour le moins incertaine.

Pour terminer, les résultats fournis par les modèles de Sowers et ISPM ont été comparés sur la base de trois sites réels (Lyndhurst, Lapouyade et Montréal) tant sur le plan fondamental (au travers des coefficients de compression secondaire) que sur le plan pratique (par le biais des écarts sur la prédiction du tassement à long terme).

Le **Chapitre 8** présente un état de l'art de l'accélération des tassements, incluant les techniques du prétraitement bio-mécanique, de la recirculation des lixiviats et de la surconsolidation par chargement statique ou dynamique. La recirculation des lixiviats est étudiée plus particulièrement à partir de six études de cas sur bioréacteurs : trois à l'échelle méso (mini-casiers de Sonoma County, Moutain View et Yolo County aux Etats-Unis) et trois autres à l'échelle macro (casiers en vraie grandeur de Lyndhurst, Sandtown et Lons-le-Saunier). Ces exemples nous apportent un certain nombre d'éléments encourageants mais en toute rigueur ne permettent pas à ce jour de quantifier précisément l'effet de la recirculation sur la cinétique de tassement. Dans ce contexte, les recherches entreprises devront être poursuivies et complétées, notamment à partir des données publiées dans la littérature. Les enseignements tirés du suivi des bioréacteurs de Sainte-Sophie (Québec) et Grand'Landes (France), en fonctionnement respectivement depuis 2002 et 2003, devront être considérés tout particulièrement.

Le **Chapitre 9** aborde la problématique des tassements différentiels qu'il convient de maîtriser car ils sont susceptibles d'entraîner des contraintes et déformations préjudiciables pour le système d'étanchéité - drainage de couverture. Il est rappelé que les tassements différentiels sont en premier lieu liés à l'hétérogénéité du déchet en taille, en nature et en densité. En outre, les tassements sont souvent influencés par la présence de têtes de puits et par le voisinage de talus. Des éléments de caractérisation et d'analyse de ces tassements sont donnés, illustrés à partir de quatre sites réels (Montech, Lapouyade, Lons-le-Saunier et Montreuil-sur-Barse).

Des considérations relatives à la barrière de couverture sont également discutées. Du fait de leur anisotropie, de leur faible résistance à la tension et à la dessiccation, les argiles satisfont rarement aux spécifications auxquelles elles sont censées répondre, en premier lieu la perméabilité. La résistance est privilégiée par rapport à la flexibilité, alors que c'est l'option inverse qui devrait être envisagée. Dans ce contexte, l'utilisation de géosynthétiques, nappes polymères à l'extensibilité et à la flexibilité bien supérieures à celles des couches d'argile pourra s'imposer, d'autant plus que l'exigence croît en terme d'imperméabilité lorsque l'on évoque la valorisation des biogaz. Enfin, il est constaté qu'une place trop restreinte est laissée aux couvertures provisoires, alors que leur mise en place présente l'avantage de laisser passer la phase au cours de laquelle la cinétique des tassements est la plus forte, avant la construction de la couverture définitive.

Pour terminer, le **Chapitre 10** aborde la problématique des tassements 2D / 3D au voisinage des talus de déchet. A l'issue de cette recherche, on peut considérer qu'une certaine maîtrise du comportement monodirectionnel en compression (en fonction de la surcharge et du temps) d'une colonne de déchets est acquise. La suite logique concerne l'étude à long terme de la déformation d'un talus de tumulus. Tel qu'illustré à partir de l'exemple du site de Hong Kong, les déplacements latéraux peuvent être importants et leur prévision est essentielle en lien avec la

conception des barrières sur pente et des systèmes de collecte – injection des effluents. Le caractère ductile du déchet rendent difficile cependant l'utilisation des méthodes de stabilité des pentes en équilibre limite de rupture. L'état limite de service sera particulièrement difficile à estimer. Ceci justifie l'initialisation d'une recherche numérique au *Lirigm* sur le comportement 2D d'un talus de déchet, à partir d'un modèle type éléments finis. En mécanique des sols, relativement peu d'études ont été menées sur le fluage et les lois constitutives proposées pour les sols compressibles restent à être validées. Il est prévu dans ce contexte d'adapter une méthodologie voisine de celle adoptée pour une colonne de déchet : utilisation de lois de comportement simples et calibration sur des talus en vrai grandeur.

## **Bibliographie**

### **Chapitre 1. Introduction générale**

- Ademe (2001) Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés. Publication BRGM - ADEME, 167 p.
- Ademe (2000) Annuaire et cartographie des déchets. Collection Autres, CD-Rom.
- Del Greco, O. et Oggeri, C. (1993) Geotechnical parameters of sanitary wastes. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1421-1431.
- 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, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 515-524.
- Hébé, I. (2003) Des déchets stockés dans de bonnes conditions. *La Lettre Ademe*, n° 89, p. 5.
- Sowers, G.F. (1973) Settlement of waste disposal fills. *Proc. 8<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscou, Vol. 2, pp. 207-210.

### **Chapitre 2. Caractérisation du déchet**

- Aboura, A. (1999) Etude expérimentale du comportement mécanique de matériaux granulaires non conventionnels. Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 288 p.
- Ademe (2001) Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés. Publication BRGM - ADEME, 167 p.
- 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, INSA de Toulouse, 233 p.
- Aran, C. (2001) Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat, INP Toulouse, 242 p.
- Beaven, R., Barker, J. et Hudson, A. (2003) Description of a tracer test through waste and application of a double porosity model. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Beaven, R.P. (1996) Evaluation of geotechnical and hydrogeological properties of wastes. *Engineering Geology of Waste Disposal*, Geological Society Engineering Geology Special Publication No. 11, pp. 57-65.
- Beaven, R.P. et Powrie, W. (1995) Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 745-760.
- 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, 180 p.
- Bendz, D., Singh, V.P., Åkesson, M. (1997) The accumulation of water and the generation of leachate in a young landfill., *Journal of Hydrology*, Vol. 203, p. 1-10.
- Bertolini, G. (2000) Décharges : quel avenir ? Société Alpine de Publications, Grenoble, 107 p.
- Bjarngard., A. et Edgers, L. (1990) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13<sup>th</sup> Annual Madison Waste Conference*, Madison, pp. 192-205.
- Bleiker, D.E., Farquahr, G. et McBean, E. (1995) Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research*, Vol. 13, pp. 533-554.

- Bouazza, A. et Pump, W.L. (1997) Settlement and the design of municipal solid waste landfills. *Proc. Conference GeoEnvironment 97*, Melbourne, pp. 339-344.
- Buisman, A.S.K. (1936) Results of long duration settlement tests. *Proc. 1<sup>st</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Harvard University, Cambridge Massachusetts, Vol. 1, pp. 103-106.
- Carruci, A., Gabrielli, B. et Grisolia, M. (1991) Stability of sanitary landfill slopes. *Proc. Sardinia 91, 3<sup>rd</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1161-1170.
- De Poli F., Fabrizi, F. et Rinaldi, L. (1999) Modelling landfill settlement for the design of biogas plant and top cover. *Proc. Sardinia 99, Seventh International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 513-519.
- Dixon, N., Jones, D.R.V. et Whittle, R.W. (1999) Mechanical properties of household waste: in situ assessment using pressuremeters. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 453-460.
- Ehrig, H.J. (1991) Prediction of gas production from laboratory scale tests. *Proc. Sardinia 91, 3<sup>rd</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. I, pp. 87-114.
- El-Fadel, M. et Khoury, R. (2000) Modelling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews on Environmental Science and Technology*, Vol. 30, n° 3, pp. 327-361.
- Feki, N. (1996) Modèles physique et numérique de la stabilité des couvertures géosynthétiques sur pente. Application aux centres de stockage de déchet. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Laboratoire Lirigm, Grenoble, 156 p.
- Gachet, C. (2003) Etude de l'évolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du Sydrom du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. Rapport intermédiaire, Laepsi, Lyon, 77 p.
- Gandola, M., Dugnani, L., Bressi, G. et Acaia, C. (1992) The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. *Proc. 6<sup>th</sup> International Solid Waste Congress and Exhibition*, Madrid, pp. 1-17.
- Gotteland, P., Gourc, J.P., Aboura, A. et Thomas, S. (2000) On site determination of geomechanical characteristics of waste. *Proc. Conference GeoEng 2000*, article n° 294.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q. et Tancredi, G. (1995a) Contribution to a technical classification of MSW. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 703-710.
- Haarstad, K. (1997) Methane in landfills : production, oxydation and emissions. *Proc. Sardinia 97, 6<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. IV, pp. 33-44.
- Jessberger, H.L., Syllwasschy, O. et Kockel, R. (1995) Investigations of waste body-behaviour and waste-structure-interaction. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 731-743.
- Jessberger, H.L. (1994) Geotechnical aspect of landfill design and construction. Part 1, 2 and 3. *Proc. Institution of Civil Engineering and Geotechnical Engineering*, Vol. 107, pp. 99-122.
- Jessberger, H.L. et Kockel, R. (1993) Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1383-1392.
- Jessberger, H.L. et Kockel, R. (1991) Mechanical properties of waste materials. *Proc. XV Ciclo di Conference di Geotecnica di Torino*, Turin, 41 p.
- Jones, D.R.V., Taylor, D. et Dixon, N. (1997) Shear strength of waste and its use in landfill stability analysis. *Proc. Conference on Contaminated Ground*, British Geotechnical Society, Cardiff, pp. 343-350.

- Kavazanjian, E., Snow, M.S., Matasovic, N., Poran, C. et Satoh, T. (1994) Non intrusive Rayleigh wave investigations at solid waste landfill. *Proc. 1<sup>st</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Edmonton.
- Kockel, R., König, D. et Syllwasschy, O. (1997) Three basic topics on waste mechanics. *Proc. 14<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Hambourg, Vol. 3, pp. 1831-1837.
- Kölsch, F. (1995) Material values for some mechanical properties of domestic waste. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 711-729.
- Kölsch, F. (1993) The bearing behaviour of domestic waste and related consequence for stability. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1393-1410.
- Landva, A.O., Valsangkar, A.J. et Pelkey, S.G. (2000) Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 37, pp. 1157-1165.
- Landva, A.O. et Clark, J.I. (1990) Geotechnics of waste fill. *Geotechnics of waste fill - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 86-103.
- Lanini, S. (1998) Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique des Toulouse, 148 p.
- 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, pp 1425-1450.
- Marques, A.C.M., Vilar, O.M. et Kaimoto, L.S.A. (1998) Urban solid waste - conception and design of a test fill. *Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbonne, pp. 127-132.
- Maystre, L.Y., Diserens, T., Duflon, V., Leroy, D., Simos, J. et Viret, F. (1994) Déchets urbains – nature et caractérisation. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Collection Gérer l'Environnement, 232 p.
- Morris, D.V. et Woods, C.E. (1990) Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 9-21.
- Ngambi, S., Dixon, N., Jones, D.R.V. et Connell, A. (2001) Structural integrity of a steep side slope mineral barrier: field monitoring. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 83-92.
- Olivier, F., Gourc, J.P., Lopez, S., Benhamida, S. et Van Wyck, D. (2003b) Mechanical behaviour of solid waste in a fully instrumented prototype compression box. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Onyx (2000) Guide du compactage dans les centres de stockage de déchets ménagers et assimilés – principes généraux. Collection Les Guides d'OCS, n° 1, 40 p.
- Orr, W.R. et Finch, M.O. (1990) Solid waste landfill performance during the Loma Prieta earthquake. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 22-30.
- Oweis, I.S. et Khera R.P. (1990) *Geotechnology of waste management*. Butterworths, Oxford, 273 p.
- Oweis, I.S. et Khera, R. (1986) Criteria for geotechnical construction on sanitary landfills. *Proc. International Symposium on Environmental Geotechnology*, Vol. 1, 16 p.
- Powrie, W., Hudson, A.P. et Beaven, R. P. (2000) Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology. Final report to the Engineering and Physical Sciences Research Council (GR/L 16149), 27 pp.
- Prühs, H, Alexiew, D. et Frank, Ph. (1993) Mesures de la poussée des terres sur deux puisards en PEHD dans une décharge d'ordures ménagères. Document interne.

