



HAL
open science

MODELISATION DE LA PRODUCTION DE LIXIVIAT EN CENTRE DE STOCKAGE DE DÉCHETS MÉNAGERS

Gaël Bellenfant

► **To cite this version:**

Gaël Bellenfant. MODELISATION DE LA PRODUCTION DE LIXIVIAT EN CENTRE DE STOCKAGE DE DÉCHETS MÉNAGERS. Hydrologie. Institut National Polytechnique de Lorraine - INPL, 2001. Français. NNT: . tel-00419919

HAL Id: tel-00419919

<https://theses.hal.science/tel-00419919>

Submitted on 25 Sep 2009

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.



École Nationale du Génie de l'Eau
et de l'Environnement de Strasbourg



École Nationale Supérieure de
Géologie de Nancy

INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

École Nationale Supérieure de Géologie de Nancy

Laboratoire Environnement, Géomécanique & Ouvrages

École Doctorale RP2E

THÈSE

Présentée à L'I.N.P.L.
En vue de l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'I.N.P.L.
En Génie civil – Hydrosystèmes – Géotechnique

Par

Gaël BELLENFANT

**MODELISATION DE LA PRODUCTION DE LIXIVIAT EN CENTRE DE
STOCKAGE DE DÉCHETS MÉNAGERS**

Soutenue le 27 novembre 2001 devant la Commission d'Examen

Membres du Jury :

M. Michel Quintard
M. Jean Pierre Gourc
M. Philippe Ackerer
M. Michel Bues
M. Claude Bernhard
M. Thierry Leviandier
M. Patrice Couturier

Président
Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Codirecteur
Examineur
Examineur

RESUME

La prévision des volumes de lixiviat produits par les casiers de stockage de déchets ménagers (CSD) constitue un enjeu important dans la gestion à court terme et à long terme d'un CSD (dimensionnement, gestion du risque pour l'environnement, gestion du coût financier).

Nous nous sommes intéressés au bilan hydrique à l'échelle d'un casier de stockage de déchets ménagers pour tenter de quantifier les flux d'eau entre le casier et l'extérieur (pluviométrie, ruissellement et évaporation) et à l'intérieur des déchets.

Un casier de décharge a été instrumenté pour suivre l'évolution des termes du bilan hydrique. Cette étude a pour intérêt de présenter une approche relativement complète du cycle de l'eau et d'utiliser la technologie TDR dans les déchets. Les températures ont aussi été mesurées afin d'étudier leur impact sur les écoulements.

Cette approche expérimentale a fourni des résultats originaux concernant le comportement thermique des déchets et des gradients de température observés. L'instrumentation en place a permis une quantification de l'infiltration à travers la couverture. Malgré les difficultés de comportement de certaines sondes, plusieurs capteurs TDR ont permis un bon suivi qualitatif des variations de teneur en eau en fond de casier. Une approche, pour calculer l'évaporation des déchets en contact avec l'atmosphère, a été proposée.

Une modélisation des transferts couplés d'humidité et de chaleur au sein des centres de stockage de déchets ménagers a donc été développée. Le comportement du modèle thermique s'est révélé très satisfaisant par rapport aux mesures sur site. Le modèle couplé, quant à lui, a permis de reproduire avec fidélité les variations de stock en eau dans la couverture ainsi que la hauteur de lixiviat en fond de puits. L'analyse du modèle a montré l'influence des températures avec notamment l'apparition de barrières thermiques ralentissant le transfert de l'eau vers le fond.

Mots Clé : Centre de stockage de déchets ménagers, Instrumentation *in situ*, Modélisation, Transferts de chaleur, Transferts d'humidité, Bilan hydrique, TDR, Lixiviat

ABSTRACT

Forecasting the quantity of leachate is a major issue in short and long term management of solid waste landfill cells, for environment protection as well as for financial aspects. We tried to assess the water budget at the scale of a landfill cell in order to estimate the water fluxes inside wastes and at atmospheric interface (rainfall, runoff, evaporation or evapotranspiration when the cell is covered with earth and vegetation)

A cell was equipped for the monitoring of different terms of the water budget, in a quite comprehensive manner. Time domain reflectometry probes were used for soil and waste moisture measurement. Temperatures were also monitored in order to assess their influence on flows.

This experimental approach produced new results about thermal behaviour of solid waste and values of temperature gradients. The monitoring enabled to quantify the infiltration through the cover. In spite of some sensors ill operating, we obtained a fairly good qualitative representation of the water content variations at the bottom of the cell.

A method for estimation of evaporation from solid waste exposed to atmosphere was proposed.

Modelling of water and heat fluxes within solid waste was developed. The coupled model was able to simulate properly the water content variations of the cover, and the leachate height variations at the bottom. The interpretation of model results shows the influence of temperature, and the existence of a thermic « barrier » limiting the updown water fluxes.

Key words : Solid waste Landfill, Field experiment, modelling, Heat transfers, Moisture transfers, Water balance, TDR, Leachate

REMERCIEMENTS

Je remercie chaleureusement Michel Buès, professeur à l'Institut Polytechnique de Lorraine, pour avoir accepté la direction de cette thèse, pour le suivi de mon travail, ses conseils et ses suggestions pour améliorer la qualité et la rigueur de mes recherches.

Toute ma reconnaissance va à Claude Bernhard, codirecteur et ingénieur de l'ENGREF, qui est à l'origine de ce travail. Il a su par ses conseils, ses explications et ses critiques insuffler constamment de l'élan à cette recherche.

Je remercie également Thierry Leviandier, Directeur de la Recherche de l'Ecole Nationale Supérieure du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), pour sa disponibilité, et pour son implication tout au long de cette thèse.

J'adresse toute ma gratitude à Jean Pierre Gourc, Professeur et Directeur du Laboratoire Interdisciplinaire de Recherche Impliquant la Géologie et la Mécanique (LIRIGM), pour avoir accepté d'être rapporteur de ces travaux.

J'adresse également ma profonde reconnaissance à Philippe Ackerer, Directeur de Recherche du CNRS à l'Institut de Mécanique de Fluide de Strasbourg (IMFS), pour sa participation au jury en temps que rapporteur et pour le temps qu'il a consacré à la critique de ce manuscrit. Ses conseils en modélisation durant mes cours de DEA ainsi que durant la thèse furent précieux.

Michel Quintard, Directeur de Recherche au CNRS à l'Institut de Mécanique de Fluide de Toulouse (IMFT), m'a fait l'honneur d'accepter de présider ce jury. Je l'en remercie vivement.

Je remercie Patrice Couturier pour avoir accepté d'être membre du jury.

Je tiens à remercier Dominique Guyonnet, ingénieur de recherche au BRGM, pour son aide et la mise à disposition du modèle MOBYDEC, ainsi que sa participation au comité de suivi de la thèse.

Lise Chatelet, Arnaud Budka, Didier Esnault, Dominique Poitel, Hervé Billard, Yves Matichard, Christian Deffleur et Thierry Gisbert, ingénieurs de SITA et ses filiales, ont également, par leurs commentaires et leurs encouragements, contribué à la qualité de ces travaux. Le temps qu'ils ont accepté de me consacrer durant les comités de suivi de thèse me fut précieux. Je remercie tout particulièrement Thierry Delineau qui a très largement contribué à la collaboration avec SITA.

Je voudrais remercier toutes les personnes qui m'ont aidé durant l'instrumentation et le suivi des capteurs mis en place dans le CSD de Hochfelden, et notamment les techniciens du LEE de l'ENGEES, Eric et Yann, ainsi que les techniciens de SITAL, Laurent et Franck. Je me

permets de distinguer Olivier Peirera, ingénieur de FAIRTEC, pour son appui technique sur le site et son expérience dans l'exploitation des CSD.

J'adresse également toute ma reconnaissance au personnel technique et administratif de l'ENGEES pour leur disponibilité, leur aide et leur efficacité.

Enfin, j'adresse mes chaleureuses pensées à ma famille, à Caroline mon épouse, à Marick mon fils et à mes amis, notamment Julien, mon compagnon de thèse, pour leur soutien et leurs encouragements tout au long de ces quatre années.

Table des matières

Introduction générale	1
------------------------------------	----------

CHAPITRE A : Etude bibliographique

1. Introduction.....	3
2. Les différents termes du bilan hydrique de centres de stockage de déchets. 4	4
2.1. Pluviométrie	4
2.2. Ruissellement	4
2.2.1. Descriptif	4
2.2.2. Ordres de grandeur.....	4
2.2.3. Facteurs de variation	5
2.2.4. Méthodes de calcul	6
2.2.5. Conclusion sur le ruissellement	7
2.3. Evaporation/Evapotranspiration	8
2.3.1. Description	8
2.3.2. Ordres de grandeur.....	9
2.3.3. Méthodes de calcul de l'ETP	10
2.3.4. Le passage de l'ETP à l'ETR	10
2.4. Volumes de lixiviats	12
2.5. Biogaz	15
2.5.1. Description	15
2.5.2. Ordres de grandeur.....	16
2.5.3. Pertes en eau liées au biogaz	17
2.6. Production et consommation biochimique.....	17
3. Les propriétés des déchets	19
3.1. Caractéristiques physiques	19
3.1.1. Structuration des déchets.....	19
3.1.2. Densité.....	19
3.1.3. Porosité.....	20
3.1.4. Tassement	20
3.2. Caractéristiques hydrauliques.....	21
3.2.1. Capacité d'absorption et de relargage.....	21
3.2.2. Teneur en eau initiale	22
3.2.3. Teneur en eau maximale	24
3.2.4. Capacité au champ	24
3.2.5. Teneur en eau minimale	25
3.2.6. Perméabilité.....	26

3.2.7. Macroporosité et écoulements préférentiels	33
3.3. Caractéristiques thermiques des déchets	35
3.3.1. La production de chaleur dans les déchets	35
3.3.2. Les différents modes de transport de l'énergie thermique	36
3.3.3. Equation de la chaleur	37
3.4. Relations Biogaz/Lixiviat.....	38
4. Etude de modèles existants.....	39
4.1. Les modèles globaux	39
4.1.1. HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance)	39
4.1.2. MOBYDEC (Modèle global de Bilan Hydrique de Décharge).....	43
4.1.3. FILL (Flow Investigation for Landfill Leachate)	46
4.1.4. BHS (Bilan hydrique simplifié) à deux réservoirs.....	49
4.2. Autres modèles	49
4.3. Modèles d'infiltration à travers la couverture.....	50
4.4. Conclusion.....	51
5. Conclusion : démarche adoptée pour l'étude expérimentale sur site	53

CHAPITRE B : Etude expérimentale du site

1 Présentation du site expérimental	54
1.1 Cadre réglementaire et structure d'un casier type.....	54
1.1.1 Cadre réglementaire	54
1.1.2 Structure d'un casier type.....	55
1.2 Situation géographique et climat.....	57
1.3 Contexte géologique et hydrogéologique.....	57
1.4 Disposition des aménagements	59
2 Instrumentation.....	60
2.1 Mesures à l'intérieur de la décharge et de la couverture	60
2.1.1 Mesure de la teneur en eau dans les déchets	60
2.1.2 Mesure de la teneur en eau dans la couverture.....	63
2.1.3 Mesure de température.....	64
2.1.4 Pompage des lixiviats.....	65
2.1.5 Mesure de niveau	65
2.2 Mesures sur le site.....	65
2.2.1 Station météo	65
2.2.2 Mesure du ruissellement.....	66
2.2.3 Les lysimètres	68
2.3 Disposition de l'instrumentation	69
3 Synthèse.....	71
3.1 Réflexion sur les pas de temps utilisé	71

3.2 Conclusions de l'étude expérimentale sur site	72
--	-----------

CHAPITRE C : Résultats expérimentaux

1 Les paramètres atmosphériques	73
1.1 Pluviométrie et évapotranspiration.....	73
1.2 Evaporation : le cas des déchets en surface	74
2 Le comportement de la couverture	79
2.1 La teneur en eau de la couverture : variation de stock	79
2.2 Le ruissellement	81
3 Le comportement des déchets	84
3.1 Disposition des thermocouples et des sondes d'humidité	84
3.2 Evolution de la température des déchets.....	85
3.2.1 Profil vertical de température	85
3.2.2 Conditions limites	88
3.2.3 Synthèse des données de températures	89
3.3 Evolution de l'humidité des déchets.....	90
3.3.1 Présentation générale	90
3.3.2 Relation avec les variations de niveau de lixiviat.....	92
3.4 Le pompage des lixiviats.....	94
4 Conclusion	94

CHAPITRE D : Modélisation

1 Comparaison de HELP et Mobydec	96
1.1 Introduction	96
1.2 Formules rapides	96
1.3 Protocole de test	97
1.3.1 Données sources et caractéristiques des sites	97
1.3.2 Paramètres	98
1.4 Résultats et analyses	99
1.4.1 Données de site : St-Fraimbault	99
1.4.2 Données réelles à long terme : HELP/ Orgeval.....	101
1.4.3 Etude de sensibilité	107
1.4.4 Comparaison des méthodes de calcul du ruissellement	113
1.5 Conclusions	117
2 Modélisation des transferts de chaleur et d'humidité	119

2.1 Hypothèses et définition du modèle.....	119
2.2 Transfert de chaleur en milieu poreux.....	120
2.2.1 Définition du système modélisé et des conditions limites et initiales	120
2.2.2 Mise en équation.....	121
2.2.3 Critère de stabilité de la résolution	122
2.2.4 Module de production de chaleur	122
2.2.5 Organigramme du modèle	123
2.2.6 Étude du modèle : comparaison avec les données de site.....	124
2.3 Modélisation des transferts couplés de chaleur et d'humidité.....	129
2.3.1 Hypothèses de la modélisation	129
2.3.2 Définition du système modélisé et des conditions aux limites et initiales.....	129
2.3.3 Mise en équation et résolution numérique de l'équation de transfert de l'eau...	130
2.3.4 Description des différents modules.....	133
2.3.5 Résultats de la simulation de la teneur en eau en fond de casier	139
2.3.6 Réflexion sur les conditions de stabilité.....	140
2.3.7 Analyse de sensibilité.....	141
2.4 Comparaison avec HELP et Mobydec	146
2.4.1 Paramètres utilisés par les modèles.....	146
2.4.2 Comparaison de Mobydec et du modèle couplé.....	148
2.4.3 Comparaison de HELP et du modèle couplé.....	148
2.5 Conclusions	149
Conclusion générale.....	150
Références bibliographiques.....	154
Annexes	164

Index des figures

Figure A1 : Evolution typique de la composition du biogaz d'une décharge (Farquhar and Rovers, 1997).....	16
Figure A2 : Teneur en eau volumique moyenne des OM par catégorie en France (Modecom, 1993).....	23
Figure A3 : Relation entre la perméabilité et la profondeur de déchets (Smart, 1997).....	31
Figure A4 : Relation entre la perméabilité saturée et la densité sèche des déchets (Smart, 1997).....	32
Figure A5 : Schéma illustrant les chemins d'écoulement dans un casier (Bendz et al., 1997).....	34
Figure A6 : Système à double porosité du modèle MOBYDEC.....	45
Figure B1 : Schéma type d'un CSD.....	56
Figure B2 : Coupe géologique au niveau du casier instrumenté.....	58
Figure B3 : Situation du casier instrumenté.....	59
Figure B4 : Phasage d'exploitation du casier instrumenté.....	60
Figure B5 : Infiltration à travers la couverture.....	63
Figure B6 : Canal Venturi.....	66
Figure B7 : Photo de l'instrumentation pour la mesure de ruissellement.....	67
Figure B8 : Coupe d'un lysimètre.....	68
Figure B9 : Disposition de l'instrumentation.....	70
Figure C1 : Comparaison entre les températures des lysimètres et la température atmosphérique.....	75
Figure C2 : Système modélisant le comportement des lysimètres.....	75
Figure C3 : Comparaison entre les mesures et le modèle de prévision de lixiviat du lysimètre 1.....	76
Figure C4 : Volumes cumulés de lixiviat comparaison entre les mesures du lysimètre 1 et le modèle.....	77
Figure C5 : Comparaison entre la TDR et la gravimétrie pour la mesure de la teneur en eau dans la couverture.....	79
Figure C6 : Comparaison entre la mesure TDR et la gravimétrie sur la période test.....	80
Figure C7 : Evolution temporelle du profil de température vertical.....	86
Figure C8 : Profil de température vertical, évolution du « cœur chaud » et gradients thermiques.....	86
Figure C9 : Profil vertical, évolution des températures dans les déchets.....	87
Figure C10 : Influence de la température atmosphérique sur les variations de température dans la couverture.....	87
Figure C11 : Influence des bords latéraux du casier sur la distribution des températures.....	89
Figure C12 : Evolution temporelle du profil vertical d'humidité.....	90
Figure C13 : Sonde H1, comparaison entre les variations de températures et les variations de teneurs en eau.....	91
Figure C14 : Variations temporelles des mesures de la sonde TDR H1.....	93
Figure C15 : Variations temporelles des mesures de la sonde TDR H2.....	93
Figure D1 : Production de lixiviats : comparaison HELP/Mobydec/St-Fraimbault.....	100
Figure D2 : Production cumulée de lixiviats : comparaison HELP/ Mobydec /St-Fraimbault.....	100
Figure D3 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat, données HELP.....	120
Figure D4 : Comparaison HELP/Mobydec volume de lixiviat & ruissellement et variation de la perméabilité de la couverture.....	103
Figure D5 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat.....	104
Figure D6 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat.....	105
Figure D7 : Comparaison HELP/ Mobydec volumes de lixiviat & ruissellement en fonction de la perméabilité de la couverture.....	105
Figure D8 : Comparaison HELP/ Mobydec % de lixiviat & ruissellement en fonction de la perméabilité de la couverture.....	106
Figure D9 : Comparaison modèles/formules rapides en fonction de la perméabilité de la couverture.....	106
Figure D10 : Mobydec, sensibilité à la teneur en eau initiale.....	107
Figure D11 : Mobydec, sensibilité à la teneur en eau critique.....	108
Figure D12 : Mobydec : sensibilité à la teneur en eau maximale.....	109
Figure D13 : Mobydec, sensibilité au coefficient de ruissellement.....	109
Figure D14 : Sensibilité au temps de demi-vie.....	110
Figure D15 : Sensibilité à la constante de temps du coefficient d'infiltration.....	110
Figure D16 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau initiale.....	112
Figure D17 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau critique.....	112
Figure D18 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau maximale.....	113
Figure D19 : Calcul du ruissellement dans Mobydec.....	113

Figure D20 : Relations R_{Umax} et ruissellement dans Mobydec (perméabilité couverture fixée à $1 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).	115
Figure D21 : Relations perméabilité couverture et ruissellement dans Mobydec (R_{Umax} fixée à 22 cm).....	116
Figure D22 : Ruissellement : comparaison HELP et Mobydec.....	117
Figure D23 : Volume Elémentaire Représentatif.....	118
Figure D24 : Schéma du système modélisé.....	120
Figure D25 : Le principe des différences finies en schéma explicite.....	122
Figure D26 : Organigramme du modèle de température.....	124
Figure D27 : Comparaison entre le profil réel de thermocouples et le système modélisé.....	124
Figure D28 : Résultats du modèle thermique 1.....	126
Figure D29 : Résultats du modèle thermique 2.....	126
Figure D30 : Résultats du modèle thermique 3.....	127
Figure D31 : Simulation de l'évolution de la température maximale sur 30 ans.....	128
Figure D32 : Maillage explicite, monodimensionnel aux différences finies du modèle couplé.....	131
Figure D33 : Comparaison entre le modèle de ruissellement et les mesures expérimentales.....	135
Figure D34 : Variations d'humidités calculées et mesurées dans la couche de surface de la couverture (20 cm).....	137
Figure D35 : Variations d'humidité moyenne calculées et mesurées dans les 60 premiers centimètres de la couverture.....	137
Figure D36 : Comparaison entre les hauteurs de lixiviat en fond de puits simulées et celles mesurées sur site.....	139
Figure D37 : Comparaison entre le modèle et la mesure de la sonde TDR HI.....	140
Figure D38 : Erreur du modèle couplé au pas de temps t	141
Figure D39 : Influence des paramètres de Van Genuchten sur la conductivité hydraulique.....	142
Figure D40 : Evolution de la température moyenne des déchets en fonction du terme de production de chaleur anaérobie.....	146
Figure An1 : Méthode SCS « curve number » : organigramme.....	172
Figure An2 : Disposition des thermocouples dans les déchets.....	178
Figure An3 : Description du profil vertical (PV).....	178

Index des tableaux

Tableau A1 : Ordres de grandeur de ruissellement sur des CSD.....	4
Tableau A2 : Coefficients de ruissellement calculés pour des pluies de 5/10 ans de périodes de retour.....	6
Tableau A3 : Coefficients de ruissellement* (National Engineering Handbook, 1972).....	6
Tableau A4 : Ordre de grandeur de l'ETR sur couverture de CSD.....	9
Tableau A5 : Ordre de grandeur de l'ETR des déchets non couverts.....	9
Tableau A6 : Ordres de grandeur de volume de lixiviat sur sites.....	12
Tableau A7 : Données de percolations provenant d'études expérimentales et de sites (Department of the Environment, 1991) - $30 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1} = 25 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$	14
Tableau A8 : Ordres de grandeur de production de biogaz par les déchets.....	16
Tableau A9 : Temps de demi-vie de production de biogaz.....	16
Tableau A10 : Relations entre la teneur en eau d'un air saturé en humidité à 1 atm et sa température.....	17
Tableau A11 : Ordres de grandeur de porosité des déchets.....	20
Tableau A12 : Ordres de grandeur de la capacité d'absorption des déchets.....	22
Tableau A13 : Ordres de grandeur de la teneur en eau initiale in situ des déchets.....	23
Tableau A14 : Ordres de grandeur de la capacité au champ des déchets.....	24
Tableau A15 : Valeurs de capacité au champ mesurées en laboratoire (Zornberg et al., 1999).....	25
Tableau A16 : Valeurs de capacité au champ mesurées en laboratoire (Beaven and Powrie, 1995).....	25
Tableau A17 : Ordres de grandeur de perméabilité à saturation des déchets.....	27
Tableau A18 : Valeurs de paramètres pour les équations de perméabilité.....	29
Tableau A19 : Calage de la courbe de perméabilité des déchets (Lanini, 1998).....	30
Tableau A20 : Relation entre la perméabilité et la pression de confinement (Beaven and Powrie, 1995).....	32
Tableau A21 : Données nécessaires au modèle HELP.....	41
Tableau A22 : Données nécessaires au modèle MOBYDEC.....	44
Tableau A23 : Données nécessaires au modèle FILL.....	47
Tableau A24 : Analyse synthétique des différents modèles.....	52

Tableau B1 : Caractéristique du casier instrumenté	59
Tableau B2 : Caractéristiques des lysimètres	68
Tableau B3 : Tableau récapitulatif de l'instrumentation	69
Tableau C1 : Récapitulatif de la pluviométrie et de l'évapotranspiration mensuelles durant la période de mesure	73
Tableau C2 : Volumes totaux de lixiviat modélisés et mesurés du 21/08/2000 au 30/08/2000	77
Tableau C3 : Analyse des résultats des simulations du comportement des lysimètres.....	78
Tableau C4 : Comparaison de la technique TDR avec la gravimétrie dans la couverture	80
Tableau C5 : Récapitulatif des événements ruisselants sur le casier instrumenté de Hochfelden.....	82
Tableau C6 : Géométrie du casier et position des thermocouples dans les déchets.....	84
Tableau C7 : Position des sondes dans les déchets.....	84
Tableau C8 : Analyse des mesures d'humidités des sondes H1 et H2	92
Tableau D1 : Paramètres utilisés par les formules rapides	96
Tableau D2 : Descriptif des données météorologiques utilisées pour les modélisations.	97
Tableau D3 : Caractéristiques des sites.....	98
Tableau D4 : Simulation St-Fraimbault.....	99
Tableau D5 : Paramètres des simulations HELP/ Orgeval	101
Tableau D6 : Production de lixiviats - Comparaisons des modèles et des formules	103
Tableau D7 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat, données Orgeval.....	104
Tableau D8 : Valeurs des paramètres $T_{1/2}$ et Alpha d'après calage.....	111
Tableau D9 : Caractéristiques des sols utilisés pour le calcul du ruissellement.....	114
Tableau D10 : Caractéristiques des couches.....	125
Tableau D11 : Analyse du modèle de température, comparaison avec les mesures.....	127
Tableau D12 : Description du maillage du modèle appliqué au casier instrumenté	133
Tableau D13 : Comparaison entre le modèle de ruissellement et les mesures expérimentales.....	135
Tableau D14 : Paramètres du cas type utilisés pour l'étude de sensibilité à long terme.....	142
Tableau D15 : Caractéristiques du cas type utilisé pour l'étude de sensibilité à long terme.....	143
Tableau D16 : Résultats des analyses de simulations en considérant $Dt = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$	144
Tableau D17 : Résultats des analyses de simulations en considérant $Dt = 1 \cdot 10^{-50} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$	145
Tableau D18 : Analyse du coefficient de diffusion de masse non isotherme des déchets.....	145
Tableau D19 : Comparaison des paramètres utilisés par le modèle couplé, HELP, et Mobydec	146
Tableau An1 : Ordres de grandeur de CN* (source : National Engineering Handbook 1972).	169
Tableau An2 : Constantes utilisées dans l'équation A35.....	171

Liste des abréviations

- f.é.m : Force électromotrice
BHS : Bilan hydrique simplifié
CET : Centre d'Enfouissement Technique
CN : Curve Number
CSD : Centre de Stockage de Déchets
DIB : Déchet Industriel Banal
FILL : Flow Investigation for Landfill Leachate
HELP : Hydrological Evaluation of Landfill Performance
ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
MOBYDEC : Modèle global de Bilan Hydrique de Décharge
OM : Ordures Ménagères
SWIM : Soil Water Infiltration and Movement
TDR : Time Domain Reflectometry
VER : Volume Élémentaire Représentatif
- alpha : Pourcentage d'eau s'infiltrant directement à travers les déchets dans MOBYDEC (%)
e : Energie interne ($J \cdot m^{-3}$)
e_a : Pression de vapeur saturante (kPa)
e_d : Pression de vapeur au point de rosée (kPa)
c : Capacité calorifique massique ($J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$)
g : Gravité ($m \cdot s^{-2}$)
h : Succion (m)
h_s : Succion d'entrée d'air (m)
n : Coefficient de Van Genuchten
q : Flux de chaleur ($W \cdot m^{-2}$)
r_a : Résistance aérodynamique ($s \cdot m^{-1}$)
r_s : Résistance de surface de la culture de référence ($s \cdot m^{-1}$)
t : Temps (s)
A : Eau apportée par les déchets (m)
Ceau : Consommation d'eau par fermentation anaérobie de la MO (m)
Cr : Coefficient de ruissellement
D : Coefficient de diffusion massique isotherme de l'eau ($m^2 \cdot s^{-1}$)
Dt : Coefficient de diffusion massique non isotherme de l'eau ($m^2 \cdot s^{-1} \cdot K^{-1}$)
E : Evaporation (m)
ET : Flux d'eau massique ($kg \cdot m^{-2}$)
ETR : Evapotranspiration réelle (m)
ETP : Evapotranspiration potentielle (m)
F : Fuites en fond de casier (m)
G : Flux de chaleur entre l'atmosphère et le sol ($MJ \cdot m^{-2}$)
I : Apport par infiltration sur le site (m)
K : Perméabilité ($m \cdot s^{-1}$)
Kh : Perméabilité horizontale ($m \cdot s^{-1}$)
Ki : Perméabilité intrinsèque (m^2).
Ks : Perméabilité à saturation ($m \cdot s^{-1}$)

K_v : Perméabilité verticale ($m \cdot s^{-1}$)
 K_w : Constante diélectrique de l'eau (sans unités)
 L : Chaleur latente de vaporisation de l'eau ($MJ \cdot kg^{-1}$),
 LAI : Leaf Area Index
 Li : Lixiviats drainés (m)
 P : Précipitation (m)
 P_{atm} : Pression atmosphérique (mbar)
 P_e : Précipitation efficace (m)
 P_{eau} : Production d'eau par fermentation aérobie de la MO (m)
 R_{ext} : Ruissellement vers l'extérieur (m)
 R_{int} : Ruissellement vers le site (m)
 R_n : Rayonnement net ($MJ \cdot m^{-2}$)
 RU : Réserve Utile (mm)
 RU_{max} : Réserve Utile Maximale (mm)
 $T_{0,5}$: Temps de demie-vie dans MOBYDEC (jours)
 α : Coefficient de Van Genuchten
 β : Rapport entre le temps de parcours de l'onde dans un échantillon sec et dans l'air
 γ : Constante psychrométrique ($kPa \cdot ^\circ C^{-1}$)
 δ : Diffusivité thermique ($m^2 \cdot s^{-1}$)
 θ : Teneur en eau (v/v)
 θ_i : Teneur en eau initiale (v/v)
 θ_{max} : Teneur en eau maximale (v/v)
 θ_r : Teneur en eau résiduelle (v/v)
 θ_s : Teneur en eau à saturation (v/v)
 θ_c ou θ_{crit} : Teneur en eau critique (v/v)
 λ : Conductivité thermique ($W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$)
 μ : Viscosité dynamique de l'eau ($kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$)
 ρ : Masse volumique ($kg \cdot m^{-3}$)
 τ : Temps de parcours de l'onde électromagnétique dans l'air (s)
 Δ : Pente de la courbe de pression saturante ($kPa \cdot ^\circ C^{-1}$)
 ΔS : Variation de stock (m)

Introduction générale

Introduction générale

Malgré l'évolution des mentalités et la progression du recyclage, la production de déchets ne cesse de progresser en raison du développement de nos sociétés. Actuellement, la quantité de déchets ménagers et assimilés (déchets industriels banals, déchets des collectivités et ordures ménagères) collectés en France est de 141 millions de tonnes par an.