- Reynolds, J.M. et Taylor, D.I. (1996) Use of geophysical surveys during the planning, construction and remediation of landfills. *Engineering Geology of Waste Disposal*, Geological Society Engineering Geology Special Publication No. 11, pp. 93-98.
- Siegel, R.A., Robertson, R.J. et Anderson, D.G. (1990) Slope stability investigations at a landfill in southern California. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 259-284.
- Sohn, K.C. et Lee, S. (1994) A method for prediction of long term settlement of sanitary landfill. *Proc. International Congress on Environmental Geotechnics*, Edmonton, pp. 807-811.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Vincent, F. (1991) Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge – Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet-type. Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris, 210 p.
- Yuen, S.T.S. (1999) Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study. PhD thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Melbourne.
- Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.H. et Cooley, B.H. (1999) Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and GeoEnvironmental Engineering*, Vol. 125, n° 7, pp. 583-594.

### Chapitre 3. Modélisation analytique des tassement des déchets

- Asaoka, A. (1978) Observational procedure of settlement prediction. *Soils and Foundations*, n° 18, pp. 87-101.
- Baguelin, F. (1999) La détermination des tassements finaux de consolidation : une alternative à la méthode d'Asaoka. *Revue Française de Géotechnique*, n° 86, pp. 9-17.
- Bjarngard., A. et Edgers, L. (1990) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13<sup>th</sup> Annual Madison Waste Conference*, Madison, pp. 192-205.
- Bjerrum, L. (1973) Problems of soil mechanics and construction on soft clays and structurally unstable soils (State of the Art report, Session 4). *Proc. 8<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscou, Vol. 3, pp. 111-159.
- Bleiker, D.E., Farquahr, G. et McBean, E. (1995) Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. *Waste Management and Research*, Vol. 13, pp. 533-554.
- Bowders, J.J., Bouazza, M., Loehr, E. et Russell, M. (2000) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 4<sup>th</sup> Kansay Geotechnical Forum*, Kyoto, pp. 101-106.
- Cartier, G. et Baldit, R. (1983) Comportement géotechnique des décharges de résidus urbains. *Bulletin de liaison des Laboratoires Routiers des Ponts et Chaussées*, Vol. 128, pp. 55-64.
- Coumoulos, D.G. et Koryalos, T.P. (1997) Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. *Proc. 14<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Hambourg, pp. 1807-1811.
- Coumoulos., D.G., Koryalos, T.P., Metaxas, I.L. et Gioka, D.A. (1995) Geotechnical investigation at the main landfill of Athens. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 886-895.
- Edgers, L., Noble, J.J. et Williams, E. (1992) A biologic model for long term settlement in landfills. *Proc. Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*, Cesme, Turquie, pp. 177-184.
- Edil, T.B., Ranguette, V.J. et Wuellner, W.W. (1990) Settlement of municipal refuse. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 225-239.

- El-Fadel, M. et Khoury, R. (2000) Modelling settlement in MSW landfills: a critical review. *Critical Reviews on Environmental Science and Technology*, Vol. 30, n° 3, pp. 327-361.
- Fassett, J.B., Leonards, G.A. et Repetto, P.C. (1994) Geotechnical properties of municipal solid wastes and their use in landfill designs. *Proc., WasteTech 94 Conference*, Silver Springs, pp. 1-31.
- Gandolla, M., Dugnani, L., Bressi, G. et Acaia, C. (1992) The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. *Proc. 6<sup>th</sup> International Solid Waste Congress and Exhibition*, Madrid, pp. 1-17.
- Garlanger, J.E. (1972) The consolidation of soils exhibiting creep under constant effective stress. *Geotechnique*, Vol. 22, pp. 71-78.
- Gibson, R.E. et Lo, K.Y. (1961) A theory of soils exhibiting secondary compression. *Acta Polytechnica Scandinavica*, C:10, n° 296, pp. 1-15.
- Gourc, J.P., Thomas, S. et Vuillemin, M. (1999) Proposal of a waste settlement survey methodology. *Proc. GeoEnv Conference*, Lisbonne, Vol. I, pp. 195-200.
- Green, D. et Jamenjad, G. (1997) Settlement characteristics of domestic waste. Shear strength of waste and its use in landfill stability analysis. *Proc. Conference on Contaminated Ground*, British Geotechnical Society, Cardiff, pp. 319-324.
- Guasconi, M. (1995) A study of settlement in landfills due to biodegradation. Master thesis, New Jersey Institute of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering, 59 p.
- Hancock, S., Ife, D., Rainford, S. et Smith, L. (2001) Woodlawn mine rehabilitation: bioreactor issues for a deep pit. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. IV, pp. 87-96.
- Janbu, N., Svanø, G. et Christensen, S. (1989) Back-calculated creep rates from case records. *Proc. 12<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Rio, Vol. 3, pp. 1809-1812.
- Koppejan, A.W. (1948) A formula combining the Terzaghi's load compression relationship and the Buisman's secular time effect. *Proc. 2<sup>nd</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Rotterdam, Vol. 3, pp 32-37.
- Landva, A.O., Valsangkar, A.J. et Pelkey, S.G. (2000) Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 37, pp. 1157-1165.
- Leonards, G.A. et Girault, P. (1961) A study of the one-dimensional consolidation test. *Proc. 5<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Paris, Vol. 1, pp. 213-218.
- Leroueil, S., Magnan, J.P. et Tavenas, F. (1985) Remblais sur argiles molles. *Technique et Documentation*, Lavoisier, 342 p.
- Ling, H.I., Leschinsky, D., Yoshiyuki, M. et Toshinori, K. (1998) Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Vol. 124, n° 1, pp. 21-28.
- Magnan, J.P. et Deroy, J.M. (1980) Analyse graphique des tassements observés sous les ouvrages. *Bulletin de liaison du Laboratoire des Ponts et Chaussées*, n° 109, pp. 45-52.
- 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, pp 1425-1450.
- Merz, R.C., et Stone, R. (1962) Landfill settlement rates. *Journal of Public Works*, Vol. 93, n° 9, pp. 103-106.
- Mesri, G. et Choi, G.K. (1985) The uniqueness of the end of primary void ratio – effective stress relationships. *Proc. 11<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, San Francisco, Vol. 2, pp. 537-550.

- Messner, H. (1996) Settlements and subsidences under intermediate liners and covers. *Proc. 3<sup>rd</sup> Polish-German Symposium*, Gdansk, 7 p.
- Olivier, F., Gourc, J.P., Munoz, M.L., Budka, A. et Denécheau, P. (2003a) Validation of an incremental waste settlement prediction model with surface survey data. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Olivier, F., Gourc, J.P., Munoz, M.L., Budka, A. et Denécheau, P. (2003c) Validation of a new MSW settlement prediction model from four monitored landfills. *Proc. 13<sup>th</sup> European Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, Prague.
- Olivier, F., Gourc, J.P., Moreau-Le-Golvan, Y., Low, D. et Smith, L. (2002) Simulation of waste settlement in deep landfills: Woodlawn bioreactor case study. *Proc. APLAS, 2<sup>nd</sup> Asian-Pacific Landfill Symposium*, Séoul, pp. 389-397.
- Oweis, I.S. et Khera R.P. (1990) Geotechnology of waste management. Butterworths, Oxford, 273 p.
- 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, pp. 107-118.
- Powrie W., Beaven, R.P. et Harkness, R.M. (1999) Applicability of soil mechanics principles to household waste. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 429-436.
- Pump, W.L. (1999) Waste compressibility, settlement and the design of landfills. *Proc. 8<sup>th</sup> Australian Geomechanics Conference*, Hobart, Vol. 2, pp. 701-708.
- Rao, S.K., Mouton, L.K. et Seals, R.K. (1977) Settlement of refuse landfills. *Proc., Conference on Geotechnical Practice of Disposal of Waste Materials*, ASCE, New York, pp. 574-598.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Sagaseta, C. et Cañizal, J. (1993a) Three years of deformation monitoring at Meruelo landfill. *Proc. Green'93, Geotechnics related to the Environment*, Bolton, pp. 365-371.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Cañizal, J. et Sagaseta, C. (1993c) Post-closure bearing capacity of a sanitary landfill. *Actes du Colloque International des Ponts et Chaussées*, Paris, pp. 601-608.
- Sohn, K.C. et Lee, S. (1994) A method for prediction of long term settlement of sanitary landfill. *Proc. International Congress on Environmental Geotechnics*, Edmonton, pp. 807-811.
- Sowers, G.F. (1973) Settlement of waste disposal fills. *Proc. 8<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscou, Vol. 2, pp. 207-210.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Vanderkelen, V. (2000) Calcul de l'évolution du tassement des décharges. Influence de l'évolution bio-chimique sur les paramètres géomécaniques. Mémoire de fin d'étude, Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences Appliquées, 82 p.
- Van Meerten, J.J., Sellmeijer, J.B. et Pereboom, D. (1997) Prediction of landfill settlement. *Proc. Sardinia 97, 6<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 535-544.
- Van Meerten, J.J., Sellmeijer, J.B., and Pereboom, D. 1995. Prediction of landfill settlements. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 823-831.
- Watts, K.S. et Charles, A. (1999) Settlement characteristics of landfill wastes. *Proc. of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering*, Vol. 137, pp. 225-233.
- Watts, K.S. et Charles A. (1990) Settlement of recently placed domestic refuse landfill. *Proc. of the Institution of Civil Engineers, Part I*, Vol. 88, n° 1, pp. 971-993.

- Yen, B.C. et Scanlon, B. (1975) Sanitary landfill settlement rates. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, Vol. 101, n° 5, pp. 475-487.
- Yuen, S.T.S. et Styles, J. R. (2000) Settlement and characteristics of waste at a municipal solid waste landfill in Melbourne. *Proc. International Conference GeoEng 2000*, Melbourne, article 309.
- Yuen, S.T.S., Styles, J.R., Wang, Q.J., et McMahon, T.A. (1999) Findings from a full-scale bioreactor landfill study in Australia. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. I.
- Yuen, S.T.S., Styles, J.R., et McMahon, T.A. (1995) An active landfill management by leachate recirculation – A review and an outline of a full-scale project. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. I, pp. 403-418.
- Zimmerman, R.E., Chen, W.H. et Franklin, A.G. (1977) Mathematical model for solid waste settlement. *Proc., Special Conference of the GED*, ASCE, Université du Michigan, pp. 210-226.

#### Chapitre 4. Essais prototype de laboratoire

- Aran, C. (2001) Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat, INP Toulouse, 242 p.
- Araujo Morais (De), J. (2003) Enfouissement de déchets domestiques en CET : étude sur casiers expérimentaux de l'influence de la recirculation des lixiviats sur la production de biogaz. Mémoire de DEA, Laboratoire LAEPSI - Insa de Lyon, 33 p.
- Beaven, R.P. et Powrie, W. (1995) Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 745-760.
- Courard, L. et Dauge, L. (1999) Analyse de l'effet des tassements sur le comportement d'une géomembrane en PEHD. *Actes des Rencontres Géosynthétiques 99*, Bordeaux, pp. 97-104.
- Ehrig, H.J. (1991) Prediction of gas production from laboratory scale tests. *Proc. Sardinia 91, 3<sup>rd</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. I, pp. 87-114.
- El-Fadel, M., Sadek, S. et Khoury, R. (1999) Simulation of solid waste settlements in laboratory columns. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 521-528.
- Gandolla, M., Dugnani, L., Bressi, G. et Acaia, C. (1992) The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. *Proc. 6<sup>th</sup> International Solid Waste Congress and Exhibition*, Madrid, pp. 1-17.
- Green, D. et Jamenjad, G. (1997) Settlement characteristics of domestic waste. Shear strength of waste and its use in landfill stability analysis. *Proc. Conference on Contaminated Ground*, British Geotechnical Society, Cardiff, pp. 319-324.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q. et Tancredi G. (1995b) The use of triaxial tests for the mechanical characterisation of MSW. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 761-768.
- Kavazanjian E., Matasovic, N. et Bachus, C. Large-diameter static and cyclic laboratory testing of municipal solid waste. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, pp. 437-444.
- Ivanova, L.K., Richards, D. J. et Smallman, D.J. (2003) An investigation into the factors affecting secondary settlement of wastes. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 11 p.
- Jessberger, H.L. et Kockel, R. (1993) Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1383-1392.

- Landva, A.O., Valsangkar, A.J. et Pelkey, S.G. (2000) Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 37, pp. 1157-1165.
- Landva, A.O. et Clark, J.I. (1990) Geotechnics of waste fill. Geotechnics of waste fill - theory and practice, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 86-103.
- Lanini, S. (1998) Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique des Toulouse, 148 p.
- Mehta, R., Barlaz, M. A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M. et Sinderson, L. (2002) Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 128, n° 3, pp. 228-236.
- Olivier, F., Gourc, J.P., Lopez, S., Benhamida, S. et Van Wyck, D. (2003b) Mechanical behaviour of solid waste in a fully instrumented prototype compression box. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Powrie, W. et Beaven, R. P. (1999) Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. *Proc. of the Institution of Civil Engineering*, Vol. 137, pp. 235-247.
- Prager, R. (1974) La mesure des contraintes dans les sols et la cellule Glötz de pression totale. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 125 p.
- Simpson, P.T. et Zimmie, T.F. (2001) Laboratory investigations of potential sanitary landfill settlement. *Proc. 15<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, Istanbul, pp. 1925-1928.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Vincent, F. (1991) Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge – Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet-type. Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris, 210 p.
- Warith, Mostafa (2002) Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management*, Vol. 22, pp. 7-17.
- Watts, K.S. Fisher, A.R.J. et Lewicki, R.A. (2001) A large-scale instrumented test of the behaviour of newly placed domestic waste. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Vol. II, pp. 105-114.

## **Chapitre 5. Instrumentation des Centres de Stockage de Déchets (CSD)**

- Aboura, A. (1999) Etude expérimentale du comportement mécanique de matériaux granulaires non conventionnels. Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 288 p.
- 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, INSA de Toulouse, 233 p.
- Bowders, J.J., Bouazza, M., Loehr, E. et Russell, M. (2000) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 4<sup>th</sup> Kansay Geotechnical Forum*, Kyoto, pp. 101-106.
- Cartier, G. et Baldit, R. (1983) Comportement géotechnique des décharges de résidus urbains. *Bulletin de liaison des Laboratoires Routiers des Ponts et Chaussées*, Vol. 128, pp. 55-64.
- Coduto, D.P. et Huitric, R. (1990) Monitoring landfill movements using precise instruments. Geotechnics of waste fills - theory and practice. ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 358-370.

- Coumoulos., D.G., Koryalos, T.P., Metaxas, I.L. et Gioka, D.A. (1995) Geotechnical investigation at the main landfill of Athens. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 886-895.
- Di Stefano, A.B. (1996) Settlement of Beddingham landfill. *Engineering Geology of Waste Disposal*, Geological Society Engineering Geology Special Publication No. 11, pp. 111-119.
- Dixon, N., Jones, D.R.V. et Whittle, R.W. (1999) Mechanical properties of household waste: in situ assessment using pressuremeters. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 453-460.
- Dodt, M.E., Sweatman, M.B. et Berstrom, W.R. (1987) Field measurements of landfill surface settlements. *ASCE Special Publication*, n°13, pp. 406-417.
- Edil, T.B., Ranguette, V.J. et Wuellner, W.W. (1990) Settlement of municipal refuse. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 225-239.
- Feki, N., Villard, P., Gourc, J.P., Gisbert, T. et Chatelet, L. (2002) Comparative long-term survey of geosynthetic cap lining systems. *Proc. 7<sup>th</sup> International Conference on Geosynthetics*, Nice.
- Fucale S.P. et Jucà, J.F.T. (2003) Geotechnical investigation in a Brazilian MSW landfill. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 7 p.
- Gachet, C. (2003) Etude de l'évolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du Sydrom du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats. *Rapport intermédiaire*, Laepsi, Lyon, 77 p.
- 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, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 515-524.
- Kockel, R., König, D. et Syllwasschy, O. (1997) Three basic topics on waste mechanics. *Proc. 14<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Hambourg, Vol. 3, pp. 1831-1837.
- Koda, E. (1998) Stability conditions improvement of the old sanitary landfills. *Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbonne, pp. 223-228.
- Landva, A.O. et Clark, J.I. (1990) Geotechnics of waste fill. *Geotechnics of waste fill - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 86-103.
- Lanini, S. (1998) Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique des Toulouse, 148 p.
- Manassero, M. et Pasqualini, E. (1993) Surveying and construction in urban, suburban and polluted areas. *Actes du Colloque International Environnement et Géotechnique*, Paris, 22 pp.
- Modecom (1993) Méthode de caractérisation des ordures ménagères. Guides et cahiers techniques de l'ADEME.
- Monteiro, V.E.D., Juca, J.F.T. (2001) Municipal solid waste landfill behaviour using geotechnical instrumentation. *Proc. 15<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*, Istanbul, pp. 1999-2002.
- Moreau, H. (2001) Etude sur le comportement des couvertures de lieux d'enfouissement sanitaire en réaction aux tassements des déchets. Mémoire de stage de fin d'études, ISTG – Université de Sherbrooke, 51 p.
- Ngambi, S., Dixon, N., Jones, D.R.V. et Connell, A. (2001) Structural integrity of a steep side slope mineral barrier: field monitoring. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 83-92.
- Reuter, E. et Nolte, H.C. (1995) Conception of a stability analysis for large landfills: case study in Hannover. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 801-812.

- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Sagaseta, C. et Cañizal, J. (1993b) Mechanical properties of waste in a sanitary landfill. *Proc. Green '93, Geotechnics related to the Environment*, Bolton, pp. 357-363.
- Schimizu, K. (1997) Geotechnics of waste landfill. *Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbonne, pp. 1475-1491.
- Sharma, H.D., Fowler, W.L. et Cochrane, D.A. (1999) Evaluation and remediation of ground cracking associated with refuse settlements. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 495-503.
- Siegel, R.A., Robertson, R.J. et Anderson, D.G. (1990) Slope stability investigations at a landfill in southern California. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 259-284.
- Simard, A., Norstrom, J. et Bourque, H. (2003) Construction, operation and monitoring of a bioreactor landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 10 p.
- Simecsol (1996) Protocole de mesure in situ de densité des déchets ménagers. Rapport Ademe, 44 p.
- Spikula, D.R. (1997) Subsidence performance of landfills. *Geotextiles and geomembranes*, Vol. 15, pp. 395-402.
- Stulgis, R.P., Soydemir, C. et Telgener, R.J. (1995) Predicting landfill settlement. *Proc. International Conference GeoEnvironment 2000*, Geotechnical Special Publication n° 46, ASCE, Vol. 2, pp. 980-991.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Thomas, S., Aboura, A., Gourc, J.P., Gotteland, P., Billard, H., Delineau, T., Gisbert, T., Ouvry, J.F. et Vuillemin M. (1999) An in-situ waste mechanical experimentation on a French landfill. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 445-452.
- Valle, N. (2001) Comportement mécanique d'un sol grossier d'une terrasse alluvionnaire de la Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen, 297 p.
- Watts, K.S. Fisher, A.R.J. et Lewicki, R.A. (2001) A large-scale instrumented test of the behaviour of newly placed domestic waste. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Vol. II, pp. 105-114.
- Watts, K.S. et Charles A. (1990) Settlement of recently placed domestic refuse landfill. *Proc. of the Institution of Civil Engineers*, Part I, Vol. 88, n° 1, pp. 971-993.
- White, D.J., Richards, D.J. et Lock, A.C. (2003) The measurement of landfill settlement using digital imaging and PIV analysis. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Yuen, S.T.S. (1999) Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study. PhD thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Melbourne.

## **Chapitre 6. Analyse des tassements des déchets sur site à partir du modèle incrémental ISPM**

- Dodt, M.E., Sweatman, M.B. et Berstrom, W.R. (1987) Field measurements of landfill surface settlements. ASCE Special Publication, n°13, pp. 406-417.
- 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, pp 1425-1450.