Parmi les filières existantes (l'incinération, le compostage et le recyclage), le stockage en Centre de Stockage de Déchets (CSD) représente 50 % du traitement des déchets, avec plus de 500 sites (recevant plus de 3 000 tonnes par an) en activité. Toutefois le contexte est en pleine évolution, après 2002 les installations ne pourront accepter que des déchets ultimes (déchet résultant d'un traitement, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux) et il ressort de l'analyse des plans d'élimination des déchets que la part du stockage dans le mode de traitement des déchets est vouée à se réduire : 20 % après 2002 et 10 % dans 15 ans.

L'échéance de 2002 a fortement marqué les esprits même si peu d'objectifs chiffrés ont été fixés en matière de revalorisation. Toutefois, le stockage apparaît comme un mode de traitement à part entière dont la fonction, pour « ultime » qu'elle soit, demeure essentielle. Les CSD devraient s'inscrire à l'avenir comme les ultimes maillons indispensables à toute filière de traitement.

Le stockage en CSD est devenu une technologie très sophistiquée : sous l'impulsion des réglementations destinées à protéger l'environnement, et les techniques de gestion ont beaucoup progressé. Les exploitants de centres de stockages de déchets de classe 2 ont notamment l'obligation d'assurer le suivi pour une période de 30 années suivant l'arrêt de l'exploitation. Ainsi, un effort de recherche important est en cours pour étudier l'évolution du comportement des déchets stockés.

La gestion des rejets est un élément essentiel dans ce suivi, les lixiviats et le biogaz issus de la biodégradation des déchets sont une source de pollution pour les nappes phréatiques et l'atmosphère. Si la valorisation du méthane constitue potentiellement un pouvoir énergétique de 410 000 Tonnes Equivalent Pétrole, le traitement des lixiviats est coûteux (autour de 250 F le m³) et représente environ 50 % des garanties financières constituées au cours de la phase d'exploitation.

A l'heure actuelle, on manque encore de données sur les mécanismes de production et de transferts des lixiviats et du biogaz dans les casiers de stockage. Pour tenter de répondre aux interrogations scientifiques et techniques soulevées par le comportement des déchets stockés, un certain nombre d'études ont été menées ou sont en cours, avec la collaboration de l'ADEME, des exploitants et des chercheurs.

L'approche scientifique s'appuie sur la démarche suivante :

- création d'observatoires de site et de bases de données ;
- détermination et amélioration de l'instrumentation à mettre en place pour acquérir ces données ;
- identification des paramètres et des processus gouvernant le comportement des déchets ;
- modélisation.

Malgré ce besoin de calculer les volumes de lixiviats produits, les modèles existants à ce jour présentent des limites et sont critiqués dans la littérature. Peu d'entre eux tiennent compte des températures qui semblent pourtant avoir un impact considérable sur les flux d'eau dans un casier de CSD ménagers. Afin d'étudier le comportement hydraulique et thermique d'un casier de stockage de déchets ménagers, une recherche a été menée en collaboration avec l'ADEME, l'ENGEES, l'ENSG, la Région Alsace, l'entreprise SITAL et le groupe SITA, afin de développer une modélisation tenant compte des températures.

Notre démarche scientifique s'appuie sur une approche expérimentale à l'échelle d'un site et sur une modélisation conceptuelle et numérique des principaux mécanismes de transferts de l'eau vers et dans les déchets.

Le chapitre A est une revue bibliographique dans laquelle les termes du bilan hydrique, les propriétés physiques, hydrauliques et thermiques des déchets sont étudiés. Ensuite les principaux modèles existants sont décrits. Il s'agit à la fois de préciser le contexte scientifique de l'étude, de mettre en évidence les différents processus et d'identifier les propriétés des déchets et des autres matériaux qui jouent un rôle majeur dans le comportement des casiers de stockage.

Dans le chapitre B, après avoir présenté le contexte juridique, l'étude expérimentale menée à l'échelle réelle sur le site de Hochfelden est décrite. Les données de sites, l'instrumentation en surface et dans les déchets et la couverture sont détaillées.

Le chapitre C est consacré à la présentation des mesures expérimentales concernant l'évolution des paramètres atmosphériques (pluviométrie, évapotranspiration potentielle), du comportement de la couverture (ruissellement, variations des teneurs en eau et des températures) et du comportement des déchets (variations des teneurs en eau et des températures, variations de la hauteur de lixiviat en fond de puits et des volumes de lixiviats pompés). Ces données sont interprétées pour mettre en évidence les processus prépondérants qui seront modélisés dans le chapitre suivant.

Le modèle thermique et le modèle couplé humidité/température sont présentés dans le chapitre D. Les résultats des simulations numériques sont comparés avec les données expérimentales afin de discuter de leur pertinence. Des analyses de sensibilités du modèle couplé sont exploitées pour étudier son comportement à long terme.

Pour conclure ce mémoire, une synthèse des résultats acquis est proposée et les perspectives de poursuite de ce travail sont dégagées.

CHAPITRE A

Etude bibliographique

Etude bibliographique

1. Introduction

Les casiers de décharges nécessitent une approche pluridisciplinaire. Ils contiennent trois phases en interaction : liquide, solide et gazeuse. En général, la phase solide est prise en charge par les géotechniciens, la phase fluide par les hydrologues.

La recherche rencontre des difficultés en raison des différentes terminologies utilisées et du nombre important d'approches possibles pour modéliser le comportement des décharges.

Le but de cette étude bibliographique est de faire le point sur les travaux concernant le comportement d'un Centre de Stockage de Déchets (CSD) de déchets ménagers et assimilés afin d'en obtenir une meilleure compréhension et de mieux cibler ce que cette étude pourrait apporter. Les observations permettront notamment de choisir plus judicieusement les paramètres utilisés dans les modèles hydriques existants.

La première approche quantitative des lixiviats générés par un casier de décharge consiste à vérifier le bilan hydrique pour un pas de temps donné.

Bilan hydrique : Volume Entrant - Volume Sortant - Variation de stock = 0

$$\text{Bilan hydrique : } (P + A + R_{\text{int}} + I + P_{\text{eau}}) - (E + R_{\text{ext}} + F + Li + C_{\text{eau}}) - \Delta S = 0 \quad \mathbf{eA1}$$

avec :

P : Précipitation (m) ;

A : Eau apportée par les déchets (m) ;

R_{int} : Ruissellement vers le site (m) ;

I : Apport par infiltration sur le site (m) ;

P_{eau} : Production d'eau par fermentation aérobie de la MO (m) ;

E : Evaporation (m) ;

R_{ext} : Ruissellement vers l'extérieur (m) ;

F : Fuites en fond de casier (m) ;

Li : Lixiviats drainés (m) ;

C_{eau} : Consommation d'eau par fermentation anaérobie de la MO (m) ;

ΔS : Variation de stock (m).

Si cette équation du bilan hydrique paraît simple et cohérente, le problème réside dans l'incertitude associée à la détermination des valeurs prises par chacun des paramètres.

La première partie de cette étude bibliographique fait le point sur l'état des connaissances concernant ces différents termes (importance dans le bilan, ordre de grandeur, ordre de variation, méthodes de calcul). La seconde partie présente les paramètres permettant une approche hydrodynamique du casier. Cette méthode permet une vision plus dynamique du système mais elle est plus complexe à mettre en place et nécessite une réflexion rigoureuse sur les pas de temps.

2. Les différents termes du bilan hydrique

2.1. Pluviométrie

Avec la teneur en eau initiale des déchets, la pluviométrie constitue le principal apport dans le bilan hydrique. Elle peut générer sur une année des infiltrations de 35 à 80 % de la précipitation sur sol sans végétation (Ehrig, 1983). La connaissance du régime des précipitations est un élément crucial car les pluies ont une forte influence sur les débits de lixiviats. Il faut garder en tête qu'une incertitude de 5 à 10 % est souvent retenue sur la précision des données (CEMAGREF, 1994).

2.2. Ruissellement

2.2.1. Descriptif

Ce terme est conditionné, en première analyse, par l'intensité de la pluie, qui doit être supérieure à la capacité d'infiltration du sol et par la pente et la rugosité de la surface du terrain qui modulent l'écoulement latéral de la pluie non infiltrée.

La prise en compte de ce terme est importante pour le système de couverture du casier dont la surface doit limiter l'infiltration de l'eau de pluie. Un ruissellement important est généralement recherché dans la limite d'apparition des problèmes d'érosion, ainsi que pour la prévention des arrivées d'eau de surface extérieures au CSD.

2.2.2. Ordres de grandeur

Un certain nombre d'études scientifiques apportent des informations concernant les ordres de grandeurs de ruissellements sur des couvertures de CSD (tableau A1).

Tableau A1 : Ordres de grandeur de ruissellement sur des CSD

Références	Méthode	Valeur*	Commentaires	Couverture
Nolting <i>et al.</i> (1995) Utilisation de bilans hydriques pour le suivi de site	calculé (méthode rationnelle) durée du suivi : 12 mois	19-44 %	Valdemingomez (Espagne) Pluie : 307,5 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		24-35 %	Nuene (Pays-Bas) Pluie : 823,4 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		25-30 %	Summerston (U.K.) Pluie : 997,84 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		35-40 %	Karlsruhe (Allemagne) Pluie : 748 mm·an ⁻¹	Pas d'information
Guyonnet <i>et al.</i> (1996) Mesure et interprétation de volumes de lixiviat	mesuré	48 %	Localisation : Bourgogne	50 cm terre végétale $6 \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ + 50cm argile sableuse + 20cm argile $5 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, pente 5 %
		24 %	Localisation : Bourgogne	50 cm argile sableuse $3 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, pente 5 %
Yuen (1999) : Bioréacteur et recirculation	mesuré	8 %	Australie : Pluie : 417 mm, ETP : 1000 mm, ETR : 354 mm,	50 cm argile compacté + 20 cm sable + 30 cm sol.

			Ruissellement : 33 mm, percolation : 3-4 %	
Department of the Environment (1991) Etat de l'art sur les bilans hydriques et leurs applications pour les CSD en Angleterre	calculé (méthode SCS)	4,5-10 %	Dass <i>et al.</i> (77). Pluie : 726 mm·an ⁻¹	Pas d'info
	mesuré	4,3-11 % (moyenne 7,5 %)	Etude sur lysimètres (9 m×18 m), pente 3 %	couverture : 150-300 mm de sol sablo-limoneux.
	mesuré	3,9 – 14,5 %	Etude Marchington (U.K.) Test sur 5 cellules, Pluie : 730 mm·an ⁻¹ .	couverture 1 m argile influence négligeable de la pente
	mesuré	8 %	Cellules 74 m ² , pluie : 800 mm, évaporation 635 mm.	1,2 m d'argile à 5·10 ⁻⁹ m·s ⁻¹ + 15 cm de sol

Note : les valeurs en m·s⁻¹ représentent une perméabilité

* : les valeurs de ruissellement sont données en % de la pluie brute

2.2.3. Facteurs de variation

Le régime de ruissellement est lié à la capacité du sol à absorber l'eau fournie en surface. Ce régime appelé "infiltrabilité" dépend des facteurs suivants :

- le temps écoulé depuis le début de la pluie : le ruissellement peut être faible au début, puis augmente et tend vers une valeur limite caractéristique du sol ;
- l'intensité et la distribution de la pluie (Department of the Environment, 1991 : étude Calvert). Le coefficient de ruissellement varie de 0,5 à 0,9 pour des pluies supérieures à 1 mm·h⁻¹ (avec une couverture argileuse d'une perméabilité de 3·10⁻¹⁰ m·s⁻¹, une végétation recouvrant 20 % de la surface, et sans déficit d'humidité). De 0,2 à 0,6 pour des pluies supérieures à 1 mm·h⁻¹ (avec une couverture argileuse d'une perméabilité de 3·10⁻¹⁰ m·s⁻¹, 100 % de végétation et un déficit d'humidité). La pluie moyenne annuelle sur le site est de 648 mm.
Ainsi, plus l'intensité de la pluie augmente, plus le ruissellement augmente ;
- l'état du sol en surface : lorsque la surface du sol est très poreuse et possède une structure "ouverte", l'infiltrabilité initiale est plus élevée que celle d'un sol uniforme, mais l'infiltrabilité finale reste inchangée car elle est limitée par la conductivité plus faible de la zone de transmission. Au cours de l'épisode pluvieux, des effets de barrière hydraulique peuvent apparaître avec l'apparition de croûte superficielle qui favorise le ruissellement. La végétation, si elle est présente, intercepte les gouttes de pluies et réduit leur impact ;
- l'état d'humidification du sol : plus le sol est humide à l'origine, moins son infiltrabilité est élevée (à cause des gradients de succion plus faibles) et plus le régime final est atteint tôt ;
- la nature de la couverture : plus elle est argileuse, plus sa perméabilité est faible. Toutefois, lorsque le climat est très sec, la structure des argiles est modifiée par l'apparition de fentes de retrait. Ces fentes peuvent modifier le comportement hydraulique en favorisant l'infiltration par des chemins préférentiels, ce qui réduit le ruissellement ;
- la pente : le coefficient de ruissellement augmente avec la pente. Les valeurs suivantes sont données pour un sol argileux (Fenn *et al.*, 1975) :
Faible (≤ 2 %) : 0,13-0,17 ;
Moyenne (2-7 %) : 0,18-0,22 ;
Forte (≥ 7 %) : 0,25-0,35.

Ce coefficient est en réalité très variable selon l'état d'humidité du sol et l'intensité de la pluie, Dans le tableau A2, Blakey (1990) a regroupé des coefficients de ruissellement provenant de 3 sources différentes.

Tableau A2: Coefficients de ruissellement calculés pour des pluies de 5/10 ans de périodes de retour

Type de sol	Pente		
	< 2 %	2-10 %	> 10 %
Sol nu (argile)	0,60	0,66-0,70	0,70-0,82
Pâturage (argile ou terre limoneuse)	0,25-0,35	0,30-0,45	0,35-0,52
Sol cultivé imperméable (argile)	0,40-0,50	0,55-0,60	0,60-0,70
Sol cultivé perméable (sol sableux)	0,10-0,25	0,16-0,30	0,22-0,40

2.2.4. Méthodes de calcul

2.2.4.1. Méthode rationnelle

Cette formule très simple permet d'estimer le ruissellement de la manière suivante :

$$Q = Cr Pe S \quad \text{eA2}$$

avec :

Q : Volume de ruissellement (m³) ;

Pe : Pluie efficace (pluie – évapotranspiration réelle) (m) ;

S : Surface (m²) ;

Cr: coefficient de ruissellement ($0 \leq Cr \leq 1$).

Le tableau suivant présente quelques ordres de grandeur de ce coefficient.

Tableau A3 : Coefficients de ruissellement* (National Engineering Handbook, 1972)

	Hydrologic Soil Group			
	A	B	C	D
CULTURE, avec rotations				
Culture en rang, mauvaise gestion	0,55	0,65	0,70	0,75
Culture en rang, bonne gestion	0,50	0,55	0,65	0,70
Céréales, mauvaise gestion	0,35	0,40	0,45	0,50
Céréales, bonne gestion	0,20	0,22	0,25	0,30
Prairie	0,30	0,35	0,40	0,45
PATURAGE, permanent, enherbement moyen	0,10	0,20	0,25	0,30
BOIS, permanent, non enherbé	0,06	0,13	0,16	0,20
Environnement urbain				
30 % de la surface imperméable	0,30	0,40	0,45	0,50
70 % de la surface imperméable	0,50	0,60	0,70	0,80

* Pour des teneurs en eau moyenne dans un bassin versant.

avec :

- A - Gravier et sable bien drainés, haute perméabilité.
- B – Sol de texture fine à grossière moyen/bon drainage, perméabilité moyenne.
- C – Sol de texture fine, bien drainé, perméabilité faible.
- D – Mauvais drainage, sol de type argileux, très faible perméabilité.

2.2.4.2. Méthode rationnelle modifiée

Nolting *et al.* (1995) présentent une modification de la méthode précédente :

$$Q = Cr (P-b) S$$

eA 3

avec :

- Q : Ruissellement (m³) ;
- P : Précipitation efficace (m) ;
- S : Surface (m²) ;
- b : seuil de ruissellement ;
- Cr : Coefficient de ruissellement fonction de la pente.

La précipitation efficace (P – b) est déterminée en utilisant différents seuils (b) de précipitation. Le terme b intègre l'évapotranspiration réelle et le stockage d'eau en surface. Dans la méthode rationnelle le coefficient de ruissellement intègre la pente et le stockage de l'eau en surface. Du point de vue scientifique, cette méthode est plus satisfaisante que la méthode rationnelle classique car elle est plus réaliste. Toutefois la détermination de ce seuil de ruissellement est très délicate car il dépend du type de sol, de son état de surface et de son humidité.

2.2.4.3. Méthode SCS Curve Number

Cette méthode très répandue aux USA est utilisée dans le modèle HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance) pour modéliser le ruissellement. Elle tient compte de la texture du sol, de la pente, de la végétation de l'humidité du sol. Elle a été développée dans le cadre de fortes pluies pour de petits bassins versants. La formule est développée en Annexe 2. La méthode SCS pour le calcul de ruissellement a été conçue pour étudier des événements pluvieux ponctuels à l'échelle de bassin versant, son application continue à l'échelle d'un casier n'a été que peu validée.

2.2.5. Conclusion sur le ruissellement

En conclusion, le ruissellement est un terme important du bilan hydrique. Il est très variable selon la situation, selon les sites (entre 4 et 50 % de la pluviométrie) et délicat à mesurer précisément. Son estimation engendre une forte incertitude dans le bilan. La qualité de la couverture et notamment la présence d'un système de drainage permet de réduire les infiltrations (Guyonnet *et al.*, 1996).

Aucune des trois formules proposées n'est entièrement satisfaisante, la méthode rationnelle est la plus simple pour calculer le ruissellement. Mais l'utilisation d'un coefficient de

ruissellement unique pour toute l'année rend cette méthode peu fiable. En effet, le ruissellement est fonction de l'état de surface, de l'humidité qui varie tout le long de l'année. En toute rigueur, il faudrait pour chaque type de sol, des coefficients de ruissellement qui tiennent compte de tous ces paramètres.

La méthode SCS est la plus complète car elle tient compte de tous ces paramètres et est largement utilisée aux USA pour les raisons suivantes :

- les données nécessaires sont généralement disponibles,
- elle intègre la texture du sol ainsi que son utilisation.

Toutefois, elle a été développée pour estimer le ruissellement dans des bassins versants et non pour de petites parcelles, et ce changement d'échelle est difficilement justifiable.

2.3. Evaporation/Evapotranspiration

2.3.1. Description

On appelle évapotranspiration le phénomène combiné de perte d'eau par transpiration et par évaporation directe de l'eau du sol et des surfaces d'eau libre. Il correspond au phénomène physique du passage de l'eau de l'état liquide à l'état gazeux dans les conditions naturelles. Il dépend donc de la disponibilité de l'eau au niveau d'une culture et il nécessite une importante quantité d'énergie puisqu'il faut fournir $2,46 \cdot 10^3$ Joules pour faire passer 1 kg d'eau de l'état liquide à l'état vapeur à la pression atmosphérique. Dans le cadre des CSD non recouverts par une couverture végétale, la contribution de la transpiration des plantes à l'évapotranspiration est négligeable.

L'évapotranspiration comme les précipitations s'évalue en hauteur d'eau équivalente (rappelons que 1 mm d'eau correspond à 1 l par m^2 soit $10 m^3$ par ha) sur une période donnée. On distingue plusieurs termes :

- L'évapotranspiration potentielle (ETP) dont la notion a été introduite par Thornthwaite et Holzman (1942). Selon eux, *l'évapotranspiration potentielle correspond à la perte en eau par évaporation directe de l'eau par transpiration du couvert végétal dense bien développé, en pleine croissance et surtout bien alimenté en eau*. On sait maintenant que seul le terme d'évapotranspiration potentielle a un sens physique et que la définition donnée pour l'ETP correspond en fait à l'évapotranspiration maximale de référence pour un couvert végétal donné. Elle ne dépend que des apports énergétiques : l'énergie solaire reçue, le déséquilibre hydrique entre l'atmosphère et la surface du sol, l'intensité des échanges entre l'air et la surface (fonction de la vitesse du vent).
- L'évapotranspiration réelle (ETR) correspond à la quantité d'eau réellement évapotranspirée dans les conditions naturelles. Elle dépend des conditions climatiques, de la disponibilité de l'eau à la surface et du type de végétation. Il n'est pas rare qu'elle atteigne plus de 70 % de la pluviométrie annuelle. C'est un terme difficile à mesurer et le bilan hydrique y est très sensible.

2.3.2. Ordres de grandeur

Un certain nombre d'études scientifiques apportent des informations concernant les ordres de grandeurs de l'ETR sur des couvertures de CSD (tableau A4).

Tableau A4 : Ordre de grandeur de l'ETR sur couverture de CSD

Références	Méthode	Valeur ETR	Commentaires	Couverture
Nolting <i>et al.</i> , 1995 Utilisation de bilans hydriques pour le suivi de site	calculé méthode de Spillman durée du suivi : 12 mois	71 % de la pluie brute	Valdemingomez (Espagne) Pluie : 307,5 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		44 % de la pluie brute	Nuenen (Pays-Bas) Pluie : 823,4 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		32-50 % de la pluie brute	Summerston (U.K.) Pluie : 997,84 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		52-56 % de la pluie brute	Karlsruhe (Allemagne) Pluie : 748 mm·an ⁻¹	Pas d'information
		43 % de la pluie brute	Kalbach (Allemagne) Pluie : 750 mm·an ⁻¹	Pas d'information
Yuen, 1999	Penman	15,4 % ETP 20 % pluie brute	Sur l'année l'ETR est > à la pluviométrie	50 cm argile compacté + 20 cm sable + 30 cm sol.
Guyonnet, 1996	ETP Penman ETR calculé	74 % ETP 36 % pluie brute	Durée 6 mois, site en Bourgogne	50 cm terre végétale 6·10 ⁻⁸ m·s ⁻¹ + 50cm argile sableuse + 20 argile 5·10 ⁻¹⁰ m·s ⁻¹
		74 % ETP 36 % pluie brute	Durée 6 mois, site en Bourgogne	50 cm argile sableuse 3·10 ⁻⁷ m·s ⁻¹

Note : les valeurs en m·s⁻¹ représentent une perméabilité

Dans le cas de l'ETR des déchets non couverts les données sont moins nombreuses :

Tableau A5 : Ordre de grandeur de l'ETR des déchets non couverts.

Références	Méthode	Valeur ETR	Commentaires	Couverture
ANRED, 1986 d'après travaux de Zimmer	?	41% ETP	?	?
Guyonnet <i>et al.</i> 1996	ETP Penman ETR calculé	43 % ETP	Durée 8 mois	Déchets nus

L'ETR dépend directement du climat : plus celui ci est chaud plus l'évapotranspiration est importante et plus le volume de lixiviat généré par les casiers est faible. L'ETR est importante car elle représente de 20 à plus de 70 % de la pluviométrie. Pour les déchets, l'ETR représente un peu plus de 40 % de l'ETP. Cette conclusion est toutefois à prendre avec précautions car elle s'appuie sur peu de résultats.

2.3.3. Méthodes de calcul de l'ETP

Les principaux modèles d'estimation de l'évapotranspiration reposent sur les premiers principes de la thermodynamique. Ils se différencient généralement par le choix des paramètres nécessaires aux calculs.

Le premier principe de la thermodynamique se base sur la conservation de l'énergie et s'énonce, pour un couvert végétal dans le système sol/couvert/atmosphère, ainsi :

$$R_n + M + S + LE + H + G = 0 \quad \text{eA4}$$

où :

R_n est le rayonnement net ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$) ;

M le gain d'énergie stockée du fait des réactions biochimiques ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$) ;

S la quantité de chaleur accumulée par le système (variation de température) ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$) ;

L la chaleur latente de vaporisation de l'eau ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$) ;

E le flux d'eau massique ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$) ;

H le flux de chaleur sensible ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$) ;

G le flux de chaleur entre le système et le sol ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$).

R_n est le terme principal de l'équation, de par sa valeur numériquement importante. M représente l'énergie stockée ou éliminée (processus de photosynthèse et de respiration). M représente moins de 5 % de R_n . De ce fait, il est généralement négligé. Il en est de même pour S qui représente la quantité d'énergie stockée, notamment dans les feuilles. L'analyse montre qu'au regard du R_n , S peut être négligée sauf dans des cas particuliers (pas de temps fin, feuilles épaisses de types cactées,...). Le flux de chaleur latente (LE) représente la quantité de chaleur perdue par évaporation (ou évapotranspiration) ou gagnée par condensation. C'est le facteur du bilan d'énergie qui permet le calcul de la transpiration. Le flux de chaleur sensible, H représente la quantité de chaleur perdue ou gagnée, par le système. Il est lié au gradient de température entre la surface considéré et l'air environnant (d'où l'intérêt de mesurer la température du sol). G est lié aux flux de chaleur avec le sol et, suivant la densité du couvert il peut représenter de 2 à 30 % du R_n . G est négatif le jour (perte de chaleur du système vers le sol), positif la nuit, et du même ordre de grandeur.

Le modèle, le plus rigoureux, est sans doute celui établi par Penman (1948). Il est présenté dans l'Annexe 1. Il existe d'autres formules :

Turc (Turc, 1961) basée sur la connaissance de la température et de la durée d'ensoleillement à un pas de temps décadaire ;

Thornthwaite (Thornthwaite et Holzman, 1942) basée sur la connaissance de la température et de la durée d'ensoleillement à un pas de temps mensuel.

2.3.4. Le passage de l'ETP à l'ETR

2.3.4.1. La méthode de Thornthwaite et Matter, (1955) :

Cette méthode agronomique prend en compte la pluviométrie journalière et l'évaporation potentielle (ETP), et considère que l'évaporation réelle (ETR) est égale à l'ETP corrigée (ETP_C). L' ETP_C se déduit de l'ETP par l'intermédiaire d'un coefficient tenant compte des pratiques culturales (K_c).

$$ETP_C = ETP K_C$$

eA5

avec :

ETP_C : Evapotranspiration potentielle corrigée (mm) ;

ETP : Evapotranspiration potentielle (mm).

La couche superficielle exposée à l'évaporation est supposée comporter une réserve utile d'eau (RU en mm, équivalente à la réserve facilement utilisable notée RFU) dont le remplissage peut varier de 0 à 100 % de la RU_{max} (réserve utile maximale du sol en mm). Tout apport net d'eau à RU_{max} se traduit par une infiltration sous la couche de surface.

La méthode de Thornthwaite et Matter peut se résumer ainsi :

La RU est augmentée de $P - ETP$ tant que RU n'atteint pas ses bornes : 0 ou RU_{max} . L'excédent éventuel est infiltré. L'ETR est modulée selon l'état de la RU et est presque égale soit à l'ETP, soit à 0 mm.

2.3.4.2. Méthode appliquée au CSD

Pour les casiers de CSD il existe deux cas extrêmes : soit le casier est couvert, alors l'évapotranspiration se fait au niveau de la couverture, soit il est en exploitation et l'évapotranspiration a lieu au niveau des déchets (il y a évidemment des situations intermédiaires limitées dans le temps).

Dans le premier cas, il convient d'utiliser une méthode de type Thornthwaite et Matter, où l'ETP est corrigée par un coefficient cultural dépendant de la végétation (soit la couverture est nue, soit elle est engazonnée).

Le second cas est plus complexe, même si la transpiration est nulle (il n'y a pas de végétation). En effet, l'évaporation des déchets est un paramètre mal connu. On considère toujours que l'évapotranspiration réelle est une fraction de l'évapotranspiration potentielle. Le problème est qu'il existe peu de données relatives au facteur correctif à appliquer. Dans l'étude CEE (1985), Baptiste et Carré (1991) concluent que l'évapotranspiration potentielle de Penman surestime l'évapotranspiration réelle du milieu, mais ils retiennent la valeur d'ETP pour le bilan hydrique lorsque le stock d'eau des déchets est supérieur à la réserve utile, celle-ci étant de l'ordre de 50 mm. L'étude ANRED (1986) fournit une estimation du facteur correctif en utilisant la formule de Penman et des mesures *in situ* de l'ETR sur des sites de classe 1 en France (sites acceptants les déchets industriels spéciaux et les déchets hospitaliers). Les résultats révèlent une relative constance du rapport entre l'ETP et l'ETR pendant toute la période d'octobre à juin, celui-ci est de 0,406 avec un écart type de 0,005.