## **Chapitre 7. Analyse comparée modèle incrémental – modèle global**

- Bjarngard., A. et Edgers, L. (1990) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13<sup>th</sup> Annual Madison Waste Conference*, Madison, pp. 192-205.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Sagasetta, C. et Cañizal, J. (1993a) Three years of deformation monitoring at Meruelo landfill. *Proc. Green '93, Geotechnics related to the Environment*, Bolton, pp. 365-371.
- Sowers, G.F. (1973) Settlement of waste disposal fills. *Proc. 8<sup>th</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscou, Vol. 2, pp. 207-210.
- Watts, K.S. et Charles A. (1990) Settlement of recently placed domestic refuse landfill. *Proc. of the Institution of Civil Engineers*, Part I, Vol. 88, n° 1, pp. 971-993.
- Yuen, S.T.S. et Styles, J. R. (2000) Settlement and characteristics of waste at a municipal solid waste landfill in Melbourne. *Proc. International Conference GeoEng 2000*, Melbourne, article 309.

### **Chapitre 8. Accélération des tassements des déchets : état de l'art**

- Aran, C. (2001) Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat, INP Toulouse, 242 p.
- Baker, J.A. et Williams, C. (2001) Settlement and density data for leachate recirculation. *Proc. Waste Tech 2001*, San Diego, 16 p.
- Bouazza, A., Van Impe, W.F. et Heageman W. (1996) Quality control of dynamic compaction in municipal solid waste fills. *Proc. 2<sup>nd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Osaka, Vol. 2, pp. 635-640.
- Cartier, G. (1981a) Comportement géotechnique des résidus urbains. *Revue Française de Géotechnique*, n°14 bis, pp. 85-90.
- Cartier, G. (1981b) Construction sur zone de décharge. Rapport général LCPC, *Revue Française de Géotechnique*, n°17, pp. 27-36.
- Cemagref (2003) Rapport intermédiaire sur l'état d'avancement de la mesure de résistivité et de son interprétation pour le suivi de la recirculation de lixiviats sur le CET du Sydom du Jura. Unité Ouvrages pour le drainage et l'étanchéité, Antony, 73 p.
- CFMS (1995) La densification des sols. Première Journée Louis Ménard, Paris.
- Collins, H.J. (2001) Compaction of municipal solid waste after mechanical and biological treatment. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 455-464.
- El-Fadel, M., Shazbak, S., Saliby, E. et Leckie, J. (1999) Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications. *Waste Management and Research*, Vol. 17, n° 5, pp. 347-368.
- El-Fadel, M. (1998) Leachate recirculation effects on settlement and biodegradation rates in MSW landfills. *Environmental Technology*, Vol. 20, pp. 121-133.
- European Environment Agency (2002) Biodegradable municipal waste management in Europe – Part 1: strategies and instruments. Topic report, 15/2001, 48 p.
- Gifford, G.P., Landva, A.O. et Hoffman, V.C. (1990) Geotechnical considerations when planning construction on a landfill. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 41-56.
- Grellier, S., Duquennoi, C., Guérin, R. Munoz, M.L. et Ramon, M.C. (2003) Leachate recirculation – Study of two techniques by geophysical surveys. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Landva, A.O. et Clark, J.I. (1990) Geotechnics of waste fill. *Geotechnics of waste fill - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 86-103.

- Leckie, J.O., Pacey, J.G. et Halvadakis, C. (1979) Landfill management with moisture control. *Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol. 105, pp. 337-355.
- Leikam, K. et Stegmann, R. (1997) Landfill behaviour of mechanical-biological pretreated waste. *Times, International Solid Waste Association*, n° 3, pp. 23-27.
- Mata-Alvarez, J. et Martinez-Viturtia, A. (1986) Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol. 36, pp. 547.
- Mehta, R., Barlaz, M. A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M. et Sinderson, L. (2002) Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 128, n° 3, pp. 228-236.
- Merz, R.C., et Stone, R. (1962) Landfill settlement rates. *Journal of Public Works*, Vol. 93, n° 9, pp. 103-106.
- Morris, J.W.F., Vasuki, N.C., Baker, J.A. et Pendleton, C.H. (2003) Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management*, Vol. 23, n° 7, pp. 653-666.
- Olivier, F. et Gourc, J.P. (2003d) Bioréacteurs : quelle place pour l'analyse des tassements ? *Actes de la Journée Scientifique Ademe 'Vers une gestion en bioréacteur ?'*, Limoges, 4 p.
- Scheelhaase, T., Bidlingmaier, W., Klümper, A., Maile, A. et Rechberger, M. (2001) Geotechnical behaviour of mechanically-biologically pretreated residual waste. *Proc. Sardinia 2001, 8<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 445-453.
- Simard, A., Norstrom, J. et Bourque, H. (2003) Construction, operation and monitoring of a bioreactor landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 10 p.
- Stulgis, R.P., Soydemir, C. et Telgener, R.J. (1995) Predicting landfill settlement. *Proc. International Conference GeoEnvironment 2000*, Geotechnical Special Publication n° 46, ASCE, Vol. 2, pp. 980-991.
- U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration (1995) Dynamic Compaction, Geotechnical Engineering Circular No. 1. Office of Technology Applications, Washington.
- Van Impe, W.F. et Bouazza, A. (1996) Densification of waste fills by dynamic compaction. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 33, n° 6, pp. 879-887.
- Warith, Mostafa (2002) Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management*, Vol. 22, pp. 7-17.
- Yuen, S.T.S. et Styles, J. R. (2000) Settlement and characteristics of waste at a municipal solid waste landfill in Melbourne. *Proc. International Conference GeoEng 2000*, Melbourne, article 309.
- Yuen, S.T.S. (1999) Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: a full-scale study. PhD thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Melbourne.

## Chapitre 9. Tassements différentiels

- Arch, J., Stevenson, E. et Maltman, A. (1996) Factors affecting properties of natural clays. *Engineering Geology of Waste Disposal*, Geological Society Engineering Geology Special Publication No. 11, pp. 259-265.
- Aupicon, M., Villard, P., Gourc, J.P. et Gisbert, T. (2002) Bending experimentation of a composite clay-geosynthetic liner. *Proc. 7<sup>th</sup> International Conference on Geosynthetics*, Nice, Vol. 2, pp. 647-650.

- Bouthot, M., Blond, E., Quesnel, P., Fortin, A., Vermeersch, O., Davidson, S. et Mlynarek, J. (2003) Landfill extension using piggy-back as reinforcement: discussion and case study in Quebec. *Proc. Sardinia 2003, 9th International Landfill Symposium*, Cagliari.
- Carvalho, M.F. et Vilar, O.M. (1998) In situ tests in urban sanitary landfill. *Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbonne, pp. 121-126.
- Feki, N. (1996) Modèles physique et numérique de la stabilité des couvertures géosynthétiques sur pente. Application aux centres de stockage de déchet. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Laboratoire Lirigm, Grenoble, 156 p.
- Gourc, J.P., Plé, O. et Villard, P. (2003) Comportement des systèmes sols/géosynthétiques en couverture de centres de stockage de déchets. *Actes du 13<sup>ème</sup> Congrès Régional d'Afrique*, Marrakech.
- Grillo, R.J., Murray, J.S. et Leber B. (2001) An alternative liner design for a piggyback landfill. *Proc. Geosynthetics Conference 2001*, Portland, pp. 871-880.
- Jessberger, H.L. et Kockel, R. (1993) Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1383-1392.
- Koerner, R.M. et Daniel D.E. (1992) Better cover-ups. *Civil Engineering*, ASCE, May, pp. 55-57.
- Madjoudj, N. (2001) Caractérisation du comportement en traction des sols argileux pour les barrières de centres de stockage de déchet. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Laboratoire Lirigm, Grenoble, 227 p.
- Moreau, H. (2001) Etude sur le comportement des couvertures de lieux d'enfouissement sanitaire en réaction aux tassements des déchets. Mémoire de stage de fin d'études, ISTG – Université de Sherbrooke, 51 p.
- Riviere, S., Goumand, J.C., Guerbois, M. et Hebe, I. (2003) Characterization of underground fires in landfills using geophysical methods : a case study. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 11 p.
- Seed, R.B., Mitchell, J. K. et Seed, H.B. (1990) Kettleman Hills waste landfill slope failure. II: Stability analyses. *Journal of Geotechnical Engineering*, Vol. 116, n° 4, pp. 669-690.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Van Meerten, J.J., Sellmeijer, J.B., and Pereboom, D. (1995) Prediction of landfill settlements. *Proc. Sardinia 95, 5th International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 823-831.
- Zadroga, B. (1996) Analysis of stability of landfills. *Actes du XI<sup>e</sup> Colloque Franco-Polonais en Mécanique des Sols et des Roches Appliquée*, Gdansk.

## Chapitre 10. Analyse des déformations des talus de déchets

- Aboura, A. (1999) Etude expérimentale du comportement mécanique de matériaux granulaires non conventionnels. Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 288 p.
- Brink, D., Day, P.W., et Du Prez, L. (1999) Failure and remediation of Bulbul drive landfill: Kwazulu-Natal, South Africa. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 555-562.
- Duplancic, N. (1990) Landfill deformation monitoring and stability analysis. *Geotechnics of waste refuse - theory and practice*, ASTM, Special Technical Publication 1070, pp. 303-314.
- Feki, N., Villard, P., Gourc, J.P., Gisbert, T. et Chatelet, L. (2002) Comparative long-term survey of geosynthetic cap lining systems. *Proc. 7<sup>th</sup> International Conference on Geosynthetics*, Nice.

- Gasparini, P.A., Saetti, G.F., Meglioli, E. et Teneggi, S. (1991) Waste balling and self-compaction: a research for a definition of model of compaction phenomenon aiming at an improvement of management. *Proc. Sardinia 91, 3<sup>rd</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1179-1187.
- Goedecke, H., Ziehm, G. et Fricke, K. (2003) Measurement of horizontal deformation of Landfill. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 7 p.
- Grisolia, M., Napoleoni, Q. et Tancredi G. (1995b) The use of triaxial tests for the mechanical characterisation of MSW. *Proc. Sardinia 95, 5<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 761-768.
- Grisolia, M., Gasparini, A. et Saetti, G.F. (1993) Survey on waste compressibility. *Proc. Sardinia 93, 4<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. II, pp. 1447-1456.
- Hendron, D.M., Fernandez, G., Prommer, P.J., Giroud, J.P. et Orozco, L.F. (1999) Investigation of the cause of the 27 September 1997 slope failure at the Doña Juana landfill. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, pp. 546-554.
- Hisham, T.E., Stark, T.D., Douglas Evans, W. et Sherry P.E. (2000) Municipal solid waste slope failure. I. Waste and foundation soil properties. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Vol. 126, n° 5, pp. 397-407.
- Jones, D.R.V., Dixon, N. et Storey, S.M. (2003) Lessons learnt from UK landfill failures. *Proc. Sardinia 2003, 9<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, 10 p.
- Leroueil, S., Magnan, J.P. et Tavenas, F. (1985) Remblais sur argiles molles. *Technique et Documentation*, Lavoisier, 342 p.
- Mazzucato, A., Simonini, P. et Colombo, S. (1999) Analysis of block slide in a MSW landfill. *Proc. Sardinia 99, 7<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 538-544.
- Milanov, V., Corade, J.M., Bruyat-Korda, Fajkenreck G. (1997) Waste slope failure analysis at the Rabastens landfill site. *Proc. Sardinia 97, 6<sup>th</sup> International Landfill Symposium*, Cagliari, Vol. III, pp. 551-556.
- Ouvry, J.F., Gisbert, T. et Rouvreau, L. (1995) Valorisation de la rétro-analyse du glissement de Dannes (Pas-de-Calais) Document de synthèse BRGM – FD Conseil, 72 p.
- Roche, D. (1996) Landfill failure survey : a technical note. *Engineering Geology of Waste Disposal*, Geological Society Engineering Geology Special Publication No. 11, pp. 379-380.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Sagaset, C. et Cañizal, J. (1993a) Three years of deformation monitoring at Meruelo landfill. *Proc. Green'93, Geotechnics related to the Environment*, Bolton, pp. 365-371.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Sagaset, C. et Cañizal, J. (1993b) Mechanical properties of waste in a sanitary landfill. *Proc. Green'93, Geotechnics related to the Environment*, Bolton, pp. 357-363.
- Sánchez-Alciturri, J.M., Palma, J., Cañizal, J. et Sagaset, C. (1993c) Post-closure bearing capacity of a sanitary landfill. *Actes du Colloque International des Ponts et Chaussées*, Paris, pp. 601-608.
- Syllwasschy, O. et Jessberger, H.L. (1998) Horizontal earth pressure in municipal waste landfills. *Proc. 3<sup>rd</sup> International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisbonne, pp. 163-168.
- Thomas, S. (2000) Centres de Stockage de Déchets - Géomécanique des déchets et de leur couverture (Expérimentations sur sites et modélisation). Thèse de doctorat, Laboratoire Lirigm, Université de Grenoble, 327 p.
- Villard, P., Gourc, J.P., Reyes Ramires, R., Thomas, S. et Feki, N. (2000) Stability of different inclined cap liner systems – landfill field trials. *Proc. EuroGeo 2000, 2<sup>nd</sup> European Geosynthetics Conference*, Bologne, pp. 523-526.

## Annexe 1. Questionnaire à l'attention des exploitants de CSD

Informations requises en vue de l'application du modèle incrémental de prédiction des tassements ISPM à un centre de stockage de déchet

- Appellation et adresse complète du CSD :
- Nom du responsable d'exploitation (et éventuellement son adjoint) :
  - Responsable d'exploitation :
  - Adjoint d'exploitation :
- Contact :
  - ☎ fixe : - Fax :
  - ☎ portable : - Email :

### ➤ Introduction

☞ Répertorier dans le tableau ci-dessous les alvéoles exploitées pour lesquelles vous avez entrepris un suivi des tassements (sous la forme d'un maillage de repères fixes) et vous disposez des informations suivantes :

- dates de début et de fin de remplissage ;
- hauteur de déchets stockés ;
- composition des déchets (en tonnage).

Zone d'exploitation		Suivi topographique post-exploitation			
Casier n°	Alvéole n°	Date du levé initial	Date du dernier levé	Nombre de levés sur la période	Nombres de repères
1	1				
...					
...					

### ➤ Géométrie des alvéoles de stockage suivies en tassement :

☞ Merci de joindre une copie des 2 plans suivants (avec les altitudes répertoriées bien lisiblement) :

1. Plan général avant exploitation faisant apparaître pour chacune des alvéoles les côtes fond de forme et terrain naturel (TN) ;
2. Plan général de chacune des alvéoles juste après la fin d'exploitation faisant apparaître pour chacune d'entre elles les côtes finales (avec ou sans couverture).

☞ A défaut, merci de nous communiquer les coordonnées du géomètre responsable des levés.

### ➤ Suivi des tassements par levés topographiques

☞ Pour chacune des alvéoles ayant fait ou faisant présentement l'objet d'un suivi topographique de surface, joindre un plan de localisation (ou maillage) répertoriant les différents repères topographiques installés (piquets de bois, bornes en béton, etc.).

☞ Par ailleurs, joindre pour chaque série de repères un tableau provenant du géomètre (de préférence au format Excel : voir ci-dessous) répertoriant les coordonnées précises ( $x_0, y_0, z_0$ ) du maillage initial et l'évolution des tassements au cours du temps. A défaut, merci de noter les coordonnées du géomètre en charge des levés.



- oui / non

- Si oui, préciser la date de début et de fin de pose de la couverture provisoire ainsi que son épaisseur moyenne

- Début = (jj/mm/aa)
- Fin = (jj/mm/aa)
- Epaisseur = (cm)

## 5. Pose de la couverture finale

- Préciser la date de début et de fin de pose de la couverture finale ainsi que son épaisseur

- Début = (jj/mm/aa)
- Fin = (jj/mm/aa)
- Epaisseur = (cm)

➤ **Caractéristiques des déchets**

## 1. Composition des déchets stockés dans l'alvéole

☞ *Répertorier les différents types de déchet stocké dans l'alvéole ainsi qu'au choix, les tonnages ou le % relatif de chaque composante et la densité moyenne calculée en fin de remplissage.*

Nature du déchet	Tonnage stocké (ou composition pondérale %)
OM	
DIB	
Encombrants	
Déchets verts	
Mâchefers	
Compost	
Boues	
Refus de tri	
Bois	
Autre : _____	
Autre : _____	
Autre : _____	
Densité moyenne	



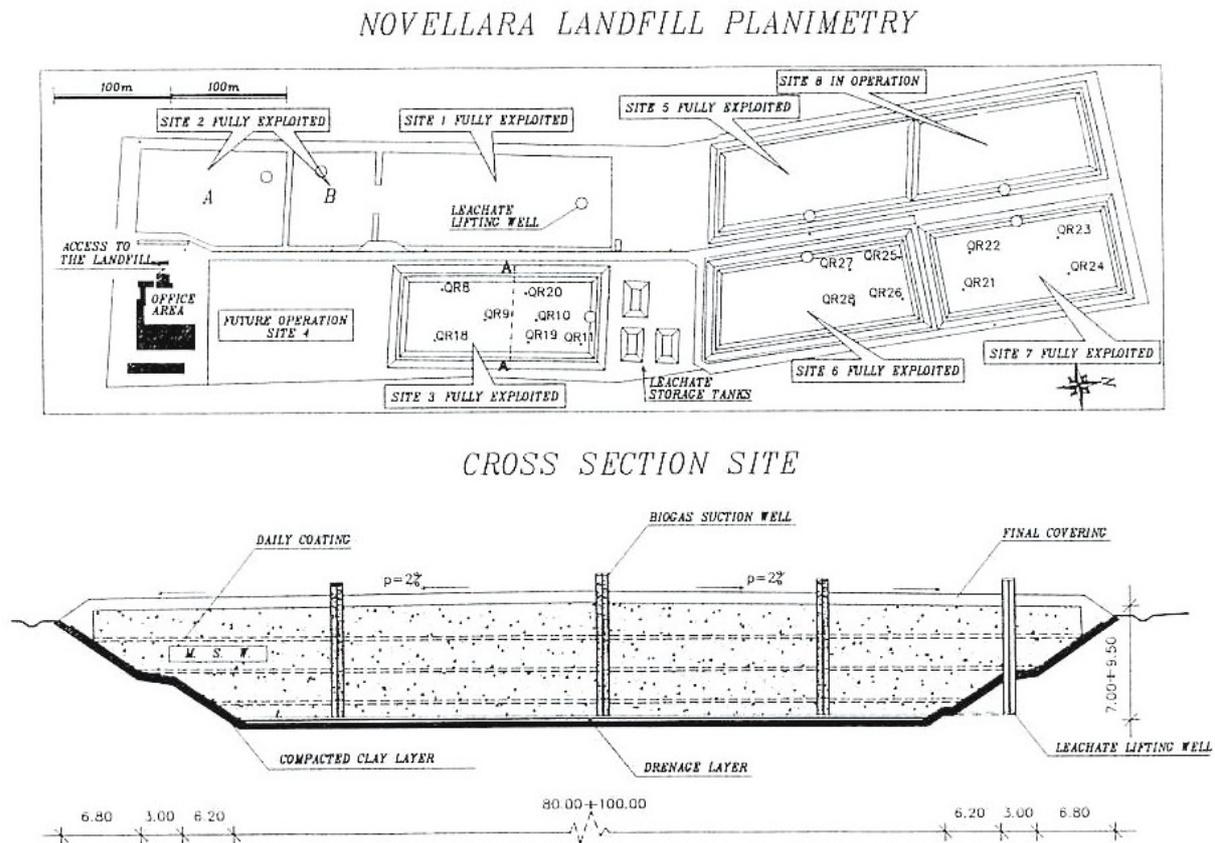
## Annexe 2. Présentation des autres sites tirés de la littérature

### ➤ Annexe 2.1. Site de Novellara (Italie)

Les données relatives au site de Novellara ont été tirées de l'article de Gasparini et al. (1995).

Atouts	Faiblesses
1. Casiers de géométrie régulière (fond plat) et semblables entre eux	1. Nombre de points de mesure très insuffisant
2. Historique d'exploitation et composition du déchet assez bien connus	2. Suivi topographique retardé (casiers 3 et 7) ou trop bref (casier 6)

Situé dans la province de Reggio Emilia, le CSD de Novellara est composé de 8 casiers en excavation, dont 3 (casiers 3, 7 et 6) instrumentés au moyen de 15 repères de surface mis en place après la pose de la couverture définitive.



**Figure 2.1.1** Vue générale du site de Novellara et section type des casiers (Gasparini et al., 1995)

Suivant les investigations menées en 1987, 1991 et 1993, le déchet est composé en majorité de composés organiques et de papier (entre 58 et 62 %), le détail étant donné dans le Tableau 2.1.1.