Comme la température des déchets de surface est supérieure à celle d'un sol (en raison de la fermentation aérobie Cf. chapitre 3.3), Bendz et Bengtsson (1999) estiment que ce flux de chaleur peut entraîner une augmentation de 10 % de l'ETR.

Pour résumer, l'évapotranspiration de déchets non couverts est inférieure à l'ETP. Des valeurs comprises d'ETRmax entre 0,4 et 0,7 fois l'ETP pourront être retenues en première approximation. Ce coefficient dépend des propriétés des couches de déchets de surface (types de déchets, teneur en eau et conductivité hydraulique des premiers décimètres de déchets, propriétés de réflexion de la lumière). Retenons que plus cette couche de surface sera aérée ou desséchée, plus la réduction de l'ETP sera forte. Plus l'épaisseur des déchets sera importante, plus l'effet de l'évapotranspiration sur la production de lixiviats sera limité.

2.4. Volumes de lixiviats

Le tableau A6 présente les ordres de grandeurs de volumes de lixiviat générés dans des CSD.

Tableau A6 : Ordres de grandeur de volume de lixiviat sur sites.

Références	Source	Valeur	Commentaires/ Couverture
Agence de l'Eau, 1997	Enquête sur 24 sites français de différents âges suivi mensuel pendant un an.	118 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ écart type : 98 m ³ ·ha ⁻¹ ·mois ⁻¹	Ensemble des 24 sites. (67 % sans membrane étanche)
		177 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ écart type : 122 m ³ ·ha ⁻¹ ·mois ⁻¹	Sites avec fond étanche
SITA-EIA.REF-CREED, 1998	Enquête sur 36 sites (français et américains) sur les volumes de lixiviat collectés de 1991 à 1996.	21,4 % pluviométrie annuelle écart type : 13,2 % pluv. annu. mini. : 0,1 % et max : 63,4 % soit 107 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (pour P _{an} = 600 mm)	Sites de moins de 3 ans (peu de couverture finale)
		8,9 % pluviométrie annuelle écart type : 8 % pluv. annu. mini. : 0,01 % et max : 32 % soit 44 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (pour P _{an} = 600 mm)	Sites de plus de 3ans avec moins de 40 % de couverture finale
		6,3 % pluviométrie annuelle écart type : 4 % pluv. annu. mini. : 0,2 % et max : 15,2 % soit 31 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (pour P _{an} = 600 mm)	Sites de plus de 3ans avec plus de 40 % de couverture finale.
		Les données de l'étude EIA ne distinguent pas les sites ayant un fond étanche et une couverture avec géomembrane des autres sites. Les valeurs pour les sites anciens sont souvent incertaines, en l'absence d'étanchéité efficace en fond de site.	
Ehrig <i>et al.</i> , 1983	Données sur 21 sites allemands (moins de 15 ans) en 3 ans. Pluviométrie des sites : 500-730 mm·an ⁻¹	15 – 50 % de la pluviométrie 76 à 183 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Moyenne pour les sites couverts et enherbés
Yuen, 1999	2 Casiers près de Melbourne Pluie 874 mm·an ⁻¹ ETP : 1227 mm·an ⁻¹ , surface 1.4 ha, 12.5 m de déchets,	58 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	sans recirculation. 50 cm argile compacté + 20 cm sable + 30 cm sol.
		97 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	avec recirculation. 50 cm argile compacté + 20 cm sable + 30 cm sol.
SITA R&D program	5 casiers suivis en France durant 2-3 ans	1 an après couverture 12 % pluie soit 60 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (600 mm pluie)	Site de Saint-Fraimbault 1m argile + 30 cm sol
Etude pour les Agences de l'Eau (Guyonnet <i>et al.</i> , 1996)	Site de Torcy – 4 cellules de 0,6 ha, 4 m de déchets, pente moyenne de couverture 1: 20 Durée 190 – 270 jours	156 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,16	50 cm terre végétale 6·10 ⁻⁸ m·s ⁻¹ + 50 cm argile sableuse + 20cm argile 5·10 ⁻¹⁰ m·s ⁻¹
		391 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,4	50 cm argile sableuse 3·10 ⁻⁷ m·s ⁻¹
		267 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,46	géomembrane non soudée
	Site de Chatuzange-le-Goubet 2 casiers de 0,5 et 1,5 ha, 17 m de déchets	347 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,52	Déchets nus
		184 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,29	Déchets nus
		171 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ lixiviat/pluie = 0,24	Déchets nus

Etude Montreuil sur Barse Baudoin <i>et al.</i> , 1997	Test sur cellule 2500 m ² , 6m de déchets. 4 000 m ³ pluie du 09/02/94 au 29/03/96	25 % de la pluie, 2 phases : avant oct 95 : 30 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (0-50 m³·ha⁻¹·mois⁻¹) après 170 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (100 – 500 m³·ha⁻¹·mois⁻¹)	60 cm d'argile
Nilsson <i>et al.</i> , 1995	Cellules tests en Suisse 35×35 m, 2 à 9 m de déchets, 650-700 mm de pluie	2 – 3 % de la pluie annuelle durant les 3 premières années après couverture, 10 % pour les années 4 et 5 : 54-58 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	0,5 m d'argile + 0,3 m de sol
Hjelmar, 1989	2 sites à Copenhague – 2 ha – 15 m de déchets. Pluie 620-700 mm. Fond géomembrane	400 mm·an ⁻¹ exploitation 56 à 89 mm·an ⁻¹ 2 à 5 après couverture 47 à 75 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	0,5 m d'argile + 0,3 m de drainage + 0,7 m de sol
	2 sites à Copenhague – 0,2 et 0,8 ha – 18 m de déchets. Pluie 620-700 mm·an ⁻¹ . Fond géomembrane	190 mm·an ⁻¹ après couverture 158 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	1 m de sol (sans argile) pente 1 : 5
Hjelmar <i>et al.</i> , 1995	Espagne	7 mm·an ⁻¹ durant 2 ans (Pluie = 400 mm·an ⁻¹) près de Madrid. 5,8 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Pas d'information
	Italie	82 mm·an ⁻¹ site près de Pavia. 68,3 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Pas d'information
	Grèce	40-60 mm·an ⁻¹ (P = 387 mm·an ⁻¹ , ER = 60-100 mma·n ⁻¹) site situé près d'Athènes. 33,3 – 50 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Pas d'information
Liberti <i>et al.</i> , 1997	Bari (Italie) – 5 ans de suivi durant la mise en place des déchets. Géomembrane + argile – 40 m de déchets	0,3 m ³ ·m ⁻² ·an ⁻¹ 250 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Pas d'information
Department of the Environment, 1991	Rose cottage farm landfill (U.K.)	1986 : 66 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (10 % pluviométrie), 1987 : 38 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (7 %), 1988 : 40 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (7 %), 1989 : 19,2 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (4 %), 1990 : 19,2 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ (5 %)	5,3 ha, 150 000m ³ , 10 m de profondeur, exploitation du 11/82 au 5/86, couverture (en 86): 50 cm de craie, sans végétation, pluie : 631 mm·an ⁻¹
Nilsson and Åkesson, 1995	Tests sur 6 cellules de 4 000 à 5 000 tonnes de déchets, fond en géomembrane	2-3 % de la pluviométrie les 3 premières années et 10 % les 4 ^e et 5 ^e années (550 mm·an ⁻¹) : 9,6-14,5 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ et 48,3 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ les 4 ^e et 5 ^e années	couverture 50 cm argile + 30 cm de sol, volume 8000 m ³ , 2-9 m de hauteur
Ham and Booker, 1997	8 cellules de 200 (1,2 m épaisseur) et 400 m ³ (2,4 m épaisseur) de volume 8 années de mesure Wisconsin (USA)	6,9-22,1% de lixiviat : 45,4-145,5 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ , 70-89 % ER, 3,2-12,4 % ruissellement	15 cm de sol de perméabilité moyenne. Pluie 790 mm·an ⁻¹
Rovers and Farquhar, 1972	Cellule test, 10 m de déchets à 340 kg·m ⁻³	14-25 % de la pluviométrie	2 m de sable silteux
Urbini <i>et al.</i> , 1999	12 cellules (18,35 ha) exploitation de 1983 à 1994	20 % en début d'exploitation (avec un pic à 40 %) puis 10 % de la pluie brute : soit 41,6 m³·ha⁻¹·mois⁻¹ à 187,5 m³·ha⁻¹·mois⁻¹	Argile + terre végétalisée (géomembrane en fond de casier)
Collivignarelli <i>et al.</i> , 1999	1 cellule 4,6 ha et 45 m profondeur	De 11 % à 42 % de la pluie brute durant l'exploitation puis 25 % après fermeture et 5 % 4 ans après fermeture	De bas en haut : gravier + argile + drainage + sol végétalisé (total 2,2 m)

Tableau A7 : Données de percolations provenant d'études expérimentales et de sites (Department of the Environment, 1991) - $30 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1} = 25 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mois}^{-1}$.

Site	Description de la couverture	Percolation $\text{m}\cdot\text{an}^{-1}$ & % pluie annuelle	Pluie $\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$	Commentaires
Marchington	1 m d'argile compacté (Keuper Marl)	43-86 + <u>5,9 % - 11,8 %</u>	730	5 cellules 5x5 m, fond étanche
Milton	0,6 m argile compacté 0,9 m de sol ; pente 1:5	<20 (drainé) <u>3,6 %</u> >84 (non drainé) <u>15 %</u>	561	2 zones de 0,25 et 0,3 ha
Pitsea	0,3 m argileux; pente 1:10 0,6 m argileux; pas de pente	6-36 / 1,1 % - <u>4,5 %</u> 0-0,3 / 0 % - <u>0,05 %</u>	550	Cylindres de 2 m diamètre
Bryn Posteg	0,2/0,5 m craie, 0,5 m argile, 0,75 m de sol; pas de drainage; pente 1:12 - 1:15	11-66+ <u>0,92 % - 5,5 %</u>	1200	cellules 3x2,1 m géomembrane PEHD
Stangate	1-4 m limoneux/argileux, pas de sol, herbe; pente 1:20	100-170 <u>8,33 % - 14,2 %</u>	750	Cellules 5x2 m
Waterford	1 m sol argileux; 1 m sol ; drainage	43-121		
Hong-Kong	0,5 m granite altéré ; 1:20 0,5 m granite altéré ; pente>1:4	42-142 / 1,7 % - <u>5,7 %</u> 0,5-3,4 / <u>0,02 % - 0,136 %</u>	2500	3 cellules de 10 m ²
Georgswerder (Allemagne)	0,5 m argile; 0,3 m drainage ; 0,75 m sol	1-2 (1:5) / <u>0,25 %</u> 5-7 (1:25) / <u>0,75 %</u>	800	6 cellules (500 m ²) fond étanche
Omega Hills (USA)	1,2 m argile ; 0,15-0,46 m sol 0,6 m argile ; 0,6 m sable ; 0,6 m argile	50 (1:3) / <u>6,25 %</u> 32 (1:3) / <u>4 %</u>	800	
Wijster (Hollande)	0,2 m sable/bentonite; 1 m sol 0,1 m sable/bentonite; 1 m sol	0 (1:3,3) 94 (1:3,3)		2 cellules 1800 m ²
Danemark 1A, 1C	1 m sol ; sans drains	200 (1:5) / <u>29,4 %</u>	620-740	4 sites
Danemark 2A, 2B	0,5 m argile ; 0,3 m drainage ; 0,7 m sol	56-89 (1:20) <u>8,23 % - 13,1 %</u>		

D'après les données présentées dans le tableau A7, l'infiltration représente en moyenne 6,15 % de la pluviométrie ($44,2 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mois}^{-1}$) mais elle varie entre 0 et 29,4 % ($211,43 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mois}^{-1}$). Cette grande variabilité s'explique par la diversité des couvertures mises en place, et par les différences de climat. En étudiant le tableau plus précisément, on arrive aux conclusions suivantes :

les couvertures simples génèrent plus d'infiltration (Marchington, Stangate, Omega Hills, Danemark 1A/AC) ;

la présence d'un système de drainage en couverture divise l'infiltration par un coefficient variant entre 1,5 et 4 ;

l'augmentation de l'épaisseur de la couverture permet de réduire l'infiltration (Pitsea) ;

l'infiltration peut être fortement réduite (voire stoppée) en utilisant une quantité suffisante de bentonite (Wijster).

Les données présentées montrent la grande variabilité dans la production de lixiviats. Pour un site typique avec une couverture semi-perméable (argile + sol), la production de lixiviats en climat tempéré, varie entre 50 et $150 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mois}^{-1}$.

Plusieurs paramètres présentant une influence sur les volumes de lixiviats produits sont mis en évidence :

l'épaisseur des déchets : dans l'étude de Guyonnet *et al.* (1996), on observe une nette différence entre la production du casier sans couverture de Torcy ($347 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$) et les sites sans couverture de Chatuzange-le-Goubet (184 et $171 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$). Dans le premier casier les déchets ont une épaisseur de 4 m. Par contre dans les deux autres elle est de 17 m. Cette différence met en évidence l'effet tampon des déchets sur la production de lixiviats ;
le type de couverture : les études de Hjelm (1989) et Guyonnet *et al.* (1996) montrent le rôle primordial de la couverture à la surface des déchets. L'épaisseur de la couverture et la présence d'un système drainant permettent de réduire la production de lixiviat ;
l'exploitation : les études SITA (1998) et du Department of the Environment (1991) montrent que la production de lixiviat d'un casier dépend de son exploitation.

Ce phénomène s'explique en partie à cause de la phase avant la mise en place de la couverture durant laquelle les entrées d'eau sont importantes. Après la pose de la couverture, ces entrées sont réduites et la production de lixiviats diminue.

Les coefficients utilisés dans le modèle de génération de lixiviats LCA (SITA, Creed, EIA, 1998) tiennent compte de cette tendance :

déchets de 0 à 1,5 ans : 20 % de la pluviométrie ;

déchets de 1,5 à 5 ans : 6,6 % de la pluviométrie ;

déchets de 5 à 10 ans : 6,5 % de la pluviométrie ;

déchets de 10 ans ou plus : 0,2 % de la pluviométrie pour les couvertures équipés de géomembrane (résultat obtenu pour un seul site).

2.5. Biogaz

2.5.1. Description

Les déchets contenant de la matière organique produisent du biogaz lors de leur fermentation, 4 phases peuvent être identifiées (fig. A1).

Phase I aérobie (hydrolyse) : la phase débute par la consommation de l'oxygène présent dans les déchets au moment de leur mise en place, il y a production de CO_2 (O_2 : 20 % \rightarrow 0 %, N_2 : 80 % \rightarrow 75 %, CO_2 : 0 % \rightarrow 25 %). La matière organique est convertie en CO_2 , en eau, en énergie et en produits dérivés de cette dégradation.

Phase II anaérobie (acidogénèse) : l'oxygène a disparu, on observe un pic de CO_2 , du H_2 commence à apparaître, et on note une consommation importante de N_2 (CO_2 : 25 % \rightarrow 75 %, N_2 : 75 % \rightarrow 10 %, H_2 : 0 % \rightarrow 15 %).

Phase III anaérobie méthanogène instable (acétogénèse) : du CH_4 apparaît, le H_2 et N_2 sont entièrement consommés, le CO_2 se réduit et se stabilise vers 45 % (CH_4 : 0 % \rightarrow 55 %, CO_2 : 75 % \rightarrow 45 %).

Phase IV anaérobie méthanogène stable (méthanogénèse) : la production de CO_2 et de CH_4 est stabilisée (50 à 70 % de CH_4 et 30 à 50 % de CO_2). Toutefois, cela n'exclut pas des variations dues à une modification des conditions du milieu. Les phases 1, 2 et 3 peuvent durer de 180 à 500 jours (Farquhar and Rovers, 97).

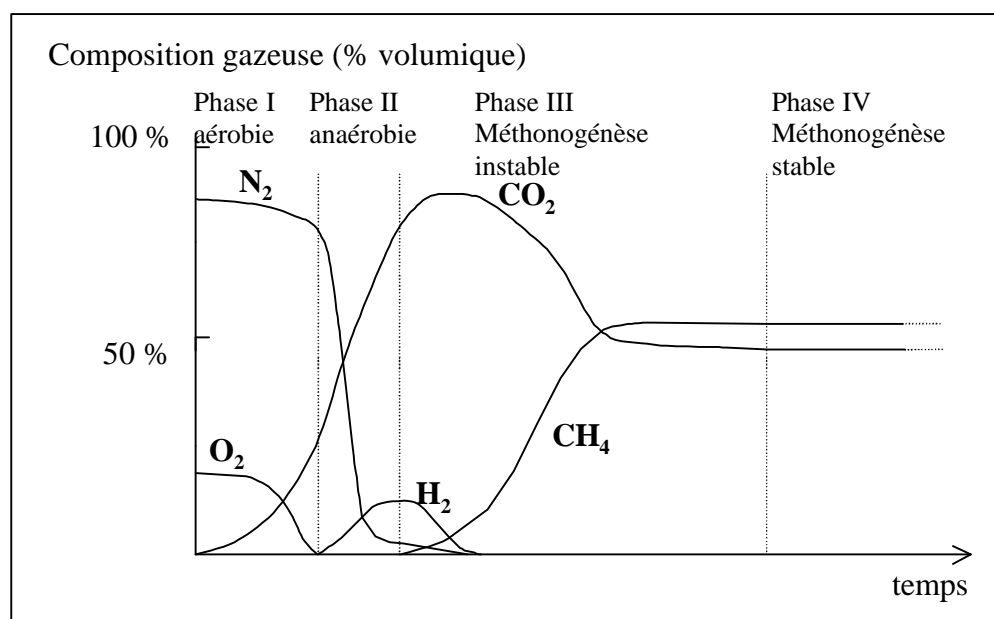


Figure A1 : Evolution typique de la composition du biogaz d'une décharge (Farquhar and Rovers, 1997).

2.5.2. Ordres de grandeur

Il existe un certain nombre d'études donnant une estimation de la production de biogaz à court et à moyen terme (tableau A8). Des données à long terme (pour un temps supérieur à 10 ans) sont peu nombreuses.

Tableau A8 : Ordres de grandeur de production de biogaz par les déchets.

Références	Source	Valeur
Campbell <i>et al.</i> , 1995	Expériences sur 6 casiers de 15 000 tonnes (40 m×25 m×20 m)	Année 1 : 1,9 à 5,8 m ³ ·t ⁻¹ ·an ⁻¹ Année 5 : 4,4 à 9,7 m ³ ·t ⁻¹ ·an ⁻¹ Total sur 5 ans : 18-25 m ³ ·t ⁻¹ ·an ⁻¹ dont 50 % de CH ₄
Yuen, 1999	Suivi de 2 alvéoles (36 m×23 m×5 m) 1000 tonnes d'OM + boues (12 %)	17 m ³ ·t ⁻¹ ·an ⁻¹ avec recirculation 8 m ³ ·t ⁻¹ ·an ⁻¹ sans recirculation

Le temps de demi-vie ($T_{1/2}$) du biogaz représente le moment à partir duquel 50 % du biogaz potentiel d'un casier a été produit. Plusieurs valeurs sont disponibles dans la littérature (tableau A9).

Tableau A9 : Temps de demi-vie de production de biogaz

Ehrig (1991)	Mesures en laboratoire	Temps de demi-vie ($T_{1/2}$) : 4-7,5 ans Temps de demi-vie pour une décharge « humide » : 2-5 ans
Augenstein and Pacey (1991)	Modélisation	5-10 ans dans un casier « typique » 10-25 ans dans un casier sec

D'après Campbell *et al.* (1995), le volume théorique total de gaz produit par une tonne de déchets fermentescibles est de 370 m³ et, en pratique, 200 m³·t⁻¹ de CH₄ sont générés.

Une analyse critique des caractéristiques des déchets et des processus qui gouvernent la production de biogaz dans les décharges montre que les taux de production sont directement proportionnels aux teneurs en eau lorsque celles ci sont comprises entre 20 % et la saturation (Christensen and Kjeldsen, 1989). En dessous de 20 % d'humidité volumique, il n'y a pas suffisamment d'eau pour que les bactéries produisant du biogaz soient actives.

2.5.3. Pertes en eau liées au biogaz

Le biogaz, produit par un casier, est saturé en eau d'après le rapport Department of the Environment (1991). Sa teneur en eau est de 0,001 à 0,004 % (v/v), ce qui représente 10 à 40 litres d'eau pour 1000 m³ de gaz. Cette teneur en eau dépend de la température (tableau A10).

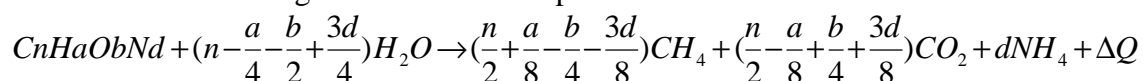
Tableau A10 : Relations entre la teneur en eau d'un air saturé en humidité à 1 atm et sa température.

Température °C	Teneur en eau Litres/1000 m ³ de vapeur
0	4,8
10	9,4
20	17,3
30	30,4
39	48,7
50	98
60	158
70	247

Pour quelques sites, la température du biogaz à sa sortie dépasse 50 °C. En général, elle varie entre 30 et 40 °C. Si on considère un volume de biogaz produit de 20 m³·t⁻¹·an⁻¹ à une température de 40 °C, cela représenterait 0,97 litre·t⁻¹·an⁻¹ (en supposant que le biogaz et l'air saturé contiennent la même quantité d'eau). On peut donc considérer que ce terme est négligeable dans le bilan hydrique en climat tempéré.

2.6. Production et consommation biochimique

Les réactions de biodégradation anaérobie peuvent être résumées avec la formule suivante :



eA 6

avec :

ΔQ : Production de chaleur, 40 kJ à 255 kJ par mole de méthane formé (El-Fadel *et al.*, 1996).

Ehrig (1983) a mené l'étude suivante. En considérant une composition moyenne de déchets (25 % eau, 16 % papier, 10 % verre, 4 % matériaux synthétiques, 5 % métaux, 21 % matière organique, 19 % divers inorganiques), on obtient les consommations d'eau suivantes : $6-8 \text{ l} \cdot (\text{m}^3 \text{ déchets})^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ la première année et $0,6-0,8 \text{ l} \cdot (\text{m}^3 \text{ déchets})^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ au bout de 5 ans (avec une densité de 0,7 à 0,9), ce qui représente 1,5 à 2 % de la pluviométrie annuelle (en considérant une pluviométrie de $750 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$).

Il y a production d'eau durant la phase de dégradation aérobie mais celle-ci n'est que de courte durée (quelques jours).

Ainsi, dans les climats tempérés, la consommation et la production d'eau sont considérées comme étant négligeables devant les autres termes du bilan hydrique (pluie, évaporation, ruissellement, ...). Si le climat est de type désertique, cette hypothèse n'est plus valable.

3. Les propriétés des déchets

Une décharge de classe 2 peut être considérée comme un système bio-physico-chimique complexe. Une décharge est un milieu poreux partiellement saturé par un liquide en fond, dont les propriétés changent avec le temps, notamment en fonction de la dégradation biologique.

Les réactions biologiques qui ont lieu dans les déchets sont exothermiques et donnent lieu à la fois à des transferts de chaleur et de fluides. La répartition de l'humidité dans les déchets varie, or elle a une grande influence sur les réactions biologiques. Ainsi, il est possible que certaines zones de la décharge soient réactives, alors que d'autres soient biologiquement inertes selon la distribution de l'humidité.

Si la plupart des processus intervenant dans les décharges sont bien décrits d'un point de vue théorique, l'utilisation de modèles, même très simples, est limitée par la multitude et l'hétérogénéité des paramètres qui décrivent les déchets.

3.1. Caractéristiques physiques

3.1.1. Structuration des déchets

Le domaine constitué par les déchets d'un casier est hétérogène et anisotrope dans les plans horizontaux et verticaux. En raison des méthodes de dépôt et de compactage par couches, une forte stratification horizontale peut être observée. On peut considérer pour simplifier que l'anisotropie horizontale est négligeable devant l'anisotropie verticale. Ainsi, la variabilité spatiale d'une décharge peut être décrite en 1 dimension selon une échelle verticale (z).

En plus de la variabilité spatiale, la géométrie interne d'un casier a aussi une variabilité temporelle, due aux processus de dégradation. La structure des déchets jeunes est grossière, mais au cours de la dégradation il y a tassement, la porosité diminue et la densité augmente. On observe une diminution de la perméabilité en fond de décharge (Bleiker *et al.*, 1995).

3.1.2. Densité

D'un point de vue géotechnique, un des paramètres les plus importants qui affecte le comportement physique des déchets est la densité. Celle-ci varie en fonction de nombreux comportements comme la consolidation, la conductivité hydraulique et donc la génération de lixiviat et le taux de décomposition.

Les déchets ménagers ont une densité assez faible, souvent légèrement inférieure à 1 en France (voisine de 1 pour les petites alvéoles et une bonne technique de compactage). Elle dépend du type de déchets en place et de la qualité du compactage. Dans la littérature, elle varie entre 0,5 et 1.

Zornberg *et al.* (1999), grâce à des mesures durant un forage, trouvent des valeurs de 1 à 8 m et 1,5 à 50 m de profondeur.

Oweis and Khera (1990) trouvent des valeurs moyennes de masses volumiques comprises entre 486 et 1100 kg·m⁻³ pour des déchets à forts pourcentages de gravats.

3.1.3. Porosité

La porosité se définit comme le rapport du volume des vides au volume apparent du milieu poreux. On distingue :

- la porosité totale qui tient compte des cavités occluses au sein du solide (pores fermés) :

$$n_t = 1 - \frac{\text{masse volumique apparente de l'échantillon}}{\text{masse volumique du matériau constitutif}} \quad \text{eA7}$$

- la porosité accessible ou espace poreux connecté à travers lequel s'effectue l'écoulement des masses fluides :

$$n = \frac{\text{volume des pores accessible}}{\text{volume de l'échantillon}} \quad \text{eA8}$$

Tableau A11 : Ordres de grandeur de porosité des déchets.

Source	Porosité	Remarques
Yuen, 1999	50 – 60 %	
Lanini <i>et al.</i> , 1997	30 %	Mesure sur déchets jeunes en place
Zeiss, 1997	52 % (+/- 5 %)	Essais sur 12 cellules de 1 m ³

Cette porosité dépend de la contrainte effective subie par les déchets et donc de la profondeur. La porosité des déchets domestiques peut passer de 30 % à moins de 2 % sous l'action d'une contrainte effective de 600 kPa (soit 67 m de déchets à une densité moyenne de 1) (Beaven and Powrie, 1995).

Zornberg *et al.*(1999) ont proposé une formule donnant une relation entre la porosité et la profondeur (d'après des tests de compression en laboratoire) :

$$n = 66,9 - 0,271 \cdot d \quad \text{eA9}$$

avec :

- n : porosité (%) ;
- d : profondeur (m).

D'après cette formule, la porosité en surface est de 66,9 % et 61,5 % vers 20 m de profondeur. Ces porosités sont proches de celles trouvées par Yuen (1999) et Zeiss (1997) mais très supérieures aux 30 % mesurés par Lanini *et al.* (1997).

3.1.4. Tassement

Le tassement dans les déchets se décompose en 3 phases :

- la compression initiale : elle correspond au tassement qui a lieu instantanément quand une charge extérieure est appliquée. Comme elle intervient immédiatement elle n'est pas

détectée et est omise dans le suivi du tassement. Elle est associée à une compression immédiate des espaces vides et est analogue à la compression élastique des sols ;

- le tassement primaire (quelques mois) : il correspond à la compaction liée au départ de l'eau et du gaz des espaces vides. Ce tassement dépend de la charge appliquée et il est communément décrit par la théorie de Terzaghi développée pour la mécanique des sols. D'après Ling *et al.* (1998), son ordre de grandeur est de $0,006 \text{ m}\cdot\text{mois}^{-1}$ pendant 6 ans ;
- le tassement secondaire : il ne dépend pas de la charge et est responsable de la plus grande partie du tassement total. La décomposition biologique, les actions physico-chimiques et la compression mécanique secondaire en sont les causes. Cette phase peut durer des dizaines d'années.

Lors du tassement, un casier de déchets ménagers perdra 10 à 25 % de sa hauteur totale sur plusieurs décennies, l'essentiel se faisant durant les 5 premières années (voire la première année). Ham and Bookter (1997) ont effectué des tests sur 6 cellules de 1,2 m de hauteur, le tassement varie entre 4 % et 17,3 % (moyenne 9,9 %).