**Tableau 2.1.1** Composition pondérale (%) du déchet de Novellara (Gasparini et al., 1995)

Constituants	1987	1991	1993
Matière organique	37,20	27,00	28,16*
Papiers	21,30	35,00	30,98*
Plastiques	8,50	16,00	12,00
Verre	8,50	10,00	7,00
Autres	24,50	12,00	24,50

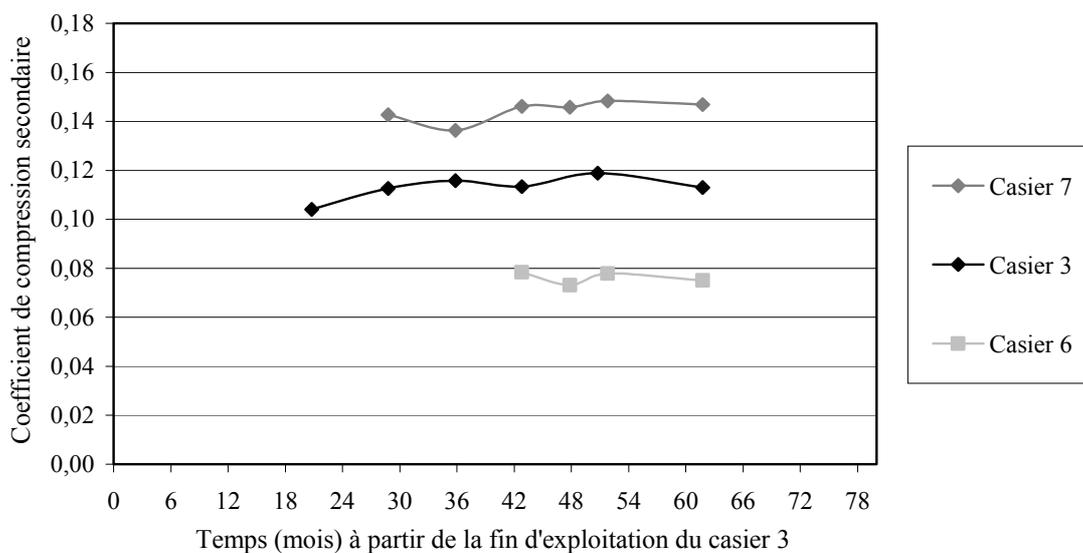
\* chiffres suspects (somme des constituants > 100 % en 1993)

Les méthodes de compactage ont été identiques pour les 3 casiers (engin de 25 tonnes). En cours d'exploitation, le déchet a été recouvert quotidiennement de couches de sol puis a reçu une couverture finale de 1,50 m (argile + terre végétale). Des variations de la teneur en eau sont probables entre les différents casiers, notamment en ce qui concerne le casier 7 ayant reçu des couvertures journalières en matériau fin peu perméable (Gasparini et al., 1995). Toutefois, de telles couches tendent à se disloquer assez rapidement suite au réarrangement des composants du déchet. Ainsi, il est peu probable que les tassements secondaires aient été influencés notablement de ce fait. Les autres données relatives à la hauteur et au poids volumique moyen du déchet (en fin d'exploitation) ainsi que son historique d'exploitation et de suivi topographique sont reportés dans le Tableau 2.1.2.

**Tableau 2.1.2** Caractéristiques des casiers 3, 7 et 6 de Novellara [ $d(t_m^0)$  : 01/09/1990]

Casier	Nombre de repères	$H_n(t_c)$ (m)	$\gamma(t_c)$ (kPa)	Exploitation		$t_c$ (mois)	$t_m^0 - t_c$ (mois)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)
				Début	Fin				
3	5	9,05	8,20	19/04/88	07/02/90	21,97	6,86	55,00	0,936
7	4	8,20	7,78	08/02/90	22/07/91	17,63	3,40	41,00	1,823
6	4	8,60	8,55	23/07/91	08/06/93	22,87	0	21,76	0,390

Mis à part les repères 8 et 18 (situés sur le flanc sud du casier 3) dont les tassements très faibles sont peu fiables, tous les autres repères (soit 13 au total) ont été inclus dans cette étude. Le suivi topographique a débuté entre 0 et 6,86 mois après la pose de la couverture des casiers respectifs et sa durée s'étale entre 21,76 et 55 mois.

**Figure 2.1.2** Evolution des  $C_{ac}^*$  en fonction de  $[t_m - (t_c)_{cell3}]$  (Novellara, casiers 3, 7 et 6)

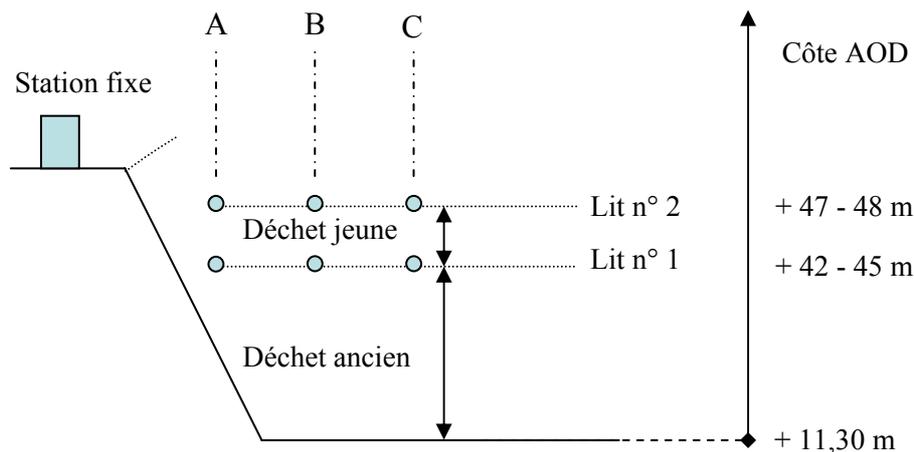
En l'absence de détail relatif au rythme de montée d'exploitation, l'analyse inverse des tassements est proposée sur la base d'un taux de montée constant. Les valeurs de compressibilité secondaire sont représentées en fonction du temps sur la Figure 2.1.2 Elles oscillent entre 0,075 et 0,147 et leurs variations relatives représentées par  $|C_{ae}^*(t_m) - C_{ae}^*(t_m^{ult})| / C_{ae}^*(t_m^{ult})$  (noté aussi  $\delta C / C$ ) s'élèvent sur la période de mesure à 7, 3 et 4 % respectivement pour les casiers 3, 7 et 6.

### ➤ **Annexe 2.2. Site de Beddingham (Grande-Bretagne)**

Les données relatives au site de Beddingham ont été intégralement tirées de l'article de Di Stefano (1996).

Atouts	Faiblesses
1. Instrumentation interne originale ayant permis le suivi du tassement secondaire d'une couche de déchet d'âge homogène	1. Mesures réalisées avec une précision médiocre ( $\pm 20$ mm) voire parfois erronées
2. Evaluation qualitative de la proximité du talus latéral sur les valeurs de tassement	2. Nombre de points et temps de mesure insuffisants, précision médiocre (incertitude de $\pm 20$ mm et mesures suspectes écartées).

Situé à proximité de Brighton, le site est implanté dans une ancienne carrière de craie. Il accueille un mélange de déchets ménagers et de DIB fortement compactés à la mise en place si l'on en croit les valeurs de poids volumique initial légèrement inférieures à  $10 \text{ kN/m}^3$  (Di Stefano, 1996). Sur le casier expérimental, les tassements ont été suivis à l'aide de 6 tassomètres implantés en 2 lits approximativement horizontaux suivant trois verticales (A, B, C) distantes respectivement de 5, 20 et 30 m du flanc de casier. Les 3 tassomètres du lit n° 1 ont été mis en place plusieurs années après la fin d'exploitation du matériau déchet sous-jacent, dont on ne connaît ni les caractéristiques, ni l'histoire précise. Aussitôt l'installation achevée, un déchet jeune a été mis en place en recouvrement de l'ancien (05 juillet 1991 → 16 août 1991), suivi immédiatement par l'installation du second lit de capteurs (lit n°2).



**Figure 2.2.1** Schéma d'implantation des 6 tassomètres (Site de Beddingham)

Les côtes de fond de forme ont été interpolées à partir des plans du casier avant exploitation. L'ensemble des côtes topographiques et épaisseurs relatives aux déchets anciens et jeunes sont regroupées dans le Tableau 2.2.1.

**Tableau 2.2.1** Caractéristiques géométriques du casier expérimental de Beddingham

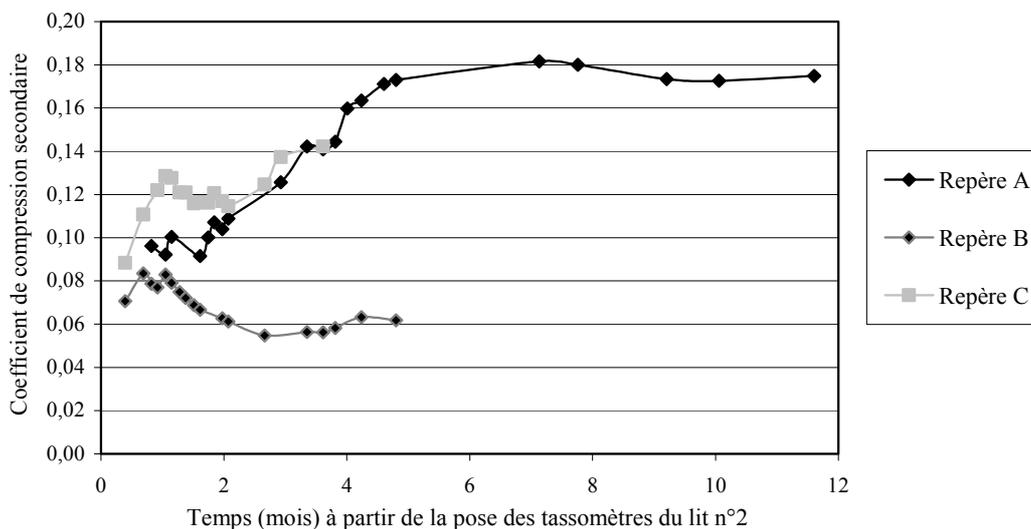
Géométrie	Date	Station A	Station B	Station C
Côte fond de forme	-	+ 32,30 m	+ 11,80 m	+ 11,30 m
Côte niveau 1	05/07/1991	+ 42,94 m	+ 42,55 m	+ 44,91 m
Hauteur déchet inf.	05/07/1991	10,64 m	30,75 m	33,61 m
Côte niveau 2	16/08/1991	+ 48,58 m	+ 47,64 m	+ 47,46 m
Hauteur déchet sup.	16/08/1991	6,39 m *	6,27 m	3,33 m

\* Donnée corrigée à partir des valeurs de Di Stefano (1996)

Compte tenu des nombreuses incertitudes relatives au déchet ancien, la seule interprétation que nous puissions proposer concerne la frange de déchet jeune intercalée entre les 2 lits de capteurs. Aucun déchet n'a été disposé au cours de la seconde phase du suivi topographique du 16 août 1991 au 23 octobre 1992 (353 jours). Celui-ci a cependant été perturbé s'agissant des repères B et C si bien que les mesures disponibles représentent des périodes respectives de 146 et 110 jours seulement.

Une analyse inverse des données a été réalisée dont le résultat est illustré sur la Figure 2.2.2. Tandis que le repère B, légèrement décalé par rapport au pied de talus présente un coefficient  $C_{ac}^*$  d'un niveau moyen ( $0,06 < C_{ac}^* < 0,08$ ) et relativement stable, il n'en est pas de même pour les repères A et C, dont les valeurs de  $C_{ac}^*$  croissent de 0,09 à 0,14 au cours des 4 premiers mois de suivi.