Le coefficient de consolidation caractérise la vitesse de consolidation du sol. Baldi *et al.* (1991) trouvent une valeur de $1,8\cdot 10^{-3} \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

3.2. Caractéristiques hydrauliques

Si l'on peut obtenir une bonne estimation de la quantité d'eau infiltrée à travers la couverture, on ne peut pas pour autant en déduire directement la quantité de lixiviat générée par le casier. En effet le comportement hydraulique des déchets contrôle la génération de lixiviat en fond de casier. Une partie de l'eau infiltrée sera absorbée par les déchets. Celle-ci dépend de leur capacité d'absorption qui dépend elle-même de leur teneur en eau initiale et maximale. L'autre partie s'écoule par les macropores présents entre les déchets. A un instant t donné, les lixiviats générés proviennent des macropores et de l'eau relarguée par les déchets, cette dernière dépendant de leur capacité au champ (teneur en eau au-delà de laquelle le déchet relargue de l'eau). Lorsque l'on s'intéresse à la production de lixiviat, on distingue deux approches :

- la "boîte noire" : on considère que le volume de lixiviat généré dépend essentiellement de la capacité d'absorption et de relargage des déchets ;
- le déchet "milieu poreux" : on considère que les déchets constituent un milieu poreux insaturé caractérisé par une perméabilité et des teneurs en eau (initiale, maximale, capacité au champ) propres. Les mouvements de l'eau sont alors essentiellement gouvernés par la gravité et les gradients de succion. D'autres phénomènes, comme les gradients thermiques, peuvent aussi être pris en compte. Cette démarche est analogue à celle utilisée pour les sols. Toutefois, si les déchets peuvent être assimilés à un milieu poreux, leur nature et leur volume élémentaire représentatif (VER) sont difficiles à caractériser.

Tous ces termes sont présentés et discutés dans le chapitre suivant.

3.2.1. Capacité d'absorption et de relargage

La capacité d'absorption d'un déchet est définie par la quantité d'eau qu'il peut absorber avant d'en relarguer (capacité au champ du déchet moins sa teneur en eau initiale).

Elle dépend de :

- la teneur en eau initiale ;
- la teneur en eau maximale. Quand elle est atteinte, tout l'espace poreux est saturé en eau ;
- la teneur en eau minimale : c'est la teneur en eau en dessous de laquelle les forces de gravité deviennent négligeables devant les forces de capillarité. C'est une limite que le milieu poreux ne peut pas dépasser dans des conditions naturelles ;
- la capacité au champ : la teneur en eau au-delà de laquelle le milieu poreux considéré relarguera de l'eau si sa teneur en eau augmente ;
- la densité et de l'âge des déchets.

Le tableau A12 présente quelques ordres de grandeur de la capacité d'absorption des déchets ménagers :

Tableau A12: Ordres de grandeur de la capacité d'absorption des déchets.

Source	Capacité d'absorption	Remarques
El-Fadel <i>et al.</i> , 1997	20-380 l·m ⁻³	
Cossu <i>et al.</i> , 1997	6 % v/v	Calculée d'après modélisation
Departement of the Environment, 1991	50-350 l·m ⁻³	elle peut être séparée en phase, primaire ~100 l·t ⁻¹ et secondaire ~150 l·t ⁻¹
	10/20 % v/v pour des déchets à 0,7-0,8·t·m ⁻³ et 2-3 % pour une masse volumique supérieure à 1 t·m ⁻³ , 10 à 30 % v/v en générale	

La capacité d'absorption est une variable dynamique. A court terme (moins de 4 ans), de fortes capacités d'absorption peuvent être observées de l'ordre de 100 à 200 l·m⁻³ (SITA, 1999). A long terme, les effets de la biodégradation et de la compaction entraîneront probablement un relargage de cette eau sous forme de lixiviat. Si l'on considère une capacité d'absorption de 150 l·t⁻¹ sur une surface de 1 ha et 20 m d'épaisseur de déchets, cela représentera 30 000 m³ de lixiviat. Avec une pluviométrie annuelle de 700 mm et 60 % d'ETR, il faudrait plus de 7 ans pour atteindre la capacité au champ. En réalité, l'hétérogénéité des déchets est telle que des zones atteignent leur capacité au champ beaucoup plus rapidement. En outre, une partie de l'eau infiltrée à travers la couverture du casier génère directement du lixiviat par l'intermédiaire des macropores.

3.2.2. Teneur en eau initiale

Du fait de l'extrême hétérogénéité et diversité des déchets, leur teneur en eau volumique initiale est mal connue. Les valeurs moyennes admises varient autour de 0,2 (Oweis *et al.*, 1990). En utilisant l'historique des déchets (qui précise pour chaque mois la quantité de chaque type de déchet apporté) du casier auquel on s'intéresse, on peut calculer l'eau apportée par chaque catégorie de déchets et la teneur en eau moyenne. La teneur en eau initiale dépend beaucoup de la composition du déchet, les DIB et les OM ne présentent pas les mêmes

valeurs. Sur la figure A2, les teneurs en eau volumique sont calculées à partir des résultats de l'enquête ADEME 1993. Les mesures ont été effectuées au niveau de la collecte.

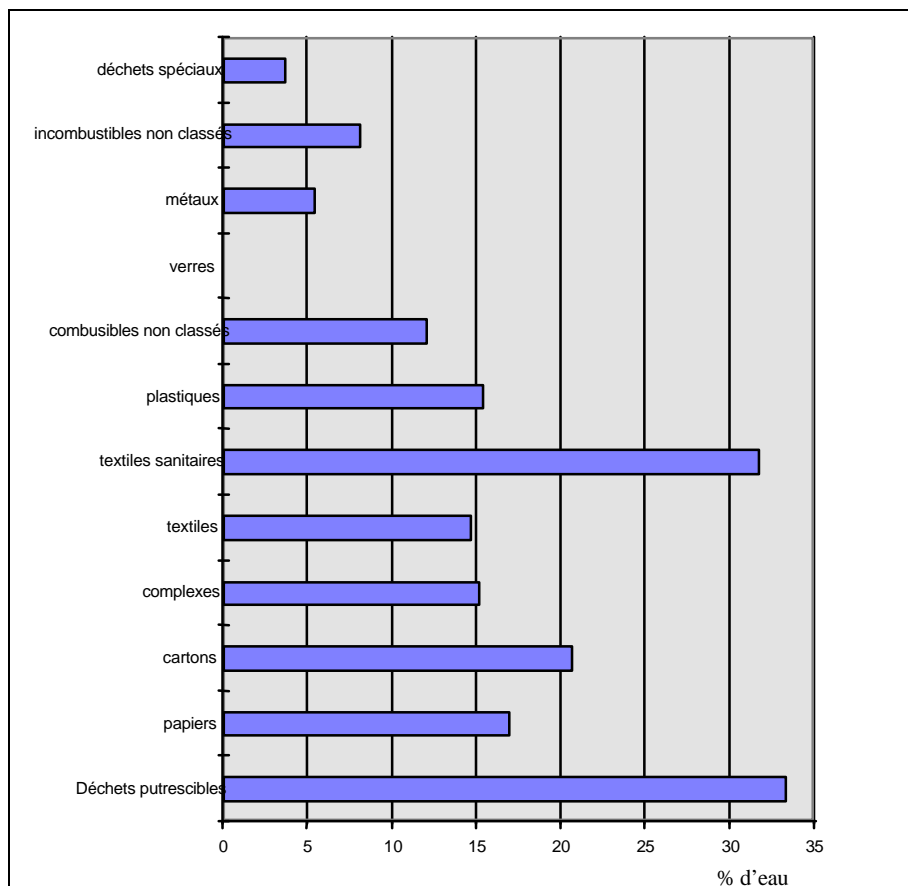


Figure A2: Teneur en eau volumique moyenne des OM par catégorie en France (Modecom, 1993)

Tableau A13 : Ordres de grandeur de la teneur en eau initiale *in situ* des déchets.

Source	Teneur en eau	Unité	Remarques
Yuen, 1999	Entre 11 et 53 % moyenne 27 % 1-4 m : 30 % 4-8 m : 20 % 8-10 m : 32 % 10-12 m : 42 %	Volumique	Mesures gravimétriques sur 7 forages à 12 m de profondeur - 42 % des échantillons ont une teneur en eau comprise entre 15 et 25 %, 27 % entre 25 et 35 % - Les mesures ont été faites 2 ans après la mise en place de la couverture
McCreanor, 1998	20-35 %	Volumique	Mesures faites à la mise en place
Lanini <i>et al.</i> , 1997	32-43 % - 39,5 % en moyenne - 65 % au fond	Massique	1 t·m ⁻³
Rosqvist <i>et al.</i> , 1997	17 %	Volumique	Mesure gravimétrique sur volume de 0,2 m ³

Zornberg <i>et al.</i> , 1999	30 – 150 % de la surface vers le fond	Massique	Mesures sur 80 échantillons
-------------------------------	---------------------------------------	----------	-----------------------------

Ce paramètre est fondamental, car il détermine l'apport principal en eau dans le casier (si l'on considère un volume de 50 000 m³ de déchets, une variation de 1 % de la teneur en eau initiale entraîne une variation de 500 m³ de l'eau comprise dans les déchets). Or, la teneur en eau initiale varie entre 10 et 50 % (volumique), cette variabilité est une des principales incertitudes lorsque l'on tente d'estimer le bilan hydrique d'un casier.

3.2.3. Teneur en eau maximale

La teneur en eau à saturation est de 0,5 à 0,6 (Korfiatis *et al.*, 1984). Les auteurs ont utilisé une colonne de 56 cm de diamètre remplie de déchets d'un âge de 6 mois pour simuler les écoulements verticaux de l'eau.

3.2.4. Capacité au champ

Tableau A14 : Ordres de grandeur de la capacité au champ des déchets

Source	Teneur en eau	Unité	Remarques
Lee <i>et al.</i> , 1991	32-54 %	Volumique	
Oweis <i>et al.</i> , 1990	20-35 %	Volumique	
Canziani and Cossu, 1989	29-37 %		
Remson <i>et al.</i> , 1968	29 %	Volumique	
Holmes, 1980	29-42 %	Volumique	
Oweis <i>et al.</i> , 1990	20-30 %	Volumique	
Bengtsson <i>et al.</i> , 1994	44 %	Volumique	
Yuen, 1999	34 %	Volumique	
Zeiss, 1997	12-14 %	Volumique	Tests sur colonnes de 1,8 m de haut et 57 cm de diamètre densité 0,165 à 0,3, porosité 0,582 à 0,474
Straub and Lynch, 1982	31-37,5 %	Volumique	
Korfiatis <i>et al.</i> , 1984	20-30 %	Volumique	
Hettiaratchi <i>et al.</i> , 1999	20 %	Volumique	Masse volumique 350 kg·m ⁻³
Zornberg <i>et al.</i> , 1999	40,5-60,2 % moyenne 55 % (tableau A15)	Massique	tests de laboratoire sur échantillons (diam. 450 mm, H 250 mm) mise en charge à différentes pressions, ajout d'eau, drainage puis mesure

Dans le tableau A15, Zornberg *et al.* (1999) présentent des valeurs de la capacité au champ en fonction de la profondeur.

Tableau A15 : Valeurs de capacité au champ mesurées en laboratoire (Zornberg *et al.*, 1999)

Pression de confinement (kPa)	Profondeur équivalente (m)	Capacité au champ massique (%)	Poids sec volumique (kN.m ⁻³)	Capacité au champ volumique (%)	Porosité (%)
206,8	15,2	60,2	8,6	53,0	61,7
413,7	30,5	50,2	9,3	47,4	59,0
620,5	45,7	51,6	9,7	51,0	57,0
827,4	61,0	40,5	11,6	47,8	48,6

Fungaroli and Steiner (1979) présentent une formule donnant la capacité au champ en fonction de la masse totale pour des déchets non broyés :

$$\theta_{FC} = 21,7 \ln \gamma_t - 5,4 \quad \text{eA10}$$

avec :

θ_{FC} : Capacité au champ volumique (%) ;
 γ_t : poids volumique des déchets (kN.m⁻³).

Cette formule met bien en évidence que la capacité au champ diminue avec l'augmentation de la profondeur d'enfouissement des déchets, toutefois son empirisme la rend critiquable.

De même que les travaux de Zornberg, ceux de Beaven et Powrie (1995) mettent en évidence l'influence de la profondeur sur la capacité au champ des déchets (tableau A16).

Tableau A16 : Valeurs de capacité au champ mesurées en laboratoire (Beaven and Powrie, 1995)

Pression de confinement (kPa)	OM criblés (filtre de 150 mm)			OM		
	Densité sèche	Capacité au champ massique (% poids sec)	Capacité au champ massique (% poids humide)	Densité sèche	Capacité au champ massique (% poids sec)	Capacité au champ massique (% poids humide)
Initiale	0,25	58	141	0,33	nd	nd
40	0,29	53	115	0,39	51	102
87	0,35	51	103	0,43	50	101
165	0,43	43	76	0,49	47	88
322	0,53	39	64	0,62	42	73
600	0,6	37	60	0,71	38	61

La capacité au champ varie donc entre 12 % et 53 % (volumique), les valeurs les plus courantes se situant entre 30 et 40 %.

3.2.5. Teneur en eau minimale

Elle est de 0,035, d'après Schroeder *et al.* (1994), comprise entre 0,006 et 0,012 (v/v), d'après Zeiss (1997), et égale à 0,17 (v/v), d'après Zornberg *et al.* (1999).

3.2.6. Perméabilité

Si l'on s'oriente vers une approche plus dynamique du déchet en le considérant comme un milieu poreux, il est nécessaire d'introduire la notion de perméabilité. Ce paramètre est une propriété à la fois de la phase solide et de la phase liquide et est un des plus importants pour décrire les écoulements. Il caractérise des processus comme l'infiltration, la percolation et le drainage. Ces phénomènes contrôlent directement la production et la qualité du lixiviats qui sont les deux points fondamentaux pour la conception des décharges.

3.2.6.1. Définition

La configuration réelle de la géométrie et de l'écoulement au sein d'un sol typique est trop compliquée pour être décrite dans ses détails microscopiques, car la vitesse du fluide varie considérablement d'un point à l'autre le long du même parcours. Pour cette raison, l'écoulement dans les milieux poreux complexes est généralement décrit en terme d'un vecteur de vitesse d'écoulement macroscopique, qui représente la moyenne globale des vitesses microscopiques dans le volume total de sol. La configuration détaillée de l'écoulement est donc ignorée, et l'élément de sol est traité comme un milieu uniforme et comme si l'écoulement était réparti sur toute la section, espaces solides et liquides inclus.

La perméabilité est le rapport entre le flux (le volume d'eau écoulé par unité de surface et par unité de temps) et le gradient hydraulique :

$$K = \frac{q}{\Delta H / L} \quad \text{eA11}$$

avec :

q : flux ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) ;

ΔH : perte de charge (m) ;

L : distance entre les deux points de mesure de la charge (m) ;

K : perméabilité ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), elle est constante lorsque le milieu est saturé en eau, sinon elle est fonction de la teneur en eau.

La perméabilité est équivalente à une vitesse d'infiltration.

La loi de Darcy (1856) a été établie sous des conditions particulières d'écoulement qui limitent sa validité pour une transposition à un CET. Les principales hypothèses qui sous-tendent cette loi sont les suivantes :

- matrice homogène, isotrope et indéformable ;
- fluide homogène, isotherme et incompressible ;
- énergie cinétique négligeable ;
- régime d'écoulement permanent ;
- écoulement laminaire.

Le caractère hétérogène et anisotrope peut être pris en compte en exprimant la conductivité hydraulique non plus comme un scalaire, mais comme un tenseur. Et les faibles vitesses d'écoulement rencontrées dans les sols permettent de ne pas tenir compte de l'énergie cinétique.

Tableau A17 : Ordres de grandeur de perméabilité à saturation des déchets

Références	Source	Valeur	Commentaires
Department of the Environment, 1991	Etat de l'art sur les bilans hydriques et leurs applications pour les CSD en Angleterre	$7 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	
Lanini, 1998	Thèse : Transferts de masse et de chaleur dans un CSD	$7 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	essais sur des carottes extraites à différentes profondeurs dans le site de Montech
		$6,7 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $3,3 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Essai sur colonnes de 35 cm de haut et 20 cm de Ø, densité 0,43, porosité : 0,64, capacité de rétention 0,39, d'après Vincent 1991
		$1,5 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $7,1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	3 colonnes de 2m de haut et 34cm de Ø, porosité/masse volumique/perméabilité : 0,72 / $194 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ / $7,1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 0,64 / $220 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ / $6,4 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 0,45 / $276 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ / $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ capacité au champ de 0,31 à 0,34
McCreanor, 1998	Thèse : Recirculation en CSD et Modélisation	$3,9 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	mesurée sur site, project "Yolo County Bioreactor Landfill Project" sur cellules de 30,5 m x 30,5 m et 13,7 m de profondeur : D'après Moore <i>et al.</i> 97.
		$1,3 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $8,0 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Essais sur échantillons 12,2 cm haut, 30,5cm de Ø, densité 0,88, porosité 0,5/0,6, capacité de rétention 0,2/0,3, d'après Korfiatis <i>et al.</i> 84
Smart, 1997	Sardinia 97	$10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	
Cossu <i>et al.</i> , 1997	Sardinia 97	$1,4 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $4,8 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Essai de pompage, transmissivité = 4,2 à $5,34 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Beaven and Powrie, 1995	Sardinia 95	$10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ à $10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Essais sur cellules en compression
Burrows <i>et al.</i> , 1997	Sardinia 97	moy $5,6 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ max $2,2 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ min $3,9 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Site Anglais, K fond $10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 10 à 35 m d'épaisseur de déchets, <u>couverture journalière</u> .
		moy $3,0 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ max $6,7 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ min $1,4 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	petit site anglais (type diluer-disperser avant 1990), K fond $10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 10-15 m épaisseur de déchets, déchets de type OM et DIB faiblement compactés
Oweis <i>et al.</i> , 1990		$10^{-5}/10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	essais de puits (11 m profondeur) dans un casier au nord de New Jersey
Korfiatis <i>et al.</i> , 1984		$1,3 \cdot 10^{-4}$ - $8 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	Essais en laboratoire
Bleiker <i>et al.</i> , 1995		$10^{-6}/10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	essais sur des échantillons de déchets provenant du site de Brock West à Toronto
Figuroa and Stegman, 1991		$2,38 \cdot 10^{-9} \exp(-1,39 M_W/M_T) \text{ m}^2$	Mesure de perméabilité <u>intrinsèque</u> sur cellules tests (M_W : masse de l'eau, M_T : Masse totale)

La principale limitation à la validité de la loi de Darcy découle principalement de l'hypothèse d'un écoulement laminaire. En effet, lorsque cette condition n'est plus remplie, les pertes d'énergie par frottements visqueux ne sont plus proportionnelles à la vitesse, mais à une puissance de celle-ci. Le comportement du liquide ne correspond plus au modèle de Darcy.

Le nombre de Reynolds (Re) est utilisé comme critère, il est défini par :

$$Re = d \underline{v} \rho_w / \eta_w \quad \text{eA12}$$

avec :

- \underline{v} : vitesse moyenne ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- ρ_w : masse volumique de l'eau ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) ;
- η_w : viscosité dynamique ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- d : diamètre moyen des grains (m).

Il existe 2 nombres de Reynolds Re' et Re'' ($Re' < Re''$) tels que :

- $Re < Re'$: régime laminaire Darcy applicable ;
- $Re' \leq Re < Re''$: c'est le régime de transition, Darcy est applicable avec la correction de Dupuits, soit : $q^m = -K \Delta H/L$ ou $aq + bq^2 = -K \Delta H/L$;
- $Re \geq Re''$: le régime est turbulent, la théorie de Darcy n'est pas applicable (ce type d'écoulement peut être rencontré au niveau des macropores des déchets).

3.2.6.2. Equations en milieu non saturé

Les données de la littérature donnent un ordre de grandeur de la perméabilité à saturation des déchets : entre $1\cdot 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ et $1\cdot 10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (tableau A17). Toutefois, En milieu non saturé, les perméabilités sont généralement plus faibles et difficiles à déterminer. Par analogie avec les sols, plusieurs équations ont été développées donnant la relation entre la perméabilité à saturation des déchets et leur perméabilité réelle (McCreanor, 1998) :

- Fonction puissance

$$K = K_s \left(\frac{q}{q_s} \right)^B \quad \text{eA13}$$

$$h = h_s \left(\frac{q}{q_s} \right)^{-b} \quad \text{eA14}$$

avec :

- K : Perméabilité ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- K_s : Perméabilité à saturation ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- h : Succion (m) ;
- h_s : Succion d'entrée d'air (m) ;
- θ : Teneur en eau (V/V) ;
- θ_s : Teneur en eau à saturation (V/V) ;
- b : Coefficient (sans unité) ;
- B : Coefficient (sans unité).

Dans le cas des sols, on a : $B = 2 b + 3$.

Le tableau A18 présente les valeurs déterminées pour les paramètres h_s , B , b et K_s par plusieurs auteurs.

Tableau A18 : Valeurs de paramètres pour les équations de perméabilité

Source	hs	B	b	Ks	θ_s	Remarque
McCreanor, 1998	100 cm	8-9	7			B paramètre sensible, b paramètre peu sensible
	-602,2 kPa	11	4			
Lee <i>et al.</i> , 1991	6,23 cm	8	1,5		0,4	Masse volumique 530 kg·m ⁻³
Zeiss and Ugucconi, 1995	30,3 cm					
Korfiatis <i>et al.</i> , 1984		11	4	1,2·10 ⁻⁴ m·s ⁻¹	0,5	
Ahmed <i>et al.</i> , 1992	42 cm	11	4	2,0·10 ⁻⁴ m·s ⁻¹		
Vincent, 1991		19	3 et 4,5			

- Fonction exponentielle

$$K = K_S e^{\gamma(\theta^*-1)} \quad \mathbf{eA15}$$

$$h = h_{\max} e^{-a \theta^*} \quad \mathbf{eA16}$$

$$\theta^* = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r) \quad \mathbf{eA17}$$

avec :

h_{\max} : Succion maximale (m) ;

a : Coefficient (sans unité) ;

γ : Coefficient (sans unité) ;

θ^* : Teneur en eau réduite (V/V) ;

θ_s : Teneur en eau à saturation (V/V) ;

θ_r : Teneur en eau de rétention (V/V).

Noble and Arnold (1991) reportent les valeurs suivantes pour les paramètres h_{\max} , a et γ :

$$h_{\max} = 8,84 \text{ m} ;$$

$$a = 5 \text{ ou } 7 ;$$

$$\gamma = 11.$$

- Formule utilisée dans le logiciel HELP

$$K = K_S \left(\frac{q - q_r}{q_s - q_r} \right)^B \quad \mathbf{eA18}$$

Schroeder *et al.* (1994) ont utilisé B = 12,5 dans leur modèle HELP.

- Formule statistique (Al-Yousfi *et al.*, 1992)

$$K(q) = -K_s(q - q_f) \ln \left\{ 1 + \left[\exp \left(\frac{-1}{q - q_f} \right) - 1 \right] \frac{q}{q_s} \right\} \quad \text{pour } \theta > \theta_r \quad \text{eA 19}$$

$$K(q) = 0 \quad \text{pour } \theta < \theta_r$$

avec :

θ_f : capacité au champ

- Formule de Van Genuchten (1980). Développée initialement pour les sols, elle peut être utilisée pour les déchets, on distingue :

la relation entre la teneur en eau et la perméabilité :

$$K(q) = K_s \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{q - q_r}{q_s - q_r} \right)^{1/m} \right]^m \right\}^2 q^{0.5} \quad \text{eA20}$$

la relation entre la teneur en eau et la succion :

$$\frac{q - q_r}{q_s - q_r} = \frac{1}{\left[1 + (\alpha |h|)^n \right]^m} \quad \text{eA21}$$

avec :

n : paramètre de Van Genuchten (sans dimensions) ;

α : paramètre de Van Genuchten (cm^{-1}) ;

$m = 1 - 1/n$.

Dans leur modèle couplé humidité et biodégradation des déchets, McDougall et Pyrah (2000) ont utilisé les coefficients suivants pour les déchets : $K_s = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, $\theta_r = 0,14$, $\theta_s = 0,375$, $n = 1,46$, $\alpha = 0,6 \text{ cm}^{-1}$.

Lanini (1998) a effectué des expériences de drainage sur deux échantillons de 350 g de déchets prélevés sur site (entre 9 et 15 m de profondeur). Les déchets étaient contenus dans des cellules cylindriques de 0,75 l et initialement saturés en eau. L'eau a été chassée progressivement par injection d'air à pression connue. Les résultats sont présentés dans le tableau A19.

Tableau A19 : Calage de la courbe de perméabilité des déchets (Lanini, 1998)

θ_r (%)	h_s (mbar)	b	α	n
19,76	3,5	3,25	0,1	2,6
8,9	3,5	3,5	0,08	3,6
17,53	4,5	2,8	0,07	3,6
17,36	2,5	3	0,095	3,95
17,62	3,0	2,9	0,085	3,3
17,62	3,0	2,87	0,095	3,6

3.2.6.3. Facteurs de variations

La perméabilité verticale est inférieure à la perméabilité horizontale (Smart, 1997), Cossu *et al.* (1997) précisent que le rapport entre K_h et K_v est de 4.

La perméabilité des déchets diminue avec la profondeur d'après Smart (1997) et Beaven and Powrie (1995) : $3,5 \cdot 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ à 40 kPa, $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ à 600 kPa. Elle peut atteindre des valeurs de 10^{-7} à $10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ vers 35 m de profondeur.

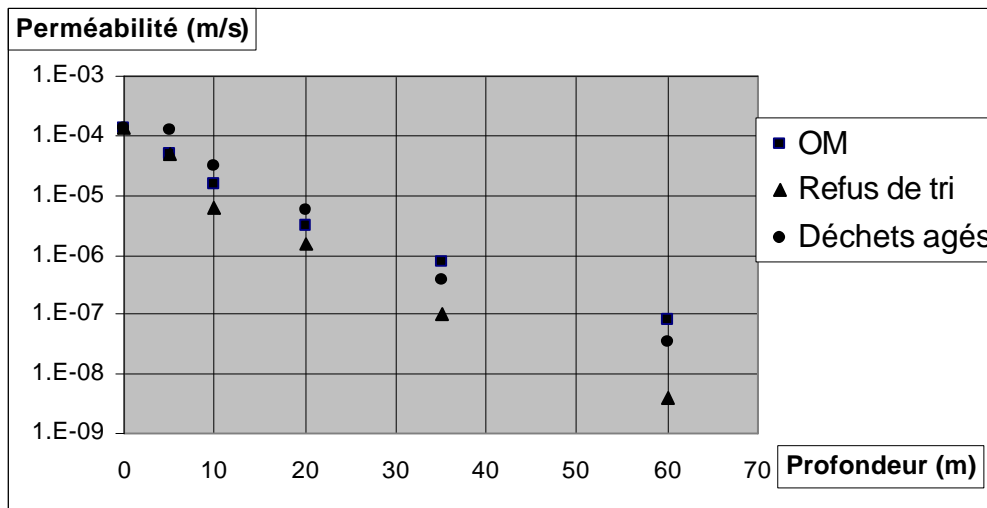


Figure A3 : Relation entre la perméabilité et la profondeur de déchets (Smart, 1997).

Demirekler *et al.* (1999) proposent la relation suivante entre la perméabilité à saturation et la profondeur :

$$K_s = a e^{-bS} \quad \text{eA22}$$

$$S = 9,81 H (D_{sw} + \theta)$$

avec :

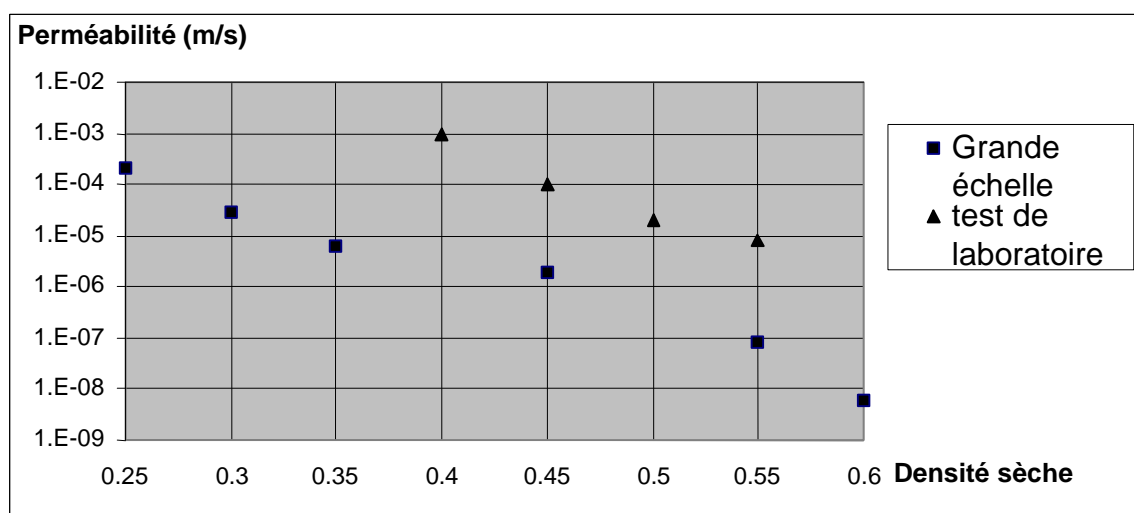
- K_s : perméabilité à saturation ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- a et b : constantes ;
- H : profondeur du déchet (m) ;
- D_{sw} : densité initiale du déchet ;
- θ : teneur en eau volumique du déchet (V/V).