Compte tenu du nombre de points de mesure, l'analyse des résultats est évidemment très délicate. Le repère A situé au droit du talus a probablement été affecté par un effet de bord se traduisant par une accélération des déformations au voisinage de la pente (pouvant correspondre à un glissement transversal). De tels phénomènes ont par ailleurs été observés par ailleurs sur d'autres sites de configuration similaire – à Lapouyade ou encore à Cour-au-Bois (non présenté) – entraînant la formation de dépressions en bordure de casier.



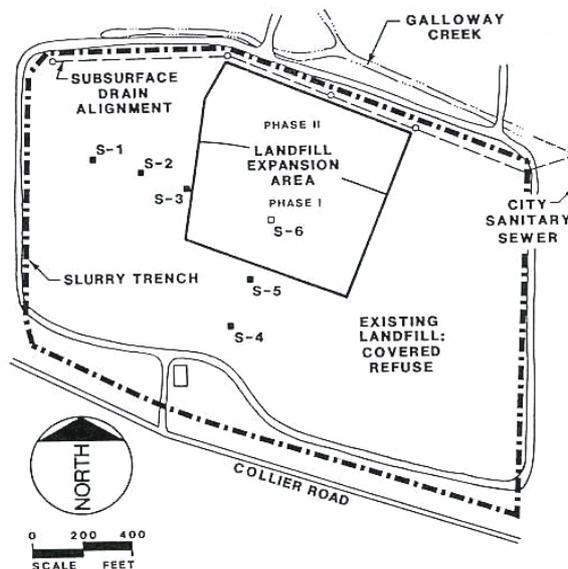
**Figure 2.2.2** Evolution du coefficient  $C_{ac}^*$  (calculé sur la colonne entre les lits 1 et 2) en fonction du temps (Site de Beddingham, positions A, B et C)

### ➤ **Annexe 2.3. Site de Collier Road (USA)**

Les données relatives au site de Collier Road ont été intégralement tirées de l'article de Dodt et al. (1987).

Atouts	Faiblesses
1. Instrumentation interne ayant permis d'évaluer la compression primaire en phase de rechargement (analyse inverse)	1. Composition du déchet méconnu
2. Instrumentation externe (hors zone de rechargement) ayant permis d'évaluer la compression secondaire du déchet	2. Rechargement non strictement uniforme
	3. Incertitudes sur les hauteurs et le poids volumique du déchet

Situé dans le Michigan (USA), le CSD de Collier Road a reçu des déchets ménagers et des DIB de 1969 à 1984, année de fin d'exploitation et de couverture du site (0,9 m d'argile). De janvier 1985 à juillet 1986, un rechargement vertical du site est intervenu en 2 phases adjacentes tel qu'indiqué sur la Figure 2.3.1 pour une hauteur maxi de 11 m (phase I de janvier à septembre 1985, phase II de septembre 1985 à juin 1986). Le rechargement a été réalisé de la périphérie vers la partie centrale des zones correspondantes aux 2 phases, sous la forme de terrasses de 1,80 m de haut (déchet et couverture intermédiaire compris), le tout formant une pente de 1 pour 4 en moyenne.



**Figure 2.3.1** Plan du site de Collier Road avec repères topographiques S-1 à S-6 (Dodt et al., 1987)

Simultanément, 5 repères topographiques de surface (dénotés S-1 à S-5) ont été disposés en février 1985 sur le pourtour de la zone de rechargement (entre 8 et 125 m de la zone correspondant à la phase I). Par ailleurs, une plaque télescopique S-6 (60 cm x 60 cm) a été implantée au niveau supérieur de l'ancien déchet, approximativement au centre de la zone de rechargement (phase I). Le suivi des 6 repères s'est prolongé jusqu'en mai 1986.

Une analyse inverse a été tentée à partir des données fournies par Dodt et al. (1988), en dépit des incertitudes suivantes :

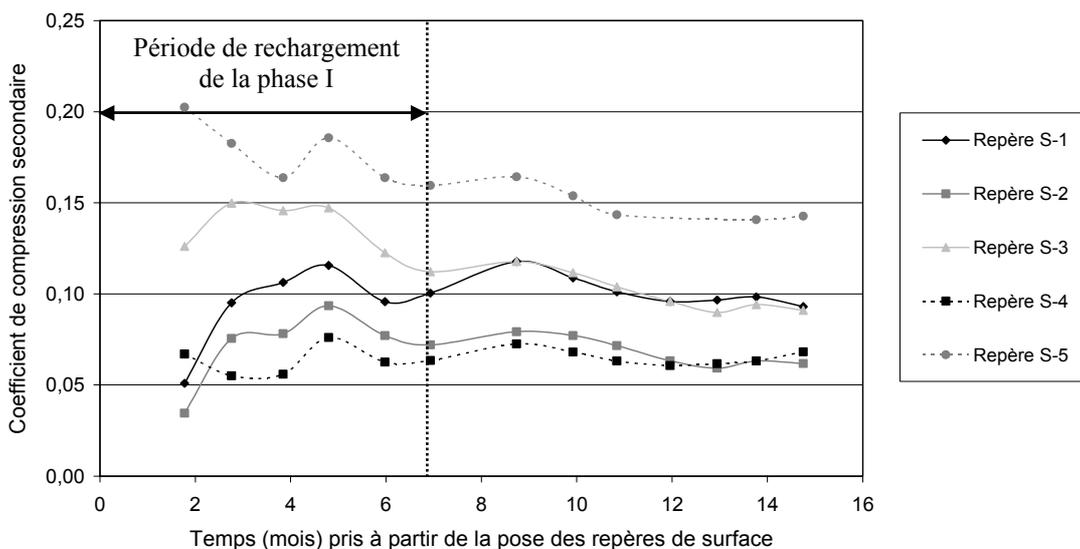
- hauteur de la colonne de déchet inférieure (déchet ancien) estimée voisine de 15,20 m au début du rechargement (mesurée ou estimée ?) ;

- hauteur de la colonne supérieure (11,20 m) spécifiée comme une valeur maximale et ne correspondant peut-être pas strictement à la hauteur de déchet stocké au droit de S-6 ;
- mode de compactage non spécifié ;
- poids volumique du déchet non spécifié : valeur faible ( $\gamma_0 = 6 \text{ kN/m}^3$ ) estimée par défaut compte tenu de l'utilisation d'engins de compactage peu puissants dans les années 1970 - 1980 ;
- enfin, historique d'exploitation non disponible dans le détail : on supposera par défaut que la montée du déchet a été linéaire sur la période de 1969 à 1984.

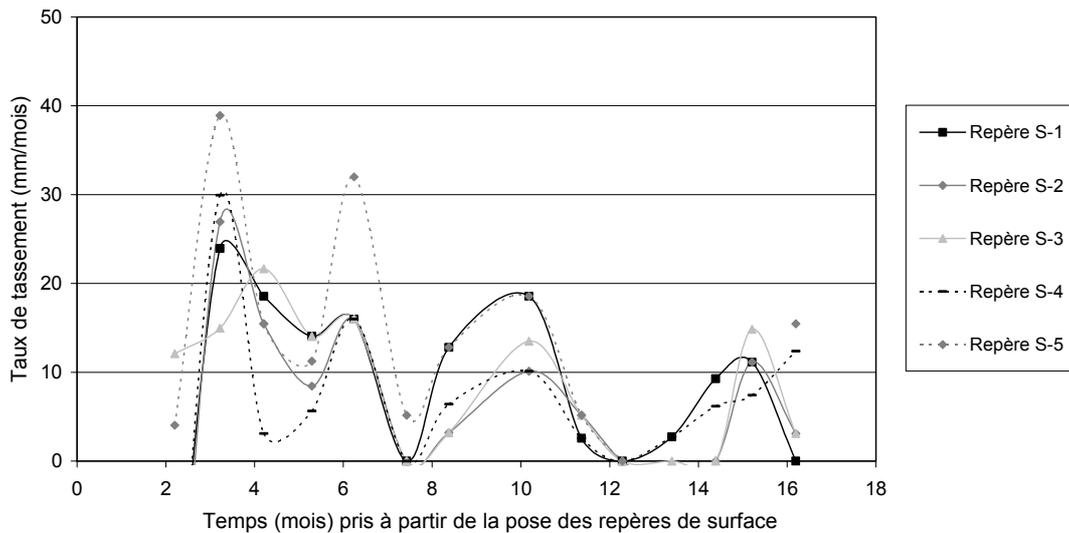
Les principales informations dont nous disposons sont regroupées par ailleurs dans le Tableau 2.3.1. Sur la Figure 2.3.2, l'évolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps est tracée pour les plaques S-1 à S-5. Il est important de noter que les compressibilités des colonnes repérées par S-3 et S-5 (dans une moindre mesure) ont pu être largement affectées par le rechargement voisin (distant respectivement de 8 et 19 m) qui coïncide avec les six premiers mois de suivi topographique. Cela se traduit par des coefficients  $C_{\alpha\epsilon}^*$  initialement supérieurs aux valeurs tirées des plaques non ou peu affectées par le rechargement (S-1, S-2 et S-4). A partir du 11<sup>ème</sup> mois de levé, les valeurs de compressibilité se stabilisent pour les 5 colonnes autour de valeurs comprises entre 0,06 et 0,14.

**Tableau 2.3.1** Caractéristiques du suivi topographique du site de Collier Road [ $d(t_m^{ult})$ :15/05/1986]

Repère	Dist. phase I (m)	$d(t_m^0)$ (jj/mm/aa)	$t_m^{ult} - t_m^0$ (mois)	$\Delta w(t_m^{ult})$ (m)	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^2)$ (2,76 mois)	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$ (14,75 mois)	$C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^2) / C_{\alpha\epsilon}^*(t_m^{ult})$
S-1	125	20/02/1985	14,75	0,128	0,095	0,093	1,02
S-2	65	20/02/1985	14,75	0,082	0,076	0,062	1,22
S-3	8	20/02/1985	14,75	0,125	0,150	0,091	1,65
S-4	82	20/02/1985	14,75	0,091	0,055	0,068	0,81
S-5	19	20/02/1985	14,75	0,207	0,183	0,143	1,28
S-6	-	07/01/1985	16,20	0,966	-	-	-