Les coefficients de cette régression exponentielle ont été établis à partir de données de sites ou de laboratoires, a varie entre $6 \cdot 10^{-5}$ et $6 \cdot 10^{-7}$ et b entre $-0,00484$ et $-0,0035$.

Tableau A 20 : Relation entre la perméabilité et la pression de confinement (Beaven and Powrie, 1995)

	OM criblés (filtre de 150 mm)	OM
Pression de confinement (kPa)	K (m·s ⁻¹)	K (m·s ⁻¹)
Initiale	2·10 ⁻⁴	
40	3,6·10 ⁻⁵	3,5·10 ⁻⁵
87	7·10 ⁻⁶	2·10 ⁻⁵
165	2·10 ⁻⁶	3·10 ⁻⁶
322	9·10 ⁻⁸	8·10 ⁻⁷
600	3,5·10 ⁻⁹	1·10 ⁻⁷

Selon les travaux de Beaven (1997), Smart (1997) et Buchanan and Clarck (1997), la perméabilité des déchets diminue lorsque leur densité augmente (fig. A4). Il apparaît que la perméabilité des déchets diminue avec la profondeur. Il est donc théoriquement possible d'obtenir des perméabilités inférieures à 10⁻⁸ m·s⁻¹.

**Figure A4 : Relation entre la perméabilité saturée et la densité sèche des déchets (Smart, 1997)**

Selon Baudoin *et al.* (1997), la perméabilité de déchets secs peut varier entre 10⁻⁶ et 10⁻⁵ m·s⁻¹, et entre 10⁻⁴ et 10⁻³ m·s⁻¹ à saturation (les tests ont été effectués sur des masses de 113 kg).

Les températures ont une influence sur la perméabilité par l'intermédiaire de la viscosité dynamique et de la masse volumique du fluide :

$$K = K_i \frac{\rho g}{m} \quad \text{eA 23}$$

avec :

K : perméabilité (m·s⁻¹) ;

K_i : perméabilité intrinsèque (m²). Elle est indépendante du fluide et caractérise les propriétés de la matrice ;

ρ : masse volumique du fluide (kg·m⁻³) ;

g : gravité ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$) ;
 μ : viscosité dynamique ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$).

Voici les formules donnant la viscosité dynamique et la masse volumique de l'eau pour des températures variant entre 20 et 100°C (Weast, 1981).

$$\log\left(\frac{m}{m_{20}}\right) = \frac{1,3272(20-T) - 0,001053(T-20)^2}{T+105} \quad \text{eA24}$$

$$\rho = 999,842594 + 6,793952\cdot 10^{-2} T - 9,9529\cdot 10^{-3} T^2 + 1,001685\cdot 10^{-4} T^3 - 1,120082\cdot 10^{-6} T^4 + 6,536332\cdot 10^{-9} T^5 \quad \text{eA25}$$

avec :

μ_{20} : viscosité dynamique à 20°C ($1,002\cdot 10^{-3} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
 T : températures (°C).

Ainsi lorsque la température augmente, la viscosité dynamique et la masse volumique de l'eau diminuent. Toutefois, l'influence des température sur la viscosité dynamique est prépondérante, ainsi lorsque la température passe de 20°C ($\mu=1,002\cdot 10^{-3} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ et $\rho=997,9 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) à 55°C ($\mu=0,504\cdot 10^{-3} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ et $\rho = 983,2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) la perméabilité est doublée. Or dans les décharges, sous l'effet de la fermentation, les températures peuvent dépasser 70 °C. Dans ces milieux contrairement au cas des sols, la perméabilité est donc aussi fonction de la température.

En conclusion, on estime que la perméabilité varie essentiellement entre 10^{-4} et $10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, mais des valeurs comprises entre $10^{-3} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ et $10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ sont possibles. Son utilisation pour les déchets est délicate car ils sont très hétérogènes, sensibles aux tassements et aux températures et subissent une dégradation au cours du temps qui modifie leurs propriétés.

L'analogie entre les déchets et un milieu poreux présente rapidement des limites. D'après les résultats des modèles comme HELP (Cf. § 4.2.1.1), il semble que l'introduction de la perméabilité et des différents teneurs en eau (minimale, maximale, capacité au champ) ne soient pas suffisantes pour décrire correctement le comportement des déchets, d'autres facteurs interviennent : la macroporosité, les températures et les relations biogaz/lixiviat.

3.2.7. Macroporosité et écoulements préférentiels

Le terme de chemins d'écoulements préférentiels a été présenté entre autres par Luxmoore (1991) et il est utilisé pour décrire les processus lorsque les mouvements d'eau à travers le milieu poreux suivent des "routes" préférentielles qui court-circuitent d'autre partie de la matrice.

Le transport de l'eau, dans une première approche, a été modélisé en supposant que les déchets constituaient un milieu homogène, et en utilisant une équation de diffusion-advection (Straub and Lynch, 1982 ; Demetracopoulos *et al.* 1986 ; Noble and Arnold 1991). Reinhart *et al.* (1991b) ont trouvé de bonnes relations entre des essais sur colonnes en laboratoire et les résultats issus de modèles considérant la masse de déchets comme un milieu homogène. Des études plus récentes ont mis en évidence l'existence de chemins d'écoulements préférentiels et l'influence de l'hétérogénéité des déchets (Bengtsson *et al.*, 1994 ; Khanbilvardi *et al.*, 1995 ; Bendz *et al.*, 1997, Burrows *et al.*, 1997 ; Zeiss and Ugucioni, 1995). En raison de ces

écoulements, le flux d'eau dans les déchets peut être considéré comme n'étant pas homogène, ce qui introduit une difficulté supplémentaire par rapport à l'équation de diffusion-advection.

De nombreux auteurs s'accordent à dire que du lixiviat peut être généré avant que la capacité au champ des déchets soit atteinte, ceci en raison de la présence d'écoulements préférentiels. Cela expliquerait, selon eux, pourquoi les modèles existants ne sont pas en accord avec les observations sur le terrain.

D'après des essais de puits (Burrows *et al.*, 1997), tous les types d'aquifères (perchés, confinés, non-confinés, artésiens, ...) peuvent être rencontrés dans les déchets en plus des écoulements préférentiels.

Les déchets entourant un puits régulièrement pompé ont des perméabilités supérieures aux autres déchets. Cela permet de suggérer que des chemins préférentiels peuvent être créés par le pompage (turbulences, alignement des déchets, ...).

Ces chemins peuvent aussi être générés durant la compaction des déchets, quand des fissures se créent lors des affaissements. Des essais de traçage (Rosqvist *et al.*, 1997 et Rosqvist, 1999) ont mis en évidence la présence de macropores. Les flux de lixiviats n'ont lieu que dans une fraction limitée du volume de pores accessible aux écoulements.

Les écoulements préférentiels sont plus importants dans les sites jeunes (Bendz *et al.*, 1997) en raison de la forte porosité des déchets.

Les déchets jeunes ayant une structure globale grossière, leur force de capillarité est faible (Stegman and Ehrig, 1989). Toutefois, ponctuellement, des éléments peuvent montrer une forte capillarité et un fort potentiel de stockage. Il est raisonnable de supposer que l'eau absorbée par les déchets ne participe pas aux écoulements à court terme. Dans les déchets jeunes, la capillarité joue un rôle passif, et les flux d'eau sont dominés par les forces de gravité.

L'écoulement se fait de la manière suivante : étant donné la stratification, une partie importante du temps de transfert de la surface vers le fond est prise par les écoulements de l'eau selon un plan horizontal parallèle à la stratification. Ces plans d'écoulements sont connectés par des courts-circuits verticaux. Le réseau ainsi constitué ressemble à un milieu fracturé ou fissuré (fig. A5).

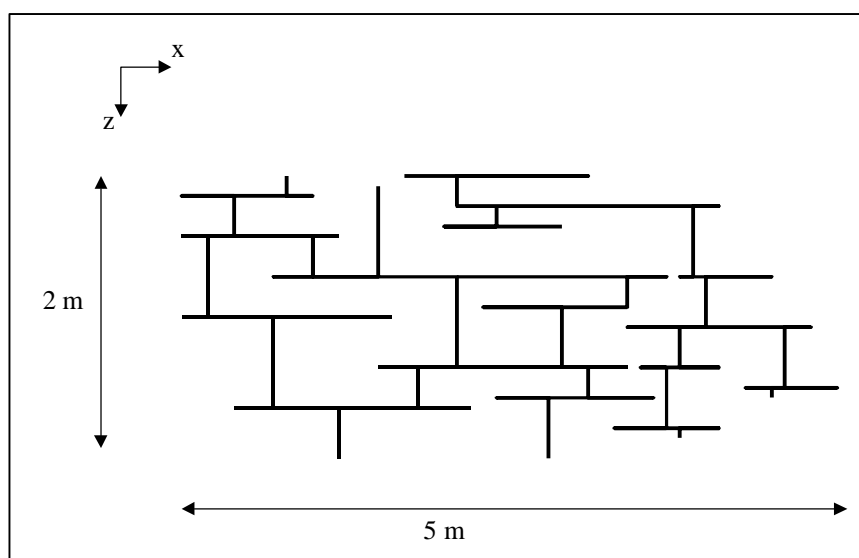


Figure A5 : Schéma illustrant les chemins d'écoulement dans un casier (Bendz *et al.*, 1997)

Korfiatis *et al.* (1984) ont étudié les écoulements dans des échantillons de 1,8 m de haut et 0,57 m de diamètre avec des tensiomètres. Ils pensent que les forces capillaires sont négligeables par rapport aux forces gravitaires une fois que la capacité au champ des déchets a été atteinte. Leurs expériences montrent que la capacité au champ continue d'augmenter après le début du drainage, ce qui indique la présence d'une absorption secondaire et des forces capillaires qui redistribuent l'eau des macropores vers les déchets.

Zeiss and Major (1993) ont mené des expériences similaires à celles de Korfiatis *et al.* (1984). En moyenne, seul 28 % des sections horizontales des éprouvettes participent à l'écoulement, ce qui implique que l'écoulement vertical n'est pas uniforme et mono-dimensionnel.

D'après leurs observations, Guyonnet et Bourin (1994) estiment que 10 % de la pluie infiltrée au travers de la couverture s'écoule par les macropores des déchets.

Dans des lysimètres (5 m de diamètre et 1,5 à 4 m de haut) contenant des OM et/ou des boues de stations d'épuration (Maloszewski *et al.*, 1995) ont utilisé des isotopes traceurs ^{18}O et ^2H pour déterminer l'importance des écoulements préférentiels. D'après leurs expériences, le temps de transit de l'eau dans les déchets était en moyenne de 3 à 6 ans. De plus, ils ont estimé que les événements pluvieux, pris individuellement, génèrent du lixiviat au bout de 3 à 6 semaines et que la proportion d'écoulements préférentiels variait entre 1 et 40 % de l'écoulement total.

Dans un casier expérimental contenant 540 m³ de déchets, Oman et Rosqvist (1999) ont aussi mis en évidence la présence d'écoulements préférentiels avec du lithium comme traceurs. Ils ont observé deux pics de concentrations à trois profondeurs différentes 0,5 m (15 et 47 jours), à 2,5 m (20 et 47 jours) et à 4 m (20 et 55 jours).

Ce comportement a une forte influence sur la capacité au champ des déchets. Dans leurs essais colonnes, Zeiss et Ugucioni (1995) mesurent des capacités au champ initiales comprises entre 0,07 et 0,15, ces faibles valeurs étant causées par les macropores qui favorisent une apparition rapide de l'eau en bas des colonnes. En continuant à humidifier les déchets, ils arrivent à faire augmenter cette capacité au champ jusqu'à 0,294. A ce stade, l'eau a eu le temps de s'infiltrer de manière plus importante dans la matrice des déchets malgré les macropores.

3.3. Caractéristiques thermiques des déchets

3.3.1. La production de chaleur dans les déchets

Les réactions de dégradation biochimique dans les déchets produisent de la chaleur. On distingue deux types de réaction, les réactions aérobies qui produisent une grande quantité d'énergie thermique (460 kJ par mole d'oxygène consommé) et les réactions anaérobies qui en produisent beaucoup moins (40 kJ à 250 kJ par mole de méthane formé). 80 % de la chaleur disponible est produite par fermentation aérobie (Lanini *et al.*, 1998). La phase aérobie est courte et a lieu lorsque le déchet est encore à l'air libre, et une fois recouvert jusqu'à ce que l'oxygène présent ait été consommé. Ensuite la biodégradation est anaérobie.

Ainsi, on observe, après le dépôt des déchets, une montée brutale des températures due à la fermentation aérobie. En quelques semaines, un pic est atteint (jusqu'à 80 °C). Ensuite les températures baissent et se stabilisent (vers 50 °C en moyenne). La température est maintenue par fermentation anaérobie et sa valeur maximale à l'équilibre dépend essentiellement de l'épaisseur des déchets et de l'intensité de la phase aérobie. La répartition verticale des températures est contrôlée par les conditions aux limites en surface et en fond du casier.

Les températures peuvent constituer un indice pour évaluer la distribution de l'activité biologique dans une décharge.

Bien que la température idéale pour les bactéries méthanogènes mésophiles dans les déchets soit de 35 à 40 °C, la dégradation aérobie est possible à toute température comprise entre 0 et 97 °C. Pour les bactéries thermophiles, celle-ci est de 50 à 60 °C. On considère qu'au-delà de 70 °C, l'activité des micro-organismes est fortement réduite (Lanini, 1998).

Au-delà, l'augmentation de température peut provoquer une baisse de production de biogaz ou la génération d'une combustion.

Voici quelques ordres de grandeurs de températures observées dans des déchets :

- 40 à 60 °C (Lanini, 1998) ;
- 24 à 64 °C (Burrows *et al.*, 1997) ;
- 22 à 62 °C (Zornberg *et al.*, 1999) ;
- 70 °C en moins d'un an, puis 45-50°C plusieurs années ensuite (Yoshida *et al.*, 1997) ;
- 60 à 70 °C au maximum dans des conditions anaérobies, jusqu'à 85 °C dans des conditions aérobies (Dach and Jager, 1995) ;
- 15 à 75 °C (Houi *et al.*, 1997) ;
- 80 °C pour des déchets de faible densité (Rees, 1980).

Houi *et al.* (1997) ont établi les gradients suivants :

- gradient horizontal : 1-3 °C·m⁻¹ ;
- gradient vertical : sommet (0- 5 m) : 33 +/- 4 °C,
entre (5-15 m) : 55 +/- 5 °C,
fond (15-20 m) : 44 +/- 6 °C.

La température des gaz atteint très vite 70 °C durant le remplissage. Après plusieurs mois elle tend vers 40-50 °C puis, au bout de 5 à 6 ans, elle se stabilise autour de 25 à 35 °C (Yoshida *et al.*, 1997).

Dans le site de Tokyo (35 m d'épaisseur de déchets) les températures maximales sont obtenues vers 20 m de profondeur (70 °C), les températures du fond sont supérieures à celle de la surface. Il est supposé que 70-80 °C sont les températures maximales observables, car au-delà il y a destruction des micro-organismes (Lanini, 1998).

3.3.2. Les différents modes de transport de l'énergie thermique

Le transfert d'énergie thermique s'effectue d'une région à une autre, sous l'influence d'une différence de température. Cet échange de chaleur de la région chaude vers la région froide entraîne une modification de l'énergie interne du système.

On reconnaît classiquement trois modes de transmission : la conduction, la convection et le rayonnement, ils interviennent à des échelles différentes.

Dans le mode conductif, la chaleur diffuse à l'échelle moléculaire de proche en proche d'une particule à l'autre par chocs ; ce mode nécessite donc la présence de matière mais sans déplacement macroscopique de celle-ci.

La convection thermique est un transfert de chaleur dans un fluide impliquant des mouvements massiques de ce dernier. Dans le cas d'une convection libre, les mouvements sont dus à des variations de densités, ces variations de densité étant la conséquence de

différences de températures entre le fluide et la surface d'un solide. La convection est une généralisation de la conduction thermique.

Le rayonnement thermique est l'énergie émise par des surfaces chaudes sous forme d'ondes électromagnétiques. Il ne nécessite pas la présence d'un milieu (solide ou fluide) pour se propager. L'énergie du rayonnement thermique atteignant un corps peut être réfléchie, absorbée et transmise. Par la suite, celle-ci est considérée comme étant négligeable par rapport aux autres phénomènes de transport d'énergie thermique.

3.3.3. Equation de la chaleur

Le calcul de la quantité d'énergie thermique transmise par conduction est basé sur la loi de Fourier. Celle-ci stipule qu'il existe une relation linéaire entre le flux de chaleur et le gradient de température.

Couplée à l'équation de conservation de l'énergie (on néglige la convection), elle donne l'équation de transport de la chaleur (sous forme mono dimensionnelle, en considérant que la conductivité thermique est indépendante de la température et que le milieu est homogène) :

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\mathbf{d} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{Q}{c \rho} \quad \text{eA26}$$

$$\mathbf{d} = \frac{\lambda}{c \rho}$$

- λ : conductivité thermique ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) ;
- δ : diffusivité thermique ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- T : température ($^{\circ}\text{K}$) ;
- Q : production de chaleur ($\text{J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- ρ : masse volumique ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) ;
- c : chaleur massique ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) ;
- $c \cdot \rho$: capacité calorifique volumique ($\text{J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$).

La conductivité thermique est une caractéristique du milieu. Dans le cas d'un milieu homogène, elle ne dépend que de T. La conductivité thermique d'un milieu poreux est une conductivité thermique équivalente, elle tient compte des caractéristiques thermiques de la phase fluide et de la phase solide ainsi que des caractéristiques géométriques. Le recours à la détermination expérimentale est généralement indispensable pour une évaluation vraiment précise de cette grandeur. Le cas des déchets est très délicat, car ils sont constitués de matériaux aux comportements thermiques très hétérogènes.

D'après Houi *et al.* (1997), la capacité calorifique volumique des déchets est de $2,2 \cdot 10^6 \text{ J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$ et la conductivité thermique est de $0,3 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$.

Thomas et Ferguson (1999) ont mesuré des coefficients similaires : $0,5 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ pour la conductivité thermique et $600 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ pour la capacité calorifique volumique.

Dans son modèle Lanini, (1997) a utilisé une conductivité thermique de $0,1 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ et une capacité calorifique de $600 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. Ces valeurs ont été obtenues d'après des mesures effectuées sur 23 échantillons prélevés dans un casier entre 1 et 10 m de profondeur.

La plupart des modèles existants ne tiennent pas compte du rôle des températures. Celles-ci sont pourtant fortes (de 30 à 60 °C en moyenne) et les écarts de température sont de l'ordre de 40 °C entre les bords et le centre du casier. Ces gradients peuvent entraîner des flux de lixiviat d'origine thermique qui viennent s'ajouter aux flux dus à la gravité et à la capillarité.

3.4. Relations Biogaz/Lixiviat

La pression du biogaz au sein de déchets peut avoir une influence sur le niveau de lixiviat. Cela peut être dû à une faible efficacité des systèmes de drainage de biogaz et de lixiviat, à un fort taux d'infiltration de la pluie et à une dégradation biologique des déchets. Tous ces facteurs favorisent la mise en contact de volumes importants de gaz et de lixiviats. La pression de biogaz peut entraîner une augmentation du niveau de lixiviat (Cossu *et al.*, 1997).

D'autre part, l'accumulation de lixiviat peut entraîner une inhibition des réactions biochimiques et donc une réduction de la production de biogaz dans les zones saturées ou proches de la saturation (Giardi, 1997).

La circulation de l'humidité favorise aussi les réactions biochimiques en facilitant la redistribution des nutriments et des micro-organismes dans les déchets.

Pour tenir compte des relations biogaz/lixiviat, il faudrait intégrer au modèle des lois d'écoulement biphasiques (lixiviat, biogaz), ce qui rend la modélisation beaucoup plus difficile. De plus, ce phénomène sera très variable en fonction des sites. Dans le cas d'un système de drainage du biogaz performant, on peut supposer que les flux de lixiviat seront moins perturbés.

4. Etude de modèles existants

Le but de ce paragraphe n'est pas de faire le point sur l'ensemble des modèles hydrologiques existants mais d'en présenter un certain nombre afin de les comparer aux modèles HELP et Mobydec, conçus eux pour simuler le comportement hydraulique d'un casier de décharge.

Les modèles suivants sont classés selon plusieurs catégories. Soit ils ont été spécifiquement créés pour des CSD (auquel cas ils présentent un intérêt évident), soit ils appartiennent aux domaines agronomique ou hydrogéologique et ont un intérêt sur des points précis comme le ruissellement, ou l'infiltration à travers la couverture, ou le calcul de l'ETR quand la couverture du CSD est mise en place.

4.1. Les modèles globaux

Peu de modèles spécifiques aux CSD ont été développés à l'heure actuelle, certains restant encore au stade de développement.

4.1.1. HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance)

- **Description générale**

Ce logiciel informatique d'évaluation hydrologique des performances de CSD (HELP v2.05) est un modèle journalier mono-dimensionnel et déterministe des mouvements de l'eau dans un CSD, développé par l'U.S Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station (WES) pour le compte de l'U.S Environmental Protection Agency (EPA Municipal Environmental Research Laboratory (Schroeder *et al.*, 1994). C'est un modèle couramment utilisé aux USA et dans une moindre mesure en Europe. Il a été programmé en FORTRAN 77 et son interface graphique a été effectuée en BASIC dans sa version 3.00 (septembre 1994).

HELP (Schroeder *et al.*, 1984a et 1984b) s'inspire du modèle HSSWDS (Hydrologic Simulation Model for Estimating Percolation at Solid Waste Disposal Sites) et intègre les sous-programmes de ruissellement, d'évaporation et de transpiration du modèle CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agriculture Management Systems) du USDA (U.S. Department of Agriculture). Le ruissellement et l'infiltration sont calculés en utilisant la méthode du SCS Curve Number. Il possède un module générant des données météorologiques (WGEN) développé par le USDA Agriculture Research Service. Un modèle simulant la croissance des végétaux : SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Bassins), est utilisé pour calculer le LAI (Leaf Area Index). Un modèle énergétique prend en compte la présence de neige. L'évapotranspiration potentielle est évaluée par la formule de Penman, modifiée par Ritchie (1972).

- **Données du modèle**

Les données météorologiques (pluie, températures, radiations solaires) peuvent être simulées par le modèle en utilisant soit les caractéristiques climatologiques proposées par le modèle soit celles définies par l'utilisateur.

Tableau A21: Données nécessaires au modèle HELP

Données climatologiques		
	Paramètre	Pas de temps/notes
Pluviométrie	Pluie	Jour
Evaporation	Radiation solaire	Jour
	Température	Jour
	Humidité moyenne	Trimestre
	Profondeur évaporation	
	Latitude	
	LAI (Leaf Area Index)	Caractérise la végétation
	Début et fin de saison végétative	
	Vitesse de vent	Moyenne annuelle
Données structurales		
	Données	Remarques
Informations générales	Surface du casier	
	% de surface où le ruissellement est possible	
Données de couches	Type de couche	Percolation verticale / drainage latéral / sol imperméable / géomembrane
	Epaisseur de la couche	
	Texture	Porosité / capacité au champ / point de rétention / perméabilité saturée
	Teneur en eau initiale	Volumique
	Couches drainantes	Longueur et pente de drainage / % de lixiviat recirculé.
	Géomembranes	Trous / défauts / qualité de mise en place / conductivité / transmissivité du géotextile
Ruissellement	Calcul du "Curve Number" selon 3 méthodes	- entrée directe par l'utilisateur. - entrée par l'utilisateur et prise en compte de la pente et la longueur de la surface. - calcul du modèle basé sur la pente et la longueur de la surface, la texture du sol et la végétation.

- **Principe de fonctionnement**

Ce modèle est basé sur la résolution au pas de temps journalier de l'équation du bilan hydrique suivante :

$$\text{Lixiviats} = (\text{Précipitation} + \text{Humidité déchets}) - (\text{Evaporation} + \text{Ruissellement})$$

L'utilisateur peut créer à sa guise son CSD, en ajoutant des couches les unes aux autres (substratum, géomembrane, niveau de drainage, couches de déchets, couche d'argile, couche avec végétation...), chaque couche pouvant être définie par ses caractéristiques hydrologiques et géométriques propres (tableau A21).

Le ruissellement est calculé à partir de la pluie et des caractéristiques de la couche en surface en utilisant la méthode du SCS curve number (Annexe 2). Le calcul intègre la croissance de la végétation, l'interception par le feuillage, l'évaporation de l'eau libre à la surface.

L'infiltration sera ensuite répartie de la surface vers le fond, selon le type de couche (Percolation verticale / drainage latéral / sol imperméable / géomembrane).

- dans le cas d'une couche à percolation verticale, le taux de drainage vertical $DR_i(j+1)$ d'un segment j vers le segment du dessous $j+1$, au pas de temps i , s'écrit :

$$DR_i(j+1) = K_s(j)DT \left[\frac{SM_i(j) - RS(j)}{UL(j) - RS(j)} \right]^{3+2/\lambda_j} \quad \text{eA27}$$

avec :

- $K_s(j)$: perméabilité à saturation du segment j ($m \cdot s^{-1}$) ;
- DT : intervalle de temps (s) ;
- $SM_i(j)$: teneur en eau (volumique) du segment j (v/v) ;
- $RS(j)$: teneur en eau de rétention du segment j (v/v) ;
- $UL(j)$: teneur en eau à saturation du segment j (v/v) ;
- λ_j : indice de distribution des pores de segment j (sans unités).

Une fois dépassée la zone où l'évapotranspiration est possible les écoulements ne peuvent se faire que vers le bas.

- si la couche est à drainage horizontal, celui-ci est calculé avec la formule de Boussinesq et en utilisant les hypothèses de Dupuit-Forcheimer :
 - les flux sont parallèles à la géomembrane ;
 - leurs vitesses sont proportionnelles à la pente et indépendantes de la hauteur de l'écoulement ;
 - la perte de charge liée aux flux perpendiculaires au fond est négligeable.

Cette formule est la suivante :

$$f \frac{\partial h}{\partial t} = K_D \frac{\partial}{\partial l} \left[(h - l \sin \alpha) \frac{\partial h}{\partial l} \right] + R \quad \text{eA28}$$

avec :

- f : porosité drainable (porosité moins la capacité au champ) (sans dimensions) ;
- h : hauteur de lixiviat au-dessus de la géomembrane (m) ;
- t : temps (s) ;
- K_D : perméabilité à saturation du système drainant ($m \cdot s^{-1}$) ;
- l : distance le long de la géomembrane dans la direction du drainage (m) ;
- α : angle du fond (degré) ;
- R : recharge ($m \cdot s^{-1}$).

Le modèle tient compte de la qualité de la mise en place des géomembranes, ainsi les fuites par diffusion et à travers des défauts sont prises en compte.

Si l'utilisateur le souhaite une partie du lixiviat drainée en fond de casier peut être recirculée dans le déchet.

Critique du modèle

Un des points forts de ce modèle est qu'il est capable de prendre en compte des systèmes élaborés de couverture. La possibilité de générer des données météorologiques permet d'effectuer facilement des prévisions à long terme. Il est complet et permet de simuler la plupart des situations possibles. Cette richesse s'accompagne d'une certaine lourdeur liée aux nombreux paramètres nécessaires à la simulation.

Il présente certaines limites : il ne tient pas compte de l'historique de remplissage du casier et des effets de la macroporosité dans les déchets, ainsi il risque de sous-estimer fortement la quantité de lixiviat produite à court terme. Les simulations se font par années complètes, ce qui peut poser problème si l'on cherche à étudier un casier ouvert en milieu d'année. De plus, le format utilisé par HELP rend l'utilisation de données météorologiques réelles fastidieuse. Tous ces points compliquent l'application de HELP sur des sites réels.

HELP a été vivement critiqué par Parsons (1995) car ce type de modèle ne fonctionne pas correctement dans des milieux arides ou semi-arides pour différentes raisons : l'évapotranspiration réelle est mal estimée, car dans ces conditions climatiques, la force de succion du sol est plus importante. En outre, les pluies sont globalement rares mais intenses, le pas de temps doit donc être petit pour éviter un lissage entraînant une sous-estimation des lixiviats générés.

Fleenor et King (1994) ont comparé la version 3 de HELP avec un modèle bi-dimensionnel basé sur l'équation de Richards. Ils ont obtenu des résultats similaires dans le cas d'un climat humide. Par contre, en considérant des climats plus arides, HELP surestime l'infiltration à travers la couverture par rapport à leur modèle. Dans HELP, une fois passée la zone où l'évapotranspiration est possible, l'eau ne peut circuler que vers le bas. Si le climat est suffisamment humide, cette caractéristique n'a pas d'influence par rapport à un modèle d'écoulement classique, en revanche si le climat est aride le modèle sous-estimera la quantité d'eau disponible pour l'évapotranspiration en ne considérant pas les remontées capillaires.

Peyton et Schroeder (1988) ont testé HELP sur 17 sites. Ils ont conclu que ce modèle était utile pour évaluer les performances générales d'un site et que les ordres de grandeur des bilans hydriques générés étaient corrects. Toutefois, le modèle ne semble pas adapté pour modéliser les résultats d'un site unique sur des courts pas de temps. Ce problème est attribué à la variabilité des conditions de site. De plus, la perméabilité de la couverture a un effet crucial sur les bilans calculés.

Stephens et Coons (1994) se sont posés des questions concernant la précision et l'utilité de HELP. Ils ont utilisé le modèle en le calibrant avec des données provenant d'un site en exploitation pour prédire son comportement sur une durée de 18 mois. Les résultats montrent que si le modèle était utile pour prévoir le comportement du site à long terme, il était très imprécis concernant la prévision quotidienne de lixiviat généré.

Hannoura *et al.* (1994) ont introduit des modifications dans le code HELP afin de prendre en compte les effets d'écoulements non linéaires rencontrés pour de faibles nombres de Reynolds. Ils ont intégré un terme non linéaire pour estimer la conductivité hydraulique. Cette modification a permis une amélioration de la précision pour les sites non couverts et une diminution de la précision pour les sites couverts. Leurs conclusions soulignent que les mouvements de lixiviats sont soumis à des effets non linéaires et que, si pris individuellement, les composants de HELP fonctionnent bien, ensemble, leurs performances peuvent être mises en doute. Ils suggèrent qu'un modèle multi-phasique serait plus approprié pour modéliser les mouvements de lixiviat dans un casier.

4.1.2. MOBYDEC (Modèle global de Bilan Hydrique de Décharge)

- **Description générale**

MOBYDEC (Guyonnet & Bourin, 1994) est un modèle global de bilan hydrique fonctionnant avec un pas de temps mensuel ou journalier adapté aux CSD ménagers. Non encore commercialisé, il est utilisé comme programme de recherche et comme outil d'études par le BRGM. Il apparaît bien adapté pour le diagnostic des performances hydrologiques des CSD, ainsi que pour le dimensionnement du système de traitement de lixiviats.

- **Données du modèle**

Les données utilisées par MOBYDEC sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau A22 : Données nécessaires au modèle MOBYDEC

Dates	
Choix du pas de temps	Jour / Mois
Dates simulation	Jour et mois début ; Jour et mois mise en place couverture ; Fin simulation : en fonction des données météorologiques
Changement de tonnage	Nombre et dates correspondantes
Données climatologiques	
Paramètre	Pas de temps
Pluviométrie	Jour / mois
ETP	Jour / mois
ETR	Correction ETP pour les déchets
Données structurales	
	Remarques
Nombre de casier	Mobydec permet la gestion de plusieurs alvéoles en même temps
Surface du casier	(m ²)
Volume stagnant	Volume de lixiviat non mobilisable par pompage ou drainage.
Tonnage mensuel	(tonnes)
Eau boues	Apport en eau par les boues (m ³)
Caractéristiques des déchets	Densité
	Perméabilité
	Teneur en eau maximale (massique)
	Teneur en eau minimale (massique)
	Teneur en eau critique (massique)
	alpha : % de pluie efficace s'infiltrant directement par les macropores des déchets pour donner du lixiviat
	T _{0.5} : Temps de demi-vie, temps que met la moitié de l'eau des déchets pour donner du lixiviat, ce paramètre contrôle la cinétique du relargage de lixiviats
Couverture	Perméabilité
	Réserve utile maximale
	Réserve utile initiale
	Coefficient de ruissellement
	Coefficient cultural
Géomembrane	Perméabilité du fond
	Gradient contrôlant le flux à travers la géomembrane

• Principe de fonctionnement

En surface, le bilan mené selon la méthode de Thornthwaite et Matter (1955) permet de calculer l'infiltration à travers la couverture. Quand le casier est ouvert, l'ETP est corrigée par un coefficient d'abattement typique des déchets qui varie entre 0,4 et 0,7 dans la littérature.

Le ruissellement est calculé selon la méthode rationnelle. L'utilisateur choisit le coefficient de ruissellement en fonction des caractéristiques de la couche de surface.

La caractéristique essentielle de ce modèle conceptuel est la façon dont l'évolution de la teneur en eau dans les déchets est considérée. L'approche choisie évite de considérer une conductivité hydraulique des déchets, car a priori cette propriété ne semble pas adaptée aux déchets ménagers en raison de leur nature non-Darcienne (Cf. chapitre 3.2 sur les caractéristiques hydrauliques des déchets).

Les déchets sont considérés comme un système à double porosité avec, d'une part, une circulation rapide au travers de chemins préférentiels d'écoulements et, d'autre part, un emmagasinement d'eau au sein du déchet avec un relargage suivant une cinétique de premier ordre.

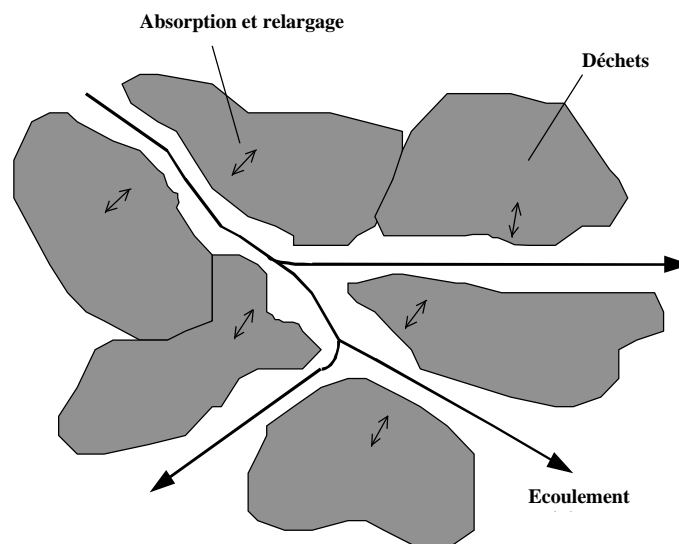


Figure A6 : Système à double porosité du modèle MOBYDEC

A chaque pas de temps (journalier), le modèle estime la quantité d'eau infiltrée à travers la couverture de décharge. Un pourcentage alpha de l'eau infiltrée percole rapidement à travers les déchets par des chemins préférentiels (Guyonnet *et al.*, 1998) pour apparaître au fond de la décharge sous forme de lixiviats. Le reste est absorbé par le déchet et est relâché selon une cinétique du premier ordre.

$$\frac{\mathcal{I}q}{\mathcal{I}t} = -\frac{\ln 2}{T_{0.5}}(q - q_c) \quad \text{si } \theta \geq \theta_c \quad \text{eA29}$$

où :

- θ est la teneur en eau du déchet au temps t ;
- θ_c est la teneur en eau à partir de laquelle du lixiviat commence à apparaître (paramètre similaire à celui utilisé par les agronomes) ;

- $T_{0,5}$ est le temps de demi-vie lié à la vitesse à laquelle l'eau absorbée est relarguée par le déchet ($T_{0,5}$ est le temps nécessaire pour réduire de moitié le volume d'eau initial du déchet).

La variation de la teneur en eau des déchets au cours du temps s'écrit :

$$q_t = q_{t-1} + (1 - \alpha) \cdot Inf_t \cdot \frac{S}{V} - \frac{\ln 2}{T_{0,5}} \cdot (q_{t-1} - qc) \cdot \Delta t \quad \text{eA30}$$

avec :

- alpha : pourcentage d'eau s'infiltrant directement à travers les déchets ;
- θ_t : teneur en eau des déchets au pas de temps t (v/v) ;
- Inf_t : infiltration d'eau à travers la couverture au pas de temps t (m) ;
- S : surface du casier (m^2) ;
- V : volume des déchets (m^3) ;
- Δt : pas de temps (24 h).

La génération de lixiviat au cours du temps s'écrit :

$$L_t = \frac{\ln 2}{T_{0,5}} \cdot (q_t - qc) \cdot \Delta t \cdot V + \alpha \cdot Inf_t \cdot S \quad \text{eA31}$$

avec :

- L_t : volume de lixiviat produit au pas de temps t ;

Contrairement à HELP où les déchets sont découpés en couches horizontales, dans MOBYDEC le bilan hydrique est effectué sur le volume total de déchet. C'est un modèle global.

Plusieurs auteurs ont utilisé une méthode similaire : Stegman (1982), Barrès *et al.* (1990), Resele *et al.* (1994), Futura *et al.* (1995). Le phénomène de percolation est considéré comme instantané : l'échelle de temps du phénomène est admise comme étant inférieure ou égale à celle du pas de temps. Le problème consiste ensuite à évaluer les paramètres α , θ et θ_c . Ceux-ci sont calculés par ajustement du modèle avec les données réelles du site étudié.

On constate que plus l'épaisseur de la couche de déchets augmente, plus alpha diminue et plus $T_{0,5}$ augmente. Ceci est logique si l'on considère que plus la quantité de déchets augmente, plus les particules d'eau auront de facilité à rencontrer des sites d'absorption, et plus l'eau mettra du temps pour descendre. La diminution de α avec l'augmentation de l'épaisseur (et donc de l'âge de la décharge) peut s'expliquer par la dégradation microbienne qui détruit la structure du déchet. Le tassement du déchet influence aussi la présence de chemins préférentiels et sa capacité à transmettre l'eau.

• Critique du modèle

Ce type de modèle est plus récent que les modèles plus classiques de type HELP. Il a l'avantage de présenter une alternative intéressante pour le principe d'écoulement dans des déchets ce qui est appréciable car l'utilisation de la loi de Darcy dans ce type de matériaux est controversée et pose des problèmes de validité. Il nécessite une bonne connaissance des 2 paramètres de calage ($T_{0,5}$ et alpha). Cependant on manque de retour d'expériences pour les estimer. Ce modèle n'est pas encore utilisable pour prévoir le comportement hydraulique des

casiers de décharge à long et moyen terme sans une période suffisamment longue d'essais sur site.

4.1.3. FILL (Flow Investigation for Landfill Leachate)

- **Description générale**

FILL (Khanbilvardi *et al.*, 1995) est un modèle bi-dimensionnel basé sur l'équation suivante (Demetracopoulos *et al.*, 1986) :

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D(q) \frac{\partial q}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[D(q) \frac{\partial q}{\partial z} \right] - \frac{\partial K(q)}{\partial z} \quad \text{eA32}$$

avec :

- θ : teneur en eau volumique ;
- $D(\theta)$: diffusivité de l'eau du sol ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $K(\theta)$: conductivité hydraulique non-saturée ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- t : temps (s) ;
- x et z : coordonnées latérale et verticale (m).

Cette équation est résolue selon un schéma implicite aux différences finies. La condition limite supérieure dans le maillage est obtenue en considérant comme entrée :

$$I = P - R - \text{ETR}$$

avec :

- I : infiltration (m) ;
- P : pluie (m) ;
- R : ruissellement (m)
- ETR : évapotranspiration réelle (m).

Le gradient d'humidité le long de la limite inférieure (au fond du casier) est supposé égal à zéro.

- **Données du modèle**

Les données utilisées par FILL sont présentées dans le tableau suivant

Tableau A23 : Données nécessaires au modèle FILL

Dates	
Choix du pas de temps	Variable
Pluie, ETP	Jour
Ruissellement	heure
Données climatologiques	
Paramètre	Pas de temps
Pluviométrie	Jour
ETP	Jour
Données structurales	
Paramètre	Remarques
Surface du casier	(m ²)
Substratum	Epaisseur (m)
	Perméabilité à saturation (v/v)
Caractéristiques des déchets	Perméabilité à saturation (v/v)
	Teneur en eau à saturation (v/v)
	Succion d'entrée d'air (m)
	Pente de la courbe teneur en eau / succion (m ⁻¹)
Couverture	Pente (degré)
	Rugosité (coefficient de Manning)

- **Principe de fonctionnement**

La conductivité hydraulique non saturée est exprimée par la relation de Campbell (1974) :

$$K(q) = K_s \left(\frac{q}{q_s} \right)^{2b+3} \quad \text{eA33}$$

avec :

- θ_s : teneur à saturation ;
- K_s : perméabilité à saturation (m·s⁻¹) ;
- b : pente de la courbe teneur en eau / succion ;

$$D(q) = -K(q) \frac{\partial h}{\partial q} \quad \text{eA34}$$

La succion h est obtenue à partir de la relation suivante :

$$h(q) = h_e \left(\frac{q}{q_s} \right)^{-b} \quad \text{eA35}$$

avec :

- h_e : succion d'entrée d'air

Le flux de lixiviat, pris en charge par le système de drainage et s'écoulant verticalement à travers le substratum argileux, dépend des variations de charge de la zone saturée en fond de casier. Ces variations de lixiviat sont calculées à l'aide de la formule suivante :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_s h \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \tan \gamma \right) \right] + N_l - K_c \left(\frac{h+d}{d} \right) = n_e \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{eA36}$$

$$N_l = K(q) - D(q) \frac{\partial q}{\partial z}$$

avec :

- h : hauteur de lixiviat au-dessus du substratum argileux (m) ;
- γ : angle d'inclinaison du sol ;
- K_c : perméabilité à saturation du substratum argileux ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- d : épaisseur de l'argile (m) ;
- n_e : porosité efficace des déchets.

Cette équation est résolue selon un schéma aux différences finies implicite.

Le ruissellement en surface est calculé à partir de la résolution de l'équation « kinematic wave » (Chow *et al.*, 1988) à l'aide d'un schéma explicite.

$$\frac{\partial H}{\partial t} + h \cdot \frac{\partial H^m}{\partial S} = P - f \quad \text{eA37}$$

avec :

- H : hauteur de ruissellement en surface (m) ;
- P : taux de pluviométrie ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- f : taux d'infiltration ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;
- m : coefficient égal à 1,67.

$$h = \frac{1,49 \cdot \sqrt{S}}{n} \quad \text{eA38}$$

avec :

- n : coefficient de rugosité de Manning ;
- S : pente de la couverture.

Le coefficient η caractérise la pente et la texture de la couverture du casier modélisé.

• Critique du modèle

Ce modèle a initialement été développé pour modéliser le comportement d'une partie de la décharge Fresh Kills à New York (152 ha, 6,4 m de déchets, couverture temporaire) en le comparant avec HELP. Il ne considère pas l'existence d'un système de sécurité active (couche de drainage + géomembrane).

Par rapport à HELP il surestime le ruissellement (1,2 % de la pluviométrie contre 50 % pour FILL) et sous-estime l'évapotranspiration réelle (Khanbilvardi *et al.*, 1995). Les infiltrations

calculées par HELP sont plus importantes (38 % de la pluviométrie contre 22,3 % pour FILL), ainsi que les flux horizontaux en fond de casier.

4.1.4. BHS (Bilan hydrique simplifié) à deux réservoirs

Il s'agit d'un modèle simple décrivant le comportement hydrique de chaque couche de sol (ou de déchet) par l'état de remplissage d'un réservoir d'eau.

Ce modèle présenté ici, est un modèle de bilan hydrique simplifié, calculé au pas de temps décadaire. Développé par Jacquart et Choissnel (1995) de Météo-France, il a été conçu en retenant le principe d'une gestion séparée de deux réservoirs, laquelle permet une simulation réaliste de la fonction de régulation de l'évaporation réelle.

La réserve en eau du sol est gérée en décomposant le sol en deux réservoirs. Le réservoir superficiel, réalimenté en priorité par les précipitations, se vidange, en cas de trop plein, dans le second réservoir. La distinction de l'état de remplissage des deux réservoirs permet de traduire deux régulations différentes de l'évapotranspiration réelle. Elle reste maximale (ETM) tant que l'eau provient du réservoir superficiel. Elle est régulée et inférieure à l'ETM lorsque l'eau est puisée en partie, ou en totalité, dans le réservoir profond. Ceci permet de bien rendre compte de l'alternance des épisodes pluvieux et secs. Ainsi, une réalimentation du réservoir superficiel, après un épisode prolongé de sécheresse, permet de faire repartir l'évapotranspiration à son maximum, même si la réserve totale reste faible.

En outre, le ruissellement est négligé, et l'ETP est calculée selon la formule de Penman.

4.2. Autres modèles

El-Fadel *et al.* (1997) présentent une liste de 24 modèles adaptés au CSD, développés entre 1979 et 1995. Ils peuvent être divisés en 3 catégories :

- les modèles d'écoulement s'intéressant à la quantité de lixiviat produite (9 sur 24) ;
- les modèles d'écoulement et de transport, qui simulent aussi la qualité du lixiviat (9 sur 24) ;
- les modèles ne déterminant que la qualité de lixiviat générée (6 sur 24).

Il apparaît une large majorité de modèles conçus pour simuler des écoulements au sein des déchets. Toutefois parmi ces 24 modèles 10 n'ont pas été testés *in-situ* et 5 présentent trop de paramètres à prendre en compte dans leur utilisation. De plus, la majeure partie de ces modèles utilisent des lois hydrauliques adaptées au sol, et dont l'application aux déchets est mise en question.

Il ressort de cette analyse qu'une grande partie des modèles conçus n'ont pas été validés sur le terrain, ce qui les rend difficilement applicables de manière pratique. Une des raisons pour laquelle ces modèles n'ont pu être testés *in-situ* est leur complexité et le nombre trop important de paramètres nécessaires aux simulations.

4.3. Modèles d'infiltration à travers la couverture

De nombreux modèles de bilan hydrique ont été développés pour les besoins des agronomes et des hydrogéologues. Leur utilisation semble a priori adaptée à la description du

comportement de la couverture végétalisée des casiers. Nous citerons ici pour exemple 4 modèles de ce type.

4.3.1. SWIM (Soil Water Infiltration and Movement)

SWIM est un programme développé par Ross (1990) du *CSIRO-Division of Soil* et commercialisé par le *Scientific Software Group* de Washington, permettant à l'utilisateur de simuler des bilans hydriques en utilisant les solutions numériques des équations d'écoulement sol - eau classiques.

Les paramètres nécessaires à sa simulation sont :

- le temps : le temps de départ et de fin de la simulation, l'intervalle d'affichage, l'incrément d'eau (qui permet de régler la finesse de la simulation) ;
- la végétation ;
- les caractéristiques du sol en surface : les conductances et les capacités de stockage initiale et minimale du sol en surface. Un ruissellement intervient quand la hauteur d'eau en surface est supérieure à la capacité de stockage de la surface ;
- les caractéristiques des sols : les propriétés hydrauliques en fonction de la profondeur du sol ainsi que les valeurs des potentiels matriciels. Les propriétés hydrauliques sont les suivantes : la teneur en eau, le potentiel psi, la pente de la courbe de rétention en eau sur un graphique log-log, la conductivité hydraulique à saturation ;
- les précipitations et l'évapotranspiration potentielle.

L'équation de Richards est résolue numériquement en utilisant des méthodes assurant la conservation de la masse. Les sols peuvent être hétérogènes verticalement, mais ils doivent être homogènes horizontalement. La macroporosité peut être intégrée si l'eau dans les macropores peut circuler rapidement vers d'autres pores.

SWIM propose une méthode complète pour prendre en compte le ruissellement, le calcul de l'ETR au niveau de la couverture avec ou sans végétation. Ce modèle paraît intéressant pour étudier le comportement hydrique de la couverture.

4.3.2. ENWALTBAL.BAS

ENWATBAL.BAS (Evelt and Lascano, 1993) est un programme développé par le *USDA Agricultural Research Service*. Programmé en BASIC, il calcule séparément l'évaporation provenant du sol et celle provenant de la canopée. Il a été utilisé avec succès que ce soit pour simuler l'évaporation de sols nus ou l'évapotranspiration de champs de cultures. Il a aussi été utilisé pour estimer la réduction de la perte en évaporation due à l'utilisation de systèmes d'irrigation souterrains plutôt qu'en surface.

Le modèle fait l'hypothèse d'un unique niveau de canopée (big leaf model) mais il peut accepter des données pour au moins 9 horizons de sols et autant de couches de terrain que l'utilisateur souhaite.

Il a été développé à partir du programme ENWATBAL qui est un modèle aux différences finies de l'eau dans le sol et des flux de chaleur. Ceux ci sont couplés avec la surface du sol par le biais d'une solution implicite de l'équilibre de l'énergie à chaque pas de temps. De même, le bilan énergétique de la canopée est calculé à chaque pas de temps. Ce modèle répartit la radiation solaire en celle absorbée par les plantes et celle absorbée par le sol, ceci selon un indice de surface de feuille. Les solutions du bilan énergétique de surface conditionnent les températures de surface ainsi que l'évaporation de la surface du sol et la transpiration provenant des plantes.

Le pas de temps utilisable peut varier de la dizaine de minutes à la journée.

Ce modèle étudie avec précision le comportement énergétique du système sol-atmosphère- plante. Les méthodes qu'il utilise pour calculer l'ETP et l'ETR sont certainement utilisables pour l'étude de la couverture végétalisée d'un CSD.

4.4. Conclusion

Les modèles HELP et MOBYDEC sont bien adaptés a priori pour le calcul de bilan hydrique sur des décharges puisqu'ils ont été créés spécifiquement pour ce type de milieu. Ils présentent toutefois deux approches différentes. HELP est un modèle classique où les écoulements sont basés sur la loi de Darcy en milieu saturé et non saturé, dont l'utilisation est très controversée dans un domaine tel que celui des déchets. MOBYDEC apporte un nouveau principe d'écoulement non basé sur la loi de Darcy. Ce modèle est plus empirique car il introduit trois paramètres que l'on peut déterminer grâce à des séries de mesures *in situ* du bilan hydrique. Ce type de démarche plutôt empirique basée sur l'analyse de données *in situ* est à développer plutôt que de travailler sur des modèles trop théoriques lourds à gérer et dont les paramètres sont difficiles à mesurer, voire inadaptés aux déchets.

Les modèles agronomiques et hydrogéologiques sont à retenir pour modéliser le comportement hydrique de la couverture. Les modèles de type réservoir aisés à concevoir permettent d'obtenir des résultats rapidement en utilisant des concepts simples.

Le tableau A26 donne un résumé de différentes caractéristiques des modèles hydrologiques applicables au CSD vus plus haut.

Tableau A24 : Analyse synthétique des différents modèles

Nom	Type	Coût	Echelle	Pas de temps	Caractéristiques	Intérêt
HELP EPA MOBYDEC ANTEA-BRGM FILL	CSD	800 \$	Casier	jour	Bilan classique - Equation de Darcy simplifiée	+++
SWIM EPA ENWALTBAL USDA WINSWRRB Baylon University	CSD	Non commercialisé	Casier	jour	Double porosité cinétique	- +++
SWAT/GRASS USDA BHS Météo-France	CSD	Non commercialisé	Casier	jour	Darcy généralisé bi-dimensionnel	bi-
SWIM EPA ENWALTBAL USDA WINSWRRB Baylon University	Agro	550-605 \$	Champ	heure-décade	Equation Richards	++
SWAT/GRASS USDA BHS Météo-France	Agro	Shareware	Champ	10 mn - jour	Différences finies- flux de chaleur	+
SWAT/GRASS USDA BHS Météo-France	Hydro	Shareware	Bassin	jour		+
SWAT/GRASS USDA BHS Météo-France	Hydro	?	Bassin	jour	Couplage SIG-aquifère	+
SWAT/GRASS USDA BHS Météo-France	Agrométéo rologique	?	Champ	décade	Double réservoirs	++

5. Conclusion : démarche adoptée pour l'étude expérimentale sur site

Malgré les nombreuses études effectuées sur les déchets, l'absence de données fiables sur les paramètres du bilan hydrique et le comportement hydraulique d'un CSD, notamment à long terme, est évidente lorsque l'on tente de dresser un état de l'art. La complexité des déchets et leur prise en compte relativement récente dans le domaine de la recherche sont les principales causes de cette carence. Des études expérimentales similaires ont déjà été effectuées dans des CSD ménagers :

- sur le site de Montech (Tarn et Garonne 82) avec des thermocouples dans un casier de 160 000 m³ (Lanini, 1998) ;
- sur le site de Vert le Grand (Essonne 91) avec des thermocouples, des sondes TDR et des sondes à choc thermique (Aran, 2001).

Quand on cherche à modéliser la génération de lixiviat dans un CSD, on est rapidement confronté à ce problème. Quelles que soient les qualités du modèle conçu, si l'on ne possède pas suffisamment de mesures *in situ* pour le caler et le valider, son utilisation reste très limitée.

Il apparaît que le suivi du comportement hydraulique de la couverture du casier de CSD soit nécessaire, si l'on cherche à étudier la génération de lixiviat, car elle contrôle les entrées d'eau dans les déchets. Cela demande la connaissance de la pluviométrie, de l'évaporation et du ruissellement. Les méthodes utilisées par les modèles hydrogéologiques peuvent être appliquées pour modéliser le comportement de la couverture du casier de CSD.

La connaissance des variations du stock d'eau des déchets ainsi que leurs températures peut apporter des informations essentielles sur leur comportement hydraulique. Or, actuellement peu de modèles simulant le comportement hydrauliques des casiers tiennent compte de l'influence des températures sur les écoulements.

La mesure des volumes de lixiviats générés et de la variation de hauteur d'eau en fond de casier sont indispensables si l'on veut suivre la variation de stock en eau dans le casier.

Parmi les paramètres décrits précédemment de nombreux sont à étudier pour améliorer notre connaissance du comportement des CSD. L'étude expérimentale a pour objectif de suivre les principaux termes du bilan hydrique au niveau de l'atmosphère de la couverture et des déchets, et d'approfondir les points suivants :

- le ruissellement (et l'infiltration) : ce terme génère la principale incertitude pour le calcul de l'infiltration à travers la couverture ;
- les températures au sein des déchets : actuellement peu de modèles de bilan hydrique en CSD tiennent compte des températures. Les gradients observés suggèrent pourtant une influence dans les transferts hydrauliques ;
- les teneurs en eau des déchets : la possibilité de les mesurer *in situ* par une méthode non destructrice permettrait de mieux comprendre des phénomènes qui gouvernent les transferts d'eau ;
- l'évaporation des déchets nus : très peu de données fiables existent dans ce domaine, or pour certaines exploitations, les déchets peuvent rester longtemps en interaction avec l'atmosphère.

CHAPITRE B

Etude expérimentale sur site

Etude expérimentale sur site

L'étude à l'échelle réelle du comportement des déchets ménagers en décharge est une étape indispensable pour analyser les mécanismes de transferts de masse et de chaleur qui s'y développent. Chaque site étant unique de par sa configuration, la nature des déchets et sa gestion, il est nécessaire de connaître le plus précisément possible le contexte dans lequel les données expérimentales ont été obtenues afin de pouvoir interpréter les phénomènes observés et les mettre en cohérence dans un cadre plus général.

Dans ce chapitre, après avoir précisé le cadre réglementaire français qui régit la conception d'un casier de stockage type, nous décrivons celui de Hochfelden que nous avons instrumenté en nous attachant à mettre en évidence toutes les données relatives à son mode de gestion.

Ensuite, nous détaillerons le dispositif expérimental permettant de suivre l'évolution des termes de bilan hydrique à l'intérieur de la décharge et dans la couverture (humidité, températures, hauteurs et volumes de lixiviats) ainsi que les mesures sur le site (données météorologiques, ruissellement, évaporation des déchets).

1 Présentation du site expérimental

La réglementation impose une série de mesures normalisant la structure et la gestion d'un CSD de classe 2.

1.1 Cadre réglementaire et structure d'un casier type

1.1.1 Cadre réglementaire

Les Centres de Stockage de Déchets d'OM ou assimilés font partie des ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement) soumises à autorisation. Les circulaires ministérielles du 22 janvier 1980 et du 16 octobre 1980 définissent ces sites de stockage comme étant de classe 2 (site semi-perméable), les autres classes étant la classe 1 (déchets industriels spéciaux) et la classe 3 (déchets inertes), cette dernière n'étant pas considérée comme une ICPE.

Le contexte juridique a subi une évolution ces dernières années. La loi du 13 juillet 1992, l'arrêté du 18 décembre 1992 (relatif aux classes 1) et l'arrêté du 9 septembre 1997 (relatif aux classes 2) ont profondément modifié la gestion du stockage des déchets. Parmi les objectifs de cette réglementation, on distingue :

- l'échéance du 1^{er} juillet 2002, où les installations d'élimination des déchets par stockage ne seront autorisées à accueillir que des déchets ultimes. Un déchet ultime étant « un déchet résultant d'un traitement, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Cette définition relativement

floue, ne va pas sans discussions de la part des élus locaux et des industriels chargés de la mise en œuvre.