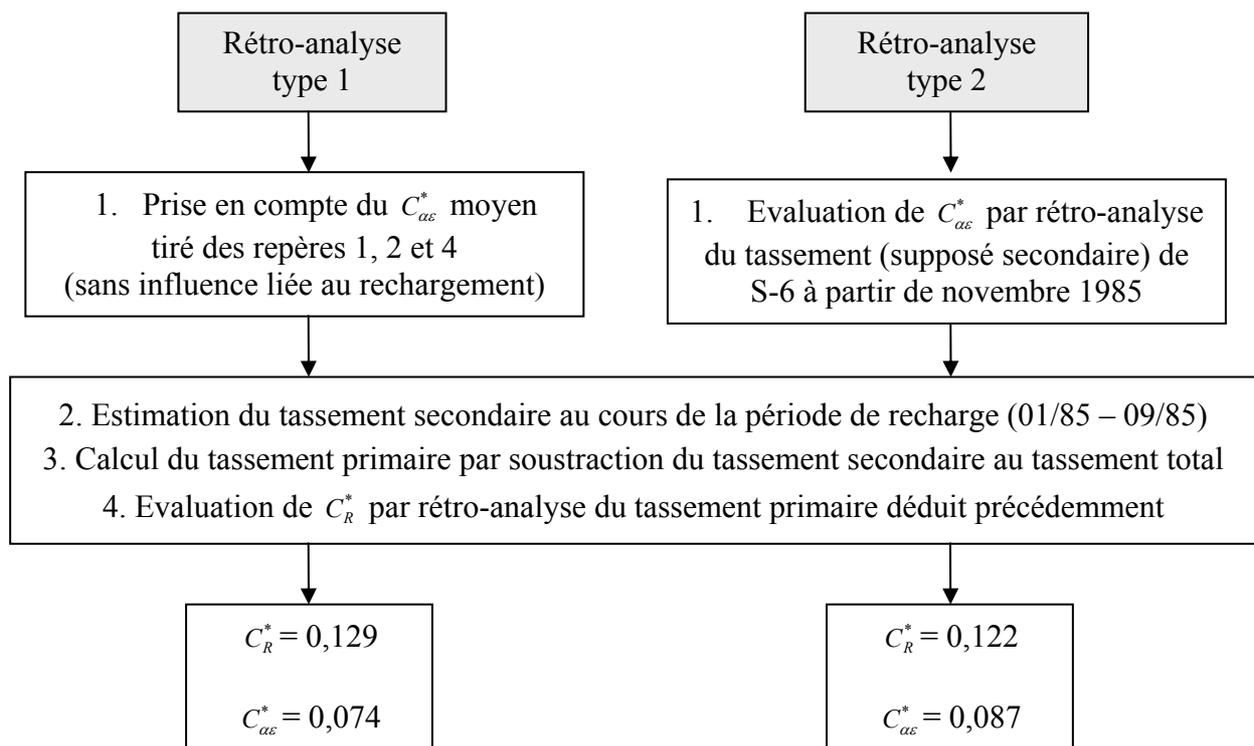


**Figure 2.3.2** Evolution de  $C_{\alpha\epsilon}^*$  en fonction du temps (Collier Road, repères S-1 à S-5)



**Figure 2.3.3** Evolution des taux de tassement en fonction du temps (Collier Road, S-1 à S-5)

Enfin, en ce qui concerne la plaque télescopique S-6, le tassement subi au cours de la période de suivi a pu être analysé suivant deux approches, chacune divisée en quatre étapes :



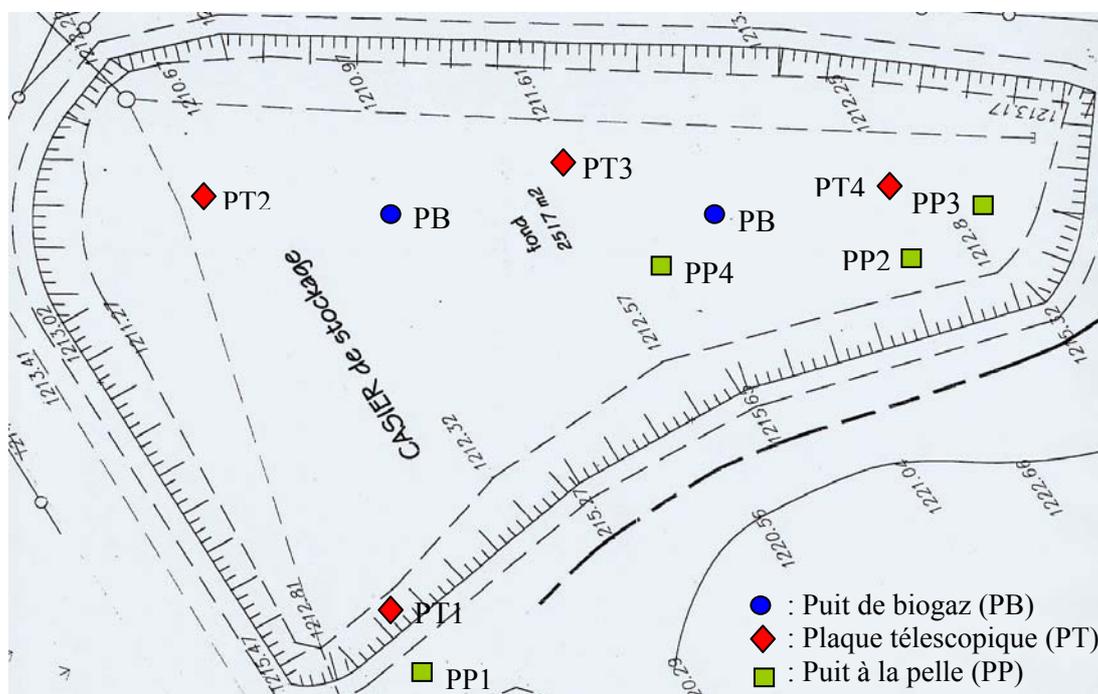
S'agissant de la rétro-analyse de type 2, notons toutefois que  $C_{ae}^* = 0,087$  a été calculé sur la base du tassement mesuré en novembre - décembre 1985 (soit entre 2 et 3 mois après la fin chargement). Au cours des mois suivants, la valeur estimée de  $C_{ae}^*$  a augmenté sensiblement sans que l'on puisse dire avec certitude s'il s'agit d'une réactivation du tassement secondaire ou d'un débordement de la zone d'exploitation vers la phase I (non signalé par l'auteur).



### **Annexe 3. Présentation d'un site en cours d'instrumentation : Saint-Paul de Tartas(Sictom des hauts plateaux, Haute-Loire)**

Atouts	Faiblesses
1. Instrumentation interne permettant une évaluation des tassements primaires	1. Instrumentation modeste tant du point de vue du nombre de repères que de la durée de suivi effectif
2. Calibration des tassements avant instrumentation du CSD de Mende (tests de prétraitement)	2. Hauteur des colonnes de déchet instrumentées inférieure à 6 m

Le Laboratoire *Lirigm* a été appelé à suivre le comportement mécanique des déchets stockés sur le site de Saint-Paul de Tartas dans le cadre d'une mission d'études ADEME ayant pour objectif la caractérisation du déchet de référence du futur site de stockage de déchet prétraité de Mende. Les déchets des deux sites étant sensiblement identiques, il est apparu souhaitable de disposer d'un site témoin permettant de comparer le comportement des futurs déchets prétraités aux déchets bruts. Bien que le déchet ne soit pas classifié à l'entrée sur le site, sa composition a pu être estimée (à titre indicatif) après enquête auprès de l'exploitant et observation visuelle sur le site. Il comprend une part majoritaire de déchets ménagers non triés (plastique, papier, putrescibles), des capsules et bouchons de bouteille en plastique, métal ou liège, des débris de verre et enfin des encombrants (matelas, tôle alu, etc.). Les déchets sont étalés et compactés par un buteur à chenilles de 19 tonnes. Les débris de verre et bouchons de bouteille sont étalés de préférence en surface comme couvertures journalières de manière à éviter au maximum les envois de plastiques et autres détritrus.



**Figure 3.1** Implantation des puits à la pelle (4) et des plaques télescopiques (4)

Le premier volet de notre étude (16/07/2003) a consisté à excaver 4 puits à la pelle sur le casier en cours d'exploitation dans le but d'estimer le poids volumique du déchet après compactage. Par ailleurs, 4 tiges télescopiques (soudées sur plaques) ont été disposées à différents niveaux dans le

casier dans le but de suivre les tassements des déchets en fonction de la charge verticale croissante (résultant de la mise en place des couches de déchet supérieures) et de la dégradation progressive du déchet. Un second levé a été effectué en octobre 2003 et cinq autres devraient se succéder d'ici décembre 2004. L'implantation des puits à la pelle et des plaques télescopiques est reportée sur la Figure 3.1.

Deux modifications ont dû être apportées au protocole de mesure du poids volumique du déchet en place à partir d'excavations à la pelle mécanique :

- compte tenu de l'absence de pont à bascule sur le site, les déchets ont été emmenés à 10 km pour être pesés. Dans ce contexte, les excavations ont été réduites en volume ( $< 1,5 \text{ m}^3$ ) de manière à limiter chaque mesure de densité à un seul aller-retour de camion ;
- compte tenu de l'absence d'eau en quantité sur le site, la mesure des volumes des puits a dû être réalisée à l'aide d'un mètre-ruban souple plutôt qu'un réservoir d'eau.

L'erreur relative sur la mesure du poids volumique des déchets en place est alors estimée à +/- 10 % compte tenu des éléments précédents. L'excavation du puit PP1 est présentée ci-dessous à titre indicatif.



**Figure 3.2** Excavation du puit à la pelle PP1 et mesure du volume de la cavité (Saint-Paul de Tartas)

**Tableau 3.1** Description des essais à la pelle effectués sur le site de Saint-Paul de Tartas

Essai	$V_{\text{Puit}}$ ( $\text{m}^3$ )	$\gamma_0$ ( $\text{kN}/\text{m}^3$ )	Observation visuelle
PP1	1,54	10,7	Zone à l'entrée du casier : passage de camions, fort compactage
PP2	1,17	8,8	Zone compactée normalement par l'engin à chenille
PP3	1,00	8,3	Zone compactée normalement par l'engin à chenille
PP4	1,33	9,1	Zone légèrement foisonnée en surface
Moyenne	1,26	9,2	Valeur élevée compte tenu du mode de compactage

Le poids volumique moyen mesuré avoisine  $9,2 \text{ kN}/\text{m}^3$ , ce qui représente une valeur élevée compte tenu du mode et de l'intensité de compactage. Ceci peut s'expliquer par :

- la structure du déchet, dont la composante fine s'intègre remarquablement bien dans les pores laissés par les éléments plus grossiers ;
- la présence de débris de verre et capsules (parfois métalliques) qui augmentent substantiellement le poids volumique du déchet ;
- le nombre important de passes du compacteur ;

- le passage répété des camions (en l'absence de quai de déversement).

Les données relatives à la mise en place des plaques télescopiques sont rapportées dans le Tableau 3.2.

**Tableau 3.2** Données relatives à l'implantation des plaques télescopiques à Saint-Paul de Tartas

Plaque	Côte NGF fond de casier	Côte NGF haut de tige	$(H_{\text{tiges}})_{\text{init}}$ (m)	$H_{\text{terre}}$ (m)	$H_{\text{déchet}} (t_m^0)$ (m)
PT1	+ 1212,20 m	+1220,53 m	2,08	0,08	6,17
PT2	+ 1212,00 m	+ 1215,64 m	2,08	0,08	1,48
PT3	+ 1211,40 m	+ 1218,39 m	2,07	0,08	4,84
PT4	+ 1212,50 m	+ 1219,44 m	2,07	0,08	4,79