- l'introduction du principe de sécurité active et passive. Avant 1992, les décharges fonctionnaient suivant le principe « diluer-disperser » selon une circulaire interministérielle datant du 11 mars 1987. Après 1992, le principe « concentrer confiner » est mis en avant. En 1997 la loi impose des contraintes sur la qualité du substratum et la nature et l'épaisseur des matériaux à utiliser pour la conception des casiers de classe 2.

Les déchets admissibles (déchets ménagers et assimilés) sont les déchets ménagers, les DIB, les déchets de l'assainissement (siccité $\geq 30\%$), les déchets de l'agriculture (sauf spéciaux), les déchets organiques ou minéraux plus ou moins valorisables (sauf spéciaux), les déchets particuliers (selon des critères d'admission spécifiques : mâchefers d'usine d'incinération d'OM, sables de fonderie, résidus de broyage automobile, encombrants, amiante liée).

De manière générale, aucun déchet non refroidi, dangereux, explosifs ou susceptibles de s'enflammer spontanément ne peut être admis. Sont également interdits les déchets spéciaux admissibles en CSD de classe 1, les déchets d'activité de soins et assimilés à risques infectieux, les déchets radioactifs, les déchets liquides dont la siccité est inférieure à 30 %, les déchets dangereux des ménages collectés séparément, les déchets contenant plus de $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de PCB, certains déchets d'emballages, les pneumatiques usagés à partir du 1^{er} juillet 2002.

L'intérêt et le rôle des systèmes d'étanchéité-drainage font l'objet de nombreux débats d'ordre éthiques depuis plusieurs années. Ce débat oppose deux grandes philosophies, l'une étant celle de l'épuration naturelle (dilution dispersion), l'autre celle du confinement.

La première philosophie part de l'idée que chaque génération doit assumer ses propres déchets. Quelle que soit la solution adoptée, les déchets doivent être biodégradés tôt ou tard ; le temps pour cette biodégradation doit être raccourci pour ne pas léguer aux générations futures des centres de stockages de déchets potentiellement dangereux trop nombreux. Il existe des sites présentant des capacités de biodégradation et de transfert des polluants telles que les dérivés de ces produits ne présentent plus de danger lorsqu'ils parviennent dans les hydrosystèmes.

Pour les adeptes de la seconde philosophie « confiner concentrer », on ne peut admettre le risque de relâcher des polluants dans le milieu naturel. Ainsi, est préconisée la mise en place de systèmes d'étanchéité - drainage efficaces dont les objectifs sont à la fois d'allonger considérablement le temps théorique de traversée des lixiviats (100 ans au moins) et de diminuer par le système de drainage la quantité de lixiviats susceptible de s'infiltrer.

Actuellement, la notion de bioréacteur fait son apparition. Elle constitue une évolution par rapport au principe concentrer – confiner. Comme dans ce dernier, le système de sécurité active et passive a pour but de réduire au maximum l'impact des CSD sur l'environnement. Par contre les déchets doivent être maintenus dans des conditions optimales favorisant leur biodégradation. Ainsi, au bout des 30 ans de suivi post-exploitation, le risque environnemental liée au stockage des déchets est fortement réduit.

1.1.2 Structure d'un casier type

L'approche d'un CSD en France est basée sur un système d'étanchéité-drainage qui est défini comme une structure d'étanchéité complétée par un système de drainage. La nouvelle politique des déchets a pour objectif de prévenir les risques de contamination des

hydrosystèmes par des polluants pouvant être entraînés par l'eau. Cette prévention passe par un double contrôle des flux aussi bien l'eau de pluie, d'infiltration ou de ruissellement à l'entrée du CSD que des lixiviats recueillis à la base du stockage des déchets. Chaque casier est divisé en alvéoles constituant des unités hydrauliques distinctes dont la gestion est ainsi rendue plus aisée. Un casier est constitué des éléments suivants (figure B1) :

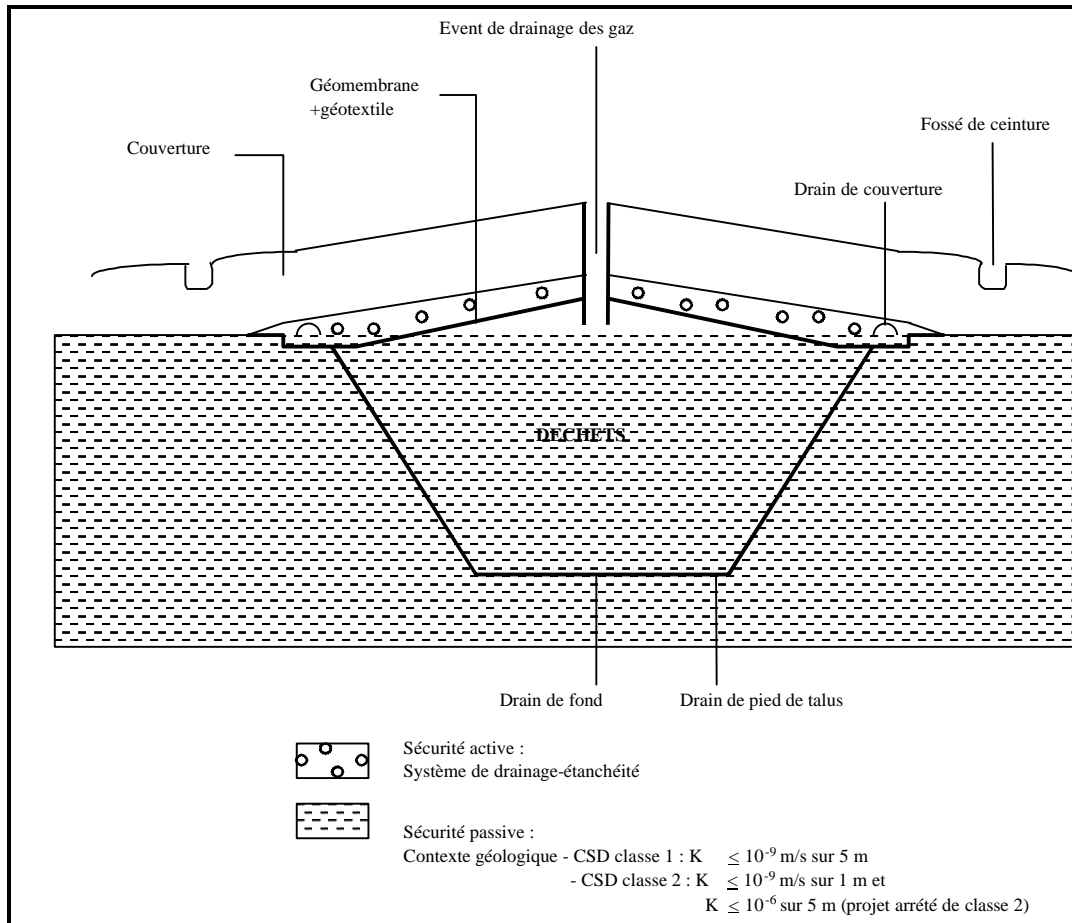


Figure B1 : Schéma type d'un CSD

- le substratum sur lequel le casier est installé. Une perméabilité de moins de $10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ sur 1 m et de moins de $10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ sur 5 m d'épaisseur. Il est aménagé de telle sorte que sa surface soit lisse et d'une pente de 1 %, c'est le fond de forme. Il constitue ce que l'on appelle la *sécurité passive* du casier ;
- la géomembrane (ou tout dispositif équivalent) assure avec le système de drainage la *sécurité active*. Si elle est posée dans de bonnes conditions, elle empêche tout contact entre les déchets et le sol ;
- le géotextile anti-poinçonnement est éventuellement posé sur la géomembrane. Il protège celle-ci des agressions mécaniques dues aux déchets qui peuvent l'endommager ponctuellement ;
- la couche de drainage d'une épaisseur de 50 cm environ est constituée de graviers grossiers dont le rôle est de collecter les lixiviats produits par les déchets et de les canaliser gravitairement vers le point bas de l'alvéole. Ils sont ensuite récupérés par le système de collecte des lixiviats (la hauteur du lixiviat ne doit pas dépasser 30 cm pour éviter qu'une charge trop importante ne sollicite la géomembrane) ;

- le système de collecte des lixiviats se présente de deux manières différentes : soit les lixiviats sont pompés, soit ils sont drainés. La première méthode, consiste à mettre en place un puits qui permet le passage d'une pompe au droit du point le plus bas de l'alvéole. Cette pompe s'enclenche automatiquement pour évacuer les lixiviats dans une citerne ou un bassin de stockage avant traitement. La seconde nécessitant plus de travaux de terrassements mais demandant moins d'entretien ensuite, nécessite la mise en place d'un système de drainage gravitaire sous l'alvéole conduisant à un bassin de stockage. L'inconvénient majeur réside ici dans le percement de la structure d'étanchéité au niveau du point bas de l'alvéole ;
- le système de collecte des gaz est constitué d'un ensemble de puits poreux pénétrant dans les déchets et facilitant l'extraction des gaz, centralisés ensuite vers une torchère et brûlés ou valorisés énergétiquement (ce qui est rare en France) ;
- la couverture mise en place lorsque l'alvéole est pleine, se compose d'un matériau de faible perméabilité et compacté dont le rôle est de limiter l'infiltration d'eau vers les déchets. Sa pente doit être choisie pour maximiser le ruissellement et minimiser son érosion. Des plantations sont utilisées pour assurer la stabilité de la couverture et augmenter la transpiration qui entraîne une réduction de la lame d'eau infiltrée. Une autre géomembrane peut être associée à la couche de sol compacté pour isoler complètement les déchets du milieu extérieur ;
- le système d'évacuation des eaux de ruissellement est composé de fossés autour de chaque casier pour récolter les eaux de ruissellement et les canaliser vers des bassins de rétention. Le but de ces fossés est de réduire au maximum le contact entre les eaux propres issues du milieu naturel et les déchets.

1.2 Situation géographique et climat

La commune d'Hochfelden est située dans la partie Nord du département du Bas-Rhin (67), à une trentaine de kilomètres au nord-ouest de Strasbourg.

Le CSD d'Hochfelden se situe à 2 km au sud du village et à 1 km au sud du canal de la Marne au Rhin. L'habitation la plus proche est implantée sur la commune de Schaffouse-sur-Zorn à 700 m du site.

Ce site, à l'origine une carrière de calcaires et de marnes, a débuté son exploitation en 1967 et est implanté à flanc de coteau dans le bassin versant du Rohrbach, un affluent de la Zorn alimentant le Rhin.

Le climat est de type continental tempéré humide, caractérisé par une température annuelle moyenne de 10 °C, et une pluviométrie annuelle de 750 mm.

1.3 Contexte géologique et hydrogéologique

▪ Contexte géologique

Au niveau du CSD de Hochfelden, on trouve essentiellement trois formations (figure B2) :

- le marno-calcaire (4 à 10 m d'épaisseur) : calcaires et marnes (*Gryphaea arcuata*) appartiennent aux étages de l'Hettangien-Sinémurien (Jurassique inférieur) ;

- Les marnes de Levallois (3 à 9 m d'épaisseur) : niveau constitué de schistes argileux noirs et d'argiles rouges appartenant au Rhétien (Trias supérieur), elles constituent la sécurité passive du site ;
- Le grès du Rhétien (6 m d'épaisseur) : grès fin lité gris clair alternant avec des argiles noires, rouges ou violettes indurées.

Les couches ont un pendage moyen de 3 à 4 % vers le nord.

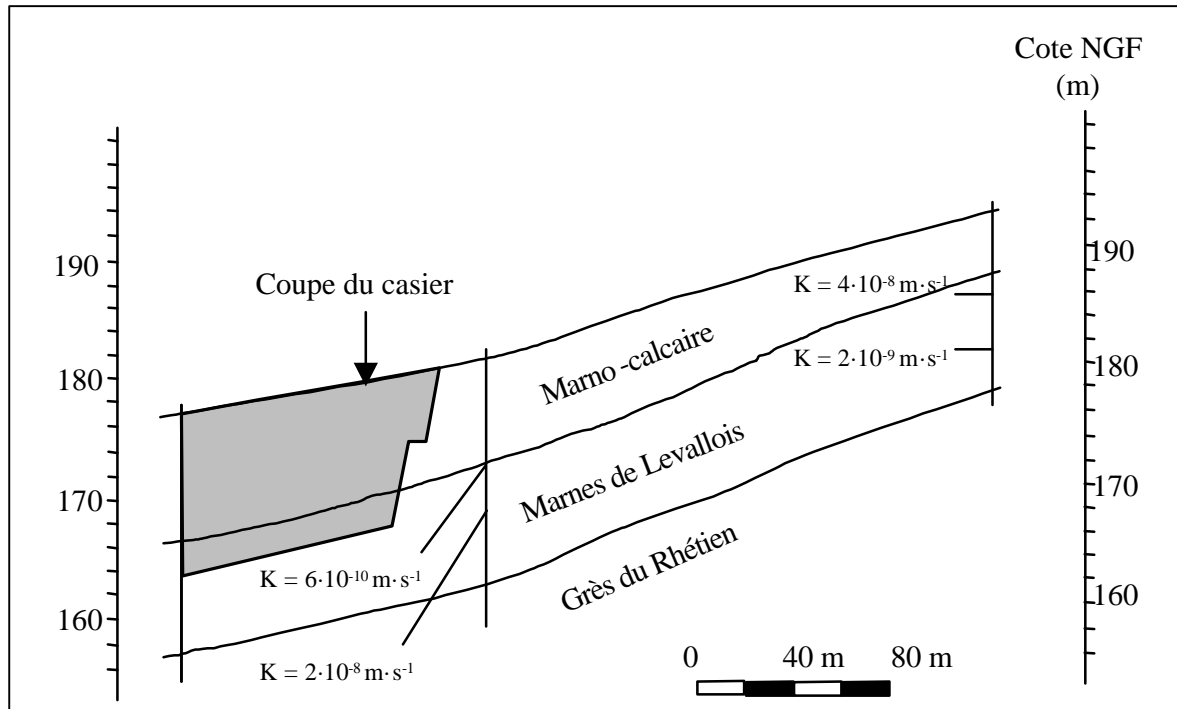


Figure B2 : Coupe géologique au niveau du casier instrumenté

▪ Contexte hydrogéologique

Les terrains qui constituent le sous-sol du site renferment deux nappes aquifères :

- une nappe superficielle contenue dans les marno-calcaires, au dessus des marnes de Levallois. Cette petite nappe s'écoule suivant la pente du toit des marnes vers le nord et est drainée par le Rohrbach avec lequel elle est en équilibre. Elle alimente une source, le Sourcin situé à 200 m au nord du site ;
- une nappe dans les grès du Rhétien.

Pour la première nappe, les essais de pompage indiquent des débits maximum instantanés variant entre $0,006 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Dans les grès, les débits maximum et minimum observés sont respectivement $3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

La nappe des marno-calcaires a perturbé l'exploitation du casier instrumenté, obligeant la mise en place d'un puits permettant de la rabattre afin d'éviter un soulèvement de la géomembrane par pression hydrostatique.

1.4 Disposition des aménagements

Le site de stockage de Hochfelden est un centre de classe 2, acceptant 80 000 tonnes de déchets par an. Il recouvre une surface de 13 ha.

La figure B3 permet de localiser le casier instrumenté par rapport au site. Il présente l'avantage d'être isolé des autres zones exploitées ce qui rend les calculs de bilan hydrique plus simples, notamment pour la prise en compte du ruissellement.



Figure B3 : Situation du casier instrumenté

Le casier a les caractéristiques suivantes :

Tableau B1 : Caractéristique du casier instrumenté

Surface	0,75 ha
Volume	60 000 m ³
Hauteur maximale de déchets	15 m
Nombre d'alvéoles	2
Date début d'exploitation	15 juillet 1998
Date fin d'exploitation	15 juin 1999

La récupération des lixiviats se fait par pompage grâce aux deux puits mixtes mis en place dans les deux alvéoles. Ils sont stockés dans deux citernes de 25 m³ chacune avant d'être envoyé en station d'épuration. Le biogaz collecté sur l'ensemble du casier est brûlé en torchère.

La sécurité active est assurée par les marnes de Levallois, et la sécurité active par une géomembrane PEHD de 2 mm protégée par un géotextile anti-poinçonnement et une couche de graviers drainant de 50 cm d'épaisseur. La couverture finale de 1 m d'épaisseur est constituée d'argile compacté.

Le centre de stockage de Hochfelden a une vocation départementale inscrite au Plan Départemental d'Élimination des Déchets, son aire d'influence se limitant au Bas-Rhin. En ce qui concerne les OM, la population desservie est d'environ 15 000 habitants.

Durant son exploitation, du 15 juillet 1998 au 15 juin 1999, le casier a reçu :

- 71,5 % de refus de tri ;
- 11 % d'ordures ménagères ;
- 7,9 % de boue de station d'épuration.

L'historique de remplissage des deux alvéoles est présenté sur la figure suivante.

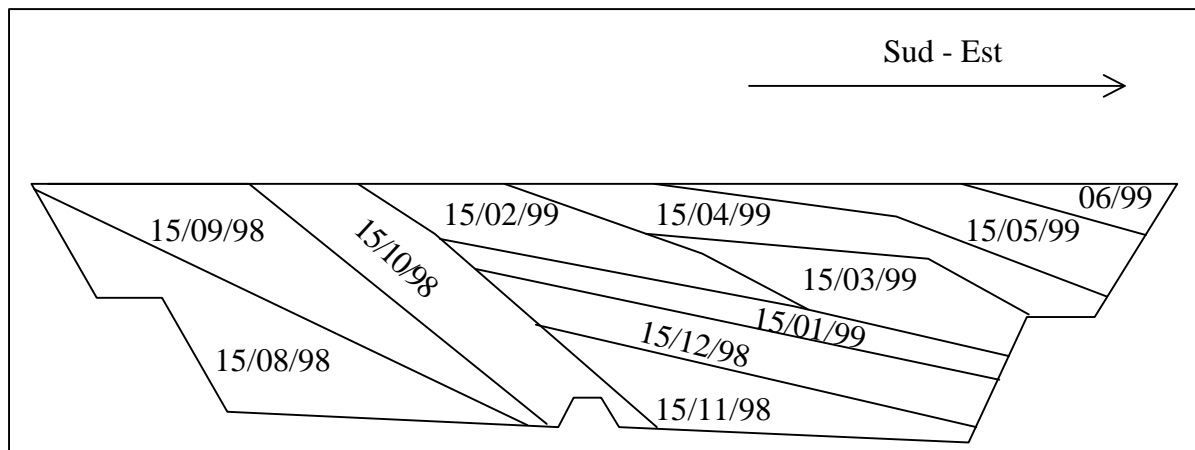


Figure B4 : Phasage d'exploitation du casier instrumenté

2 Instrumentation

L'instrumentation a été conçue de façon à pouvoir suivre toutes les entrées et les sorties d'eau dans le casier, pendant sa phase d'exploitation et après sa couverture. En plus des sondes d'humidité, des sondes de températures ont été mises en place afin de suivre les évolutions spatiales et temporelles de la température dans les déchets.

Chaque capteur est décrit avec son principe de fonctionnement, sa position et son pas de temps de mesure.

2.1 Mesures à l'intérieur de la décharge et de la couverture

2.1.1 Mesure de la teneur en eau dans les déchets

Pour l'exploitant, la mesure de l'humidité des déchets présente un intérêt évident pour la gestion des effluents dans la mesure où elle est corrélée à la quantité de lixiviats produite et à l'intensité des processus de biodégradation et donc de la production de biogaz.

La mesure de l'humidité dans les déchets permet d'appréhender les variations du stock d'eau (un des termes du bilan hydrique) et de suivre les écoulements saturés et insaturés.

Même s'il est possible de mesurer la teneur en eau des déchets par gravimétrie sur des échantillons prélevés directement dans les déchets, cette technique a de nombreux inconvénients :

- elle est destructive et ne permet pas la répétition de la mesure ;
- coûteuse (nombreux échantillons nécessaires) ;
- longue (passage à l'étuve) ;
- délicate (il est difficile d'obtenir des échantillons intacts dont l'humidité est représentative de la zone de prélèvement).

Aussi, il est préférable d'avoir recours à une technique indirecte rapide, non destructrice et facilement répétable si nécessaire.

Quatre catégories de méthodes peuvent être utilisées :

- conductivité électrique ou thermique ;
- électromagnétique ;
- tensiométrie ;
- neutronique.

Ci dessous, sont listés les avantages et inconvénients de chaque technique.

- **Conductivité électrique ou thermique** : ces méthodes sont basées sur le principe que ces conductivités varient avec la teneur en eau du milieu poreux considéré. La principale limitation est liée à l'hétérogénéité des déchets qui provoque des perturbations dans les flux de chaleurs et les flux électriques. De plus, la charges en ions du lixiviat peut modifier la conductivité électrique (Rosqvist et *al.*, 1997).
Des sondes «à chocs thermiques» ont été expérimentées à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse (IMFT), elles sont faciles à construire mais leur volume de mesure est faible (Lanini, 1998 ; Aran, 2001). Elles ont été utilisées sur le site de Vert Le Grand et donnent des résultats encourageants.
- **Tensiométrie** : Dans cette technique, on mesure la succion du milieu, dont on déduit la teneur en eau. Toutefois, les problèmes de sensibilité sont importants notamment pour des succions correspondant à des humidités comprises entre la capacité au champ et la saturation. Il existe une autre contrainte liée au mauvais contact entre la sonde et le déchet qui introduit des erreurs dues à des écoulements au niveau de l'interface. Le volume de mesure est faible et l'hétérogénéité des déchets est telle qu'il est difficile de trouver une relation humidité/succion fiable (Korfiatis et *al.*, 1984 ; Yuen et *al.*, 2000).
- **Neutronique** : (Goodspeed, 1981 ; Stone, 1990) des neutrons à forte énergie sont émis dans le sol par une source radioactive, ils sont ralentis par les chocs élastiques avec les noyaux des atomes. Comme l'hydrogène a une masse atomique très faible, il peut ralentir les neutrons plus efficacement que les autres éléments. En supposant que la quantité d'atomes d'hydrogène soit directement corrélée avec la teneur en eau, celle ci peut être déterminée à l'aide d'une courbe de calibration. Plusieurs effets peuvent perturber la mesure :
 - effets des atomes d'hydrogène liés : les sols, notamment les argiles contiennent de l'eau de constitution qui ne participe pas aux écoulements mais qui est mesurée par la sonde à neutrons. Ceci entraîne une *surestimation* de la teneur en eau notamment si le déchet contient beaucoup de bois ou de plastiques ;

- capture des neutrons : certains éléments ont des affinités avec les neutrons (fer, potassium, chlore) et les absorbent ce qui provoque une diminution de la mesure de la teneur en eau ;
- densité : une variation de densité entraînant une modification des effets des atomes d'hydrogène liés et des effets de la capture des neutrons.

Le principal avantage de cette méthode est son grand rayon de mesure, 15 cm pour un sol humide et 70 cm pour un sol sec (Gardner, 1986). Le rayon pour les déchets est d'environ 10 cm, mais il varie selon leur composition.

Elle nécessite le forage d'un tube ce qui perturbe le milieu de mesure et la manipulation d'une source radioactive, limite beaucoup son utilisation. D'après Yuen *et al.* (2000) l'hétérogénéité des déchets ne permet pas à cette méthode de mesurer les teneurs en eau réelles du milieu mais leurs variations dans l'espace et le temps.

Depuis plus d'une dizaine d'années une nouvelle méthode de mesure indirecte se développe, la mesure TDR (Time Domain Reflectometry). Elle a tendance à remplacer la sonde à neutron car elle n'utilise pas de source radioactive.

La sonde TDR permet de mesurer le pourcentage d'eau (volumique) présent dans un sol ou dans tout milieu relativement homogène. Elle fonctionne selon le principe de la réflectométrie en domaine temporel, une application dérivée du RADAR, où une onde électromagnétique émise par une antenne subit une réflexion sur un objet. Partant de la vitesse de propagation de cette onde dans l'air, on en déduit en mesurant son temps de retour la distance de cet objet par rapport à l'antenne (cf. Topp *et al.*, 1980). La sonde utilisée dans cette étude est la Moisture•Point™ MP-917, conçue par Environmental Sensors™ et commercialisée par NEREIDES en France. Ce système (ENVIRONMENTAL SENSORS™, 1994) basé sur le principe du modèle d'Herkelrath (Hook and Livingston, 1995a 1995b ; Hook *et al.*, 1992), calcule la teneur en eau en fonction de la formule suivante :

$$q^v = \frac{\left(\frac{T}{t} - b\right)}{\sqrt{K_w - 1}} \quad \text{eB 1}$$

avec :

T : temps (s) ;

K_w : constante diélectrique de l'eau (sans unités) ;

τ : temps de parcours de l'onde électromagnétique dans l'air (s) ;

β : rapport entre le temps de parcours de l'onde dans un échantillon sec et dans l'air (sans unités).

On a donc une relation de type linéaire entre le volume d'eau dans le sol et le temps mesuré. Si la théorie est relativement simple, la difficulté de cette technique réside dans le traitement du signal pour obtenir une mesure précise du temps. Les sondes TDR sont divisées en plusieurs segments partagés par des diodes. En jouant sur la polarité du signal, ces diodes peuvent être utilisées comme court-circuit le long de la ligne de transmission. Pour chaque diode, on analysera le signal diode ouverte puis diode fermée. En faisant la différence des deux signaux, on réduit le bruit causé par le système (Hook, 1992). Ceci permet d'utiliser des câbles de longueur allant jusqu'à 50 m. Ce qui a motivé le choix de l'achat de ce matériel. Les principaux problèmes associés à ce type de sonde sont la nécessité d'avoir un bon contact entre la sonde et le milieu et un faible volume de mesure (4 cm de rayon autour de la sonde : ENVIRONMENTAL SENSORS™, 1995) ce qui pose un problème étant donné l'hétérogénéité et l'important volume élémentaire représentatif des déchets.

En conclusion, il apparaît qu'aucunes des méthodes indirectes proposées est idéale dans les déchets étant donné leurs limites. La sonde à neutron et la sonde TDR paraissent les mieux adaptées. La première a été rejetée en raison de la nécessité d'effectuer un forage et la manipulation d'une source radioactive. Malgré les problèmes liés au contact et au faible volume de mesure, le choix s'est porté sur la technique TDR et le modèle Moisture Point. La grande longueur des câbles des sondes utilisées a permis leur mise en place au fur et à mesure du remplissage du casier sans que les déchets soient remaniés.

Etant donné les limites de l'application de cette technologie aux déchets, les sondes TDR ne seront pas utilisées pour mesurer les teneurs en eau réelles des déchets mais leurs variations dans le temps et l'espace afin de détecter le déplacement des fronts d'humidité.

La principale difficulté à résoudre lors de la mise en place a été la protection des sondes et de leur câble contre l'action des engins compacteurs. Pour ce faire plusieurs dispositions ont été prises :

- utilisation d'une gaine blindée ;
- mise en place d'une quantité suffisante de déchets (1,5 m de hauteur) ;
- remontée des câbles le long de la géomembrane (zone où les déchets mis en place sont sélectionnés pour éviter de l'endommager).

Sept sondes TDR ont été installées selon un profil vertical avec un incrément d'espace de 2 m (Annexe 5, figures An2 et An3). Les mesures ont été réalisées manuellement selon un pas de temps hebdomadaire.

2.1.2 Mesure de la teneur en eau dans la couverture

L'évaluation de l'infiltration à travers la couverture constitue une étape intermédiaire du bilan hydrique, elle est calculée à partir de l'équation suivante (figure B5) :

$$\text{Infiltration} = \text{Pluviométrie} - \text{Evapotranspiration réelle} - \text{Ruissellement} - \Delta S \quad \text{eB 2}$$

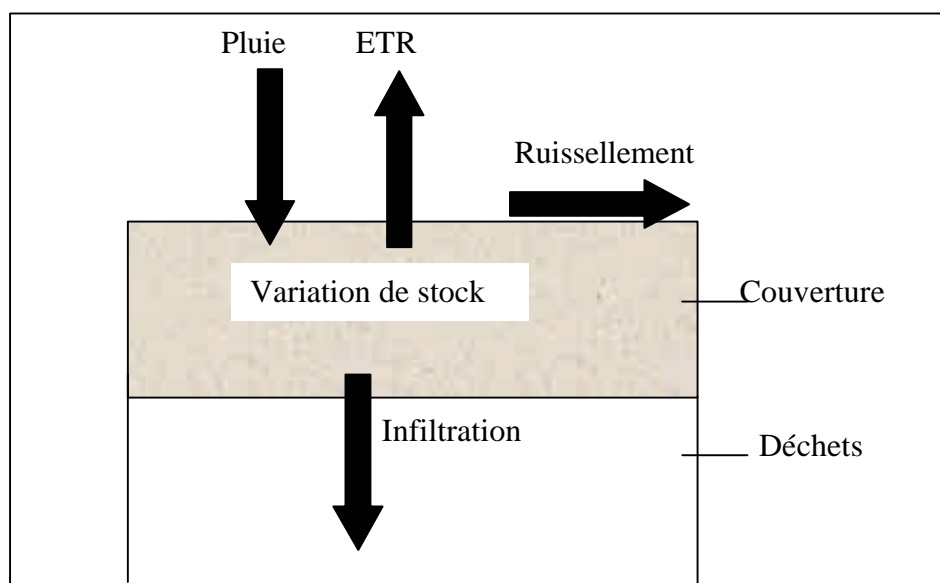


Figure B5 : Infiltration à travers la couverture

Le suivi de l'infiltration nécessite donc la mesure de la teneur en eau de la couverture à l'aide d'une méthode répétitive et non destructrice. La sonde TDR semble bien adaptée à cette application (Boehm and Scherbert 1997 ; Nyhan et al. 1994). Elle est facile à mettre en œuvre et ne nécessite pas la manipulation d'une source radioactive comme la sonde à Neutrons. Toutefois, cette technique présente une faible dérive avec les matériaux argileux en raison de l'existence d'ions mobiles dans les feuillets d'argile. Un calage peut être mené en effectuant en parallèle des mesures TDR et des mesures gravimétriques pour différentes teneurs en eau de la couverture.

Lorsque la teneur en eau du sol diminue fortement, les argiles de la couverture subissent des fentes de retrait ce qui entraîne des problèmes de contact avec les sondes TDR, celles ci mesurent alors la teneur en eau à la fois de la matrice et des fissures ainsi formées. La présence d'une couche de terre végétale suffisamment épaisse permet de limiter ce phénomène.

La teneur en eau dans la couverture a été suivie à l'aide de 2 sondes TDR (chacune constituée de 4 segments de 15 cm de long) de novembre 1999 à décembre 2000 avec un pas de temps hebdomadaire.

Contrairement au cas des déchets, l'implantation de ces sondes dans la couverture en argile compacté relève d'un domaine classique d'utilisation de cette technologie. Les principales difficultés sont les suivantes : lorsque la teneur en eau du sol diminue fortement, les argiles subissent des fentes de retrait qui entraînent des problèmes de contact avec la sonde, celle ci mesure alors la teneur en eau de la matrice et des fissures ainsi formées.

Du mois d'avril 2000 au mois de novembre 2000, des mesures gravimétriques ont aussi été menées pour tester la validité de cette méthode, les résultats sont présentés dans le chapitre C.

2.1.3 Mesure de température

Le casier est équipé de 36 thermocouples, 32 dans les déchets, 2 dans la couverture et 2 dans les lysimètres. Ce type de sondes a déjà été utilisé avec succès dans les déchets (Lanini, 1998).

Ces sondes fonctionnent selon le principe suivant : il y a apparition d'une force électromotrice (f.é.m) dans un circuit ouvert composé de deux conducteurs différents, lorsque les jonctions sont à des températures différentes. Cette f.é.m peut être mesurée en interrompant l'un des fils et en reliant ses deux extrémités à un voltmètre de très grande impédance d'entrée de telle sorte que le courant dans le circuit soit négligeable.

Les thermocouples choisis pour l'étude sont de type K, les alliages Nickel/Chrome et Nickel/Aluminium permettent de mesurer des températures comprises entre -200 °C et 1000 °C avec une précision de 1 °C à 100 °C . La gaine de protection est en acier inoxydable et l'ensemble est recouvert de Téflon pour résister contre les agressions chimiques.

L'étalonnage des sondes, vérifié en laboratoire de 0 °C à 100 °C , s'est révélé satisfaisant et confirme la précision donnée par le constructeur.

Les thermocouples dans les déchets sont disposés par paires (pour réduire l'incertitude de mesure) de la manière suivante (Cf. chapitre C, § 3.1) :

- 14 avec les 7 sondes TDR pour compléter le profil vertical ;
- 14 pour suivre la répartition horizontale des températures ;
- 2 à l'interface gravier drainant – déchets ;
- 2 à l'interface géomembrane – déchets.

Ils ont été disposés en même temps que les sondes TDR et avec le même protocole.

2.1.4 Pompage des lixiviats

La récupération des lixiviats s'est faite par pompage grâce aux deux puits mis en place dans les deux alvéoles du casier. Un débitmètre permet de suivre les volumes pompés.

Le volume des lixiviats est un paramètre délicat à suivre, notamment si ceux-ci sont pompés et non drainés. En effet, la durée de vie des pompes est courte en raison du caractère agressif des lixiviats. Ainsi, le pompage peut être rendu impossible le temps de réparer ou de changer les pompes en panne (à moins de disposer d'une pompe de rechange).

Les cuves de stockage de lixiviats sont équipées de ballons flotteurs permettant de court-circuiter la pompe lorsque le lixiviat dépasse une certaine hauteur. Les pompes sont déclenchées manuellement à partir d'un tableau de contrôle. Comme il a été observé durant l'étude, cette méthode présente un inconvénient lorsque le lixiviat n'est pas pompé régulièrement. Si on le laisse s'accumuler trop longtemps, il est difficile de valider le calcul de bilan hydrique en comparant les volumes réels et les volumes calculés. Cette démarche est contraignante car elle nécessite un bon dimensionnement des cuves ou des bassins de stockage, et une bonne gestion des flux des lixiviats à traiter en station d'épuration. La capacité de stockage des citernes de lixiviat du site de Hochfelden étant faible ($2 \times 25 \text{ m}^3$) le pompage n'a pas toujours été possible.

2.1.5 Mesure de niveau

Les niveaux de lixiviat dans les 2 puits des deux alvéoles du casier instrumenté ont été suivis à l'aide d'une sonde lumineuse OTT de modèle KLT-D. Elle est constituée d'un ruban de 50 m terminé par une sonde où un relais électronique se ferme par conductivité dès le contact de la sonde avec un liquide conducteur. Ceci entraîne l'allumage d'une ampoule et la mise en service d'un dispositif de mesure de température.

2.2 Mesures sur le site

2.2.1 Station météo

Il s'agit d'une station Campbell, constituée d'une tour en aluminium ATW3 sur laquelle les capteurs sont montés. Ils sont pilotés par une centrale d'acquisition CR10X alimentée par batterie rechargée par le secteur.

Plusieurs types de capteurs sont en place :

- un pyranomètre SP1110 mesurant l'intensité lumineuse ;
- un pluviomètre ARG100 ;
- un anémomètre 05103-5 mesurant la vitesse du vent et sa direction ;
- un capteur de température et d'humidité 50Y ;
- un baromètre pour mesurer la pression atmosphérique sur le site.

Les données sont enregistrées selon un pas de temps horaire et un pas de temps journalier.

Cette station permet de mesurer la pluviométrie et de calculer l'ETP selon la formule de PENMAN.

2.2.2 Mesure du ruissellement

Toute la surface du casier instrumenté est ceinturée de fossés qui acheminent tout le ruissellement vers le système de mesure comprenant un canal venturi, une sonde à ultrasons, le FMU un boîtier convertissant le signal en un volume et un Memolog pour les enregistrer dans une carte PCMCIA. Tout ce matériel est commercialisé par Endress+Hauser. Cet ensemble mis en place depuis le mois d'avril 2000, permet une mesure avec un pas de temps de 30 secondes.

Le canal Venturi est un caniveau réalisé en fibre de verre permettant des écoulements à surface libre. Il est suffisamment court pour que les pertes par frottements entre la section d'entrée et la section contractée de l'écoulement soient négligeables. Lorsque la zone de contraction est le siège d'un écoulement en régime critique (limite entre le régime fluvial et régime torrentiel), le débit passant sur la structure dépend uniquement de la hauteur mesurée en amont.

Le canal Venturi a les débits caractéristiques suivantes : minimum $13,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, nominal $180 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et maximum $322 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Il est intégré dans un canal en béton constitué d'un chenal d'approche de 3,8 m et d'un chenal de dégagement de 0,4 m, la mesure par ultrasons se faisant à 1,8 m du Venturi (figure B6).

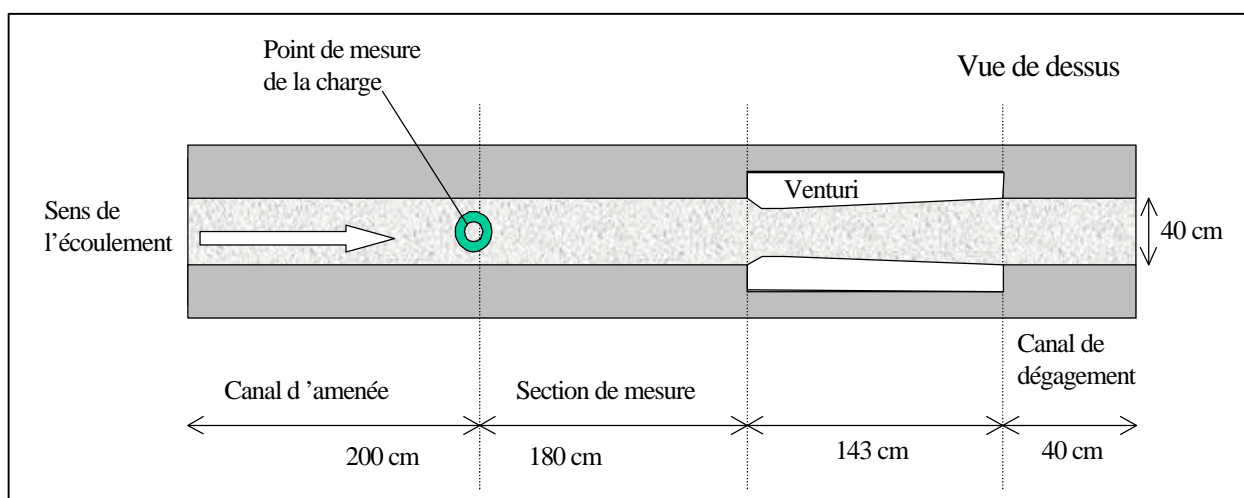


Figure B6 : Canal Venturi

Une sonde ultrasonique placée au-dessus du produit est activée électriquement par le FMU et envoie une impulsion ultrasonique à travers l'air en direction du produit. Cette impulsion est réfléchiée par la surface, l'écho partiel renvoyé vers la sonde est de nouveau converti en un signal électrique. Le temps entre l'émission et la réception de l'impulsion (durée du parcours) est directement proportionnel à la distance entre la sonde et l'eau. La distance D est déterminée par la vitesse du son c et la durée de parcours t selon la formule :

$$D = c \cdot t / 2$$

eB 3

La mesure de hauteur du fluide est indépendante des caractéristiques de ce dernier (poids spécifique, conductivité, viscosité, constante diélectrique) ainsi que des variations de température.

Le FMU retranscrit donc le signal en une hauteur de lame d'eau ou en un débit si on lui rentre la courbe caractéristique du canal Venturi (relation hauteur / débit).



Figure B7 : Photo de l'instrumentation pour la mesure de ruissellement

Le data-manager « *memo-log* » saisit des valeurs de mesures analogiques avec ses 4 canaux d'entrée. Il permet de combiner ou linéariser les valeurs, de les afficher, de surveiller des seuils, et de mémoriser les données sur la carte mémoire. Dans le cas de l'étude, il permet de stocker les débits de ruissellement à un pas de temps de 30 s sur une période de 15 jours grâce à une carte PCMCIA de 2048 octets.

Les principales contraintes liées à ce type d'instrumentation sont :

- l'incertitude de mesure pour les faibles débits ;
- l'entretien des fossés pour éviter qu'ils se bouchent et débordent ;
- le curage du canal à intervalle régulier pour éviter une dérive des mesures causée par l'accumulation de sédiments.

Le débit maximal observé durant les 8 mois de la période de mesure (tableau B3), a été de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Il n'y a donc pas eu de débordement.

2.2.3 Les lysimètres

Deux lysimètres ont été mis en place sur la couverture du casier instrumenté dans le but d'étudier l'évaporation réelle des déchets et d'adapter la formule de Penman.

Le principe de l'expérimentation consiste à effectuer un bilan hydrique sur deux petits casiers lysimétriques isolant un volume de déchets au contact de l'atmosphère. Les lixiviats infiltrés en fond de casier lysimétrique sont drainés pour une prise en compte dans le bilan.

La principale incertitude provient de la non-connaissance du stock en eau des déchets, la technique TDR s'étant révélée non satisfaisante pour la mesurer en raison des mauvais contacts entre les sondes et les déchets, ceux-ci étant peu compactés en surface. La teneur en eau des déchets a donc été approchée par une modélisation du bilan hydrique au pas de temps journalier.

Les déchets étant le siège de fermentation, leur température a été suivie pour étudier leur impact sur l'évaporation.

La figure B8 indique le principe de réalisation d'un casier lysimétrique : il s'agit de créer une petite alvéole avec les moyens de terrassements disponibles sur le site et étanchée par une bande de géomembrane sans soudure.

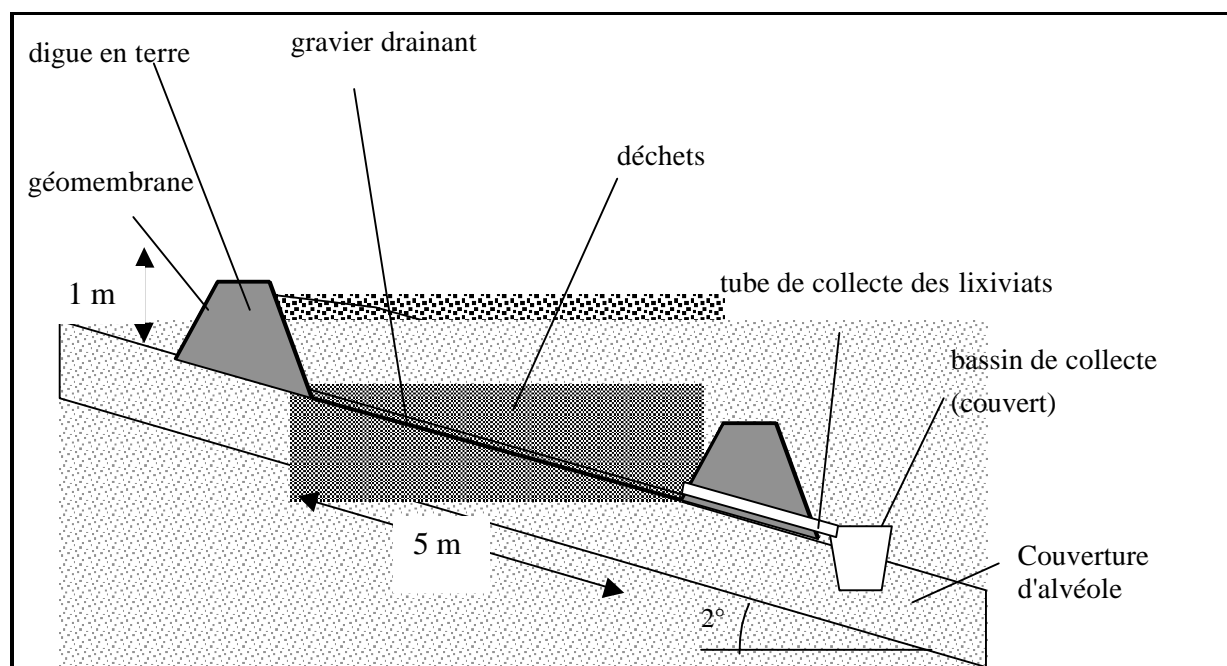


Figure B8 : Coupe d'un lysimètre

Les caractéristiques géométriques des deux lysimètres sont les suivantes :

Tableau B2 : Caractéristiques des lysimètres

	Lysimètre 1	Lysimètre 2
Surface (m ²)	65,19	63,38
Volume (m ³)	44,62	44,257
Hauteur de déchets (m)	1	
Date de mise en place	01/09/99	01/09/99

Chaque lysimètre possède un bassin de collecte couvert d'un volume de 800 litres.

2.3 Disposition de l'instrumentation

Le tableau B3 et la figure B9 résument la cohérence du dispositif sur le site.

Tableau B3 : Tableau récapitulatif de l'instrumentation

Paramètre	Mesure		Date de mise en place	Pas de temps
ATMOSPHERE				
Pluviométrie	station météorologique	1	22/09/96	heure et jour
Température air		1	22/09/96	heure et jour
Humidité air		1	22/09/96	heure et jour
Intensité lumineuse		1	22/09/96	heure et jour
Vitesse vent		1	22/09/96	heure et jour
Pression atmosphérique		1	29/10/97	heure et jour
COUVERTURE				
Ruissellement	canal Venturi	1	20/04/00	30 s
	sonde ultrasons	1		
	FMU	1		
Teneur en eau couverture	TDR	2	8/11/99	Semaine
Teneur en eau couverture	gravimétrie	***	20/04/00 – 3/10/00	Semaine
DECHETS				
ETR déchets	lysimètre	2	28/09/99	Semaine
Teneur en eau des déchets	TDR	7	04/08/98	Semaine
Température déchets (casier)	thermocouples	32	04/08/98	Semaine
Température déchets (lysimètre)	thermocouples	2	07/10/99	Semaine
Mesure de niveau de lixiviats	sonde ruban	1	18/08/98	Semaine
Volumes de lixiviat	pompe débitmètre	1	12/08/99	Selon pompage
		1		

Une des phases les plus délicates de l'instrumentation a été la mise en place des sondes de températures et d'humidité dans les déchets. En effet, leur nature hétérogène et le compactage utilisé pour les mettre en œuvre entraînent des risques d'agression physique importants.

Après plusieurs essais, le protocole suivant a été validé : les câbles des sondes ont été protégés par des gaines blindées, elles-mêmes protégées par des matelas. Avant passage du compacteur, l'ensemble a été recouvert par 1 m de déchets physiquement peu agressifs.

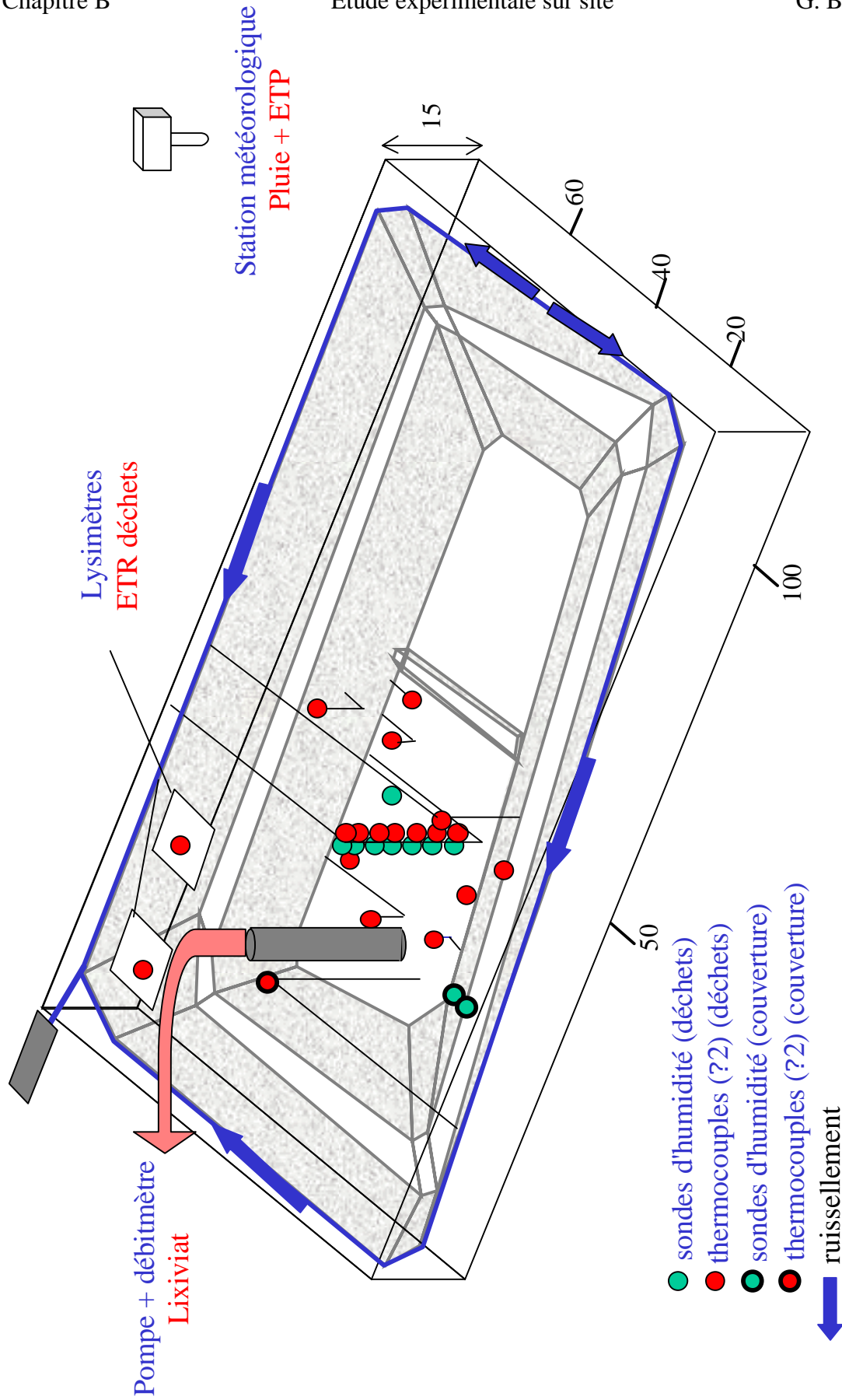


Figure B9 : Disposition de l'instrumentation

3 Synthèse

3.1 Réflexion sur les pas de temps utilisé

Le choix du pas de temps des différentes sondes est un problème délicat, nécessitant un compromis entre les contraintes de la technologie (dont parfois la durée d'autonomie du matériel), les ressources humaines, la gestion des données, et la quantité d'informations requises pour une interprétation scientifique puis opérationnelle, liée à la variabilité des phénomènes.

Le pas de temps dépend des objectifs fixés : la caractérisation de valeurs moyennes ou de tendances à long terme nécessite d'abord d'agir sur l'effectif des échantillonnages statistiques, ce qui peut être partiellement obtenu par le choix du pas de temps. Mais une prise d'échantillons dense ne compense pas un démarrage trop tardif des mesures. La compréhension et la résolution de problèmes liés à des dynamiques rapides (en particulier lors d'épisodes pluvieux), exige des pas de temps plus fins, et ceci d'autant plus que l'on a besoin d'extrapoler (à d'autres phénomènes encore plus intenses, à d'autres combinaisons de facteurs, ou à un autre site).

Selon les paramètres, on distingue plusieurs cas de figure :

- Ceux ne nécessitant qu'un seul capteur de mesure : les paramètres climatologiques et le ruissellement.

Pour le ruissellement, les systèmes d'acquisition de données permettent d'avoir un pas de temps fin (30 s) tout en conservant une autonomie d'une quinzaine de jours.

L'utilisation d'une station météorologique automatique permet une parfaite maîtrise du pas de temps pour la mesure de la pluviométrie et des paramètres nécessaires au calcul de l'évapotranspiration. En général, ces stations sont configurées à un pas de temps journalier, mais il est possible de modifier leur programmation. Ainsi, si l'on mesure le ruissellement sur le site, il est indispensable de suivre la pluviométrie à un pas de temps plus fin (en hydrologie on utilise un pas de temps de 6 minutes).

- Ceux nécessitant plusieurs capteurs de mesure : l'humidité et les températures.

Pour les températures et les humidités, la situation est plus complexe. Le nombre de capteurs étant plus important, si on a besoin d'un pas de temps journalier il est nécessaire d'automatiser le système de mesure en le multiplexant. Cette option peut se révéler coûteuse notamment pour les sondes TDR.

Dans ce cas, on a été contraint d'utiliser un pas de temps hebdomadaire. Pour les températures et les humidités dans les déchets, ce choix est justifié étant donné les faibles vitesses de variations observées.

Pour le suivi de l'humidité dans la couverture, cette option entraîne une perte d'information, un pas de temps journalier voire horaire est recommandé. A Hochfelden, l'utilisation du pas de temps hebdomadaire a plus été motivée par des critères techniques et économiques que par des critères scientifiques. L'utilisation d'un pas de temps journalier ou horaire aurait nécessité l'achat très coûteux d'un système de multiplexage et aurait mobilisé un boîtier de mesure

uniquement pour les sondes de la couverture, au détriment des mesures de teneur en eau dans les déchets.

Pour réduire la perte d'information due au pas de temps hebdomadaire, la teneur en eau de la couverture ainsi que le niveau de lixiviat dans les lysimètres ont été suivis quotidiennement pendant 15 jours. Cet épisode a permis d'affiner le comportement hydraulique des lysimètres et de la couverture et sert de référence pour le calage des modèles utilisés.

- Le cas des volumes de lixiviat.

Pour les lixiviats la situation est un peu particulière et dépend de leur mode de récupération.

S'ils sont drainés, les volumes de lixiviat pouvant être mesurés à l'aide d'un capteur (volume ou hauteur), la situation peut se ramener au premier cas.

S'ils sont pompés automatiquement (par exemple dès que le lixiviat dépasse une certaine cote), le pas de temps variera selon la fréquence du pompage.

S'ils sont pompés manuellement, d'après l'expérience acquise sur le site de St-Fraimbault avec le projet de SITA : « Observatoire des sites K2 », un pas de temps hebdomadaire paraît suffisant.

3.2 Conclusions de l'étude expérimentale sur site

L'étude expérimentale du CSD de Hochfelden a consisté à instrumenter un casier de 60 000 tonnes. Une station météorologique automatique a permis la mesure de la pluviométrie et des paramètres nécessaires au calcul de l'ETP. Le comportement de la couverture a été suivi à l'aide d'un canal Venturi pour le ruissellement, de 2 sondes TDR et 2 thermocouples pour les humidités et les températures. 7 sondes TDR et 32 thermocouples ont été mis en place directement dans les déchets au fur et à mesure du remplissage du casier. Les volumes de lixiviat pompés et les variations de hauteur d'eau en fond de puits ont été mesurés. Enfin 2 lysimètres ont été conçus afin de suivre l'évapotranspiration réelle des déchets.

Ce dispositif expérimental, innovant par les technologies employées (les sondes TDR dans les déchets par exemple), sa complémentarité (tous les paramètres importants du bilan hydrique sont suivis) et par le nombre important de points de mesures répartis dans la masse de déchet a permis d'observer l'évolution des variables mesurées pendant 2 ans et demi.

CHAPITRE C

Résultats expérimentaux

Résultats expérimentaux

Nous avons présenté dans le chapitre précédent les protocoles expérimentaux permettant de mesurer les paramètres du bilan hydriques ainsi que les températures des déchets dans un site réel. Dans ce chapitre, nous allons interpréter les résultats obtenus pour mettre en évidence les mécanismes contrôlant la génération du lixiviat.

Après avoir étudié les données relatives à l'atmosphère (pluie et évaporation), le comportement de la couverture qui joue un rôle fondamental dans le bilan est analysé. Ensuite nous détaillerons les résultats expérimentaux obtenus dans les déchets (températures et humidités). Enfin, les données (volumes de lixiviat) acquises dans un autre site (St Fraimbault) seront décrites.

1 Les paramètres atmosphériques

1.1 Pluviométrie et évapotranspiration

Le site a reçu 2048 mm en 902 jours soit $2,27 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ en moyenne. Les intensités maximales observées sont $45 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$ et $13,6 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

L'évapotranspiration totale calculée selon la méthode de Penman est de 1300 mm en 902 jours, soit $1,45 \text{ mm}\cdot\text{j}^{-1}$.

La pluviométrie et l'évapotranspiration mensuelles sont présentées dans le tableau C1.

Tableau C1 : Récapitulatif de la pluviométrie et de l'évapotranspiration mensuelles durant la période de mesure

mois		jan.	fév.	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept	oct.	nov.	déc.
1998	Pluie (mm)	***	***	***	***	***	***	39.8	27.8	85.8	126.8	68	25.8
	ETP (mm)	***	***	***	***	***	***	82.2	92.3	40.8	20.9	9.0	9.1
1999	Pluie (mm)	37.6	53.8	77.8	53.6	90.6	73.4	70.4	70.0	101.9	53.6	38.9	159.6
	ETP (mm)	12.7	9.5	23.6	44.1	71.4	82.7	97.0	71.2	51.0	25.2	10.4	12.0
2000	Pluie (mm)	27.0	60.6	32.4	43.6	74.0	10.0	52.8	60.4	64.2	61.0	109.2	27.0
	ETP (mm)	8.7	16.9	32.1	50.6	78.3	111.1	66.6	80.2	45.6	27.3	14.0	13.0

1.2 Evaporation : le cas des déchets en surface

Les résultats obtenus par les lysimètres sont délicats à interpréter, ceci pour deux raisons :

- la taille trop réduite des citernes récoltant le lixiviat a entraîné une perte d'informations ;
- les sondes TDR ne donnent pas de signal dans ces déchets peu compactés. Sans la connaissance de la variation de stock dans les déchets, il est alors impossible d'avoir un bilan hydrique complet.

Pour détourner ces difficultés, deux solutions ont été apportées :

- un suivi journalier pendant 14 jours ;
- l'utilisation d'un modèle de type réservoir pour estimer la teneur en eau et en déduire l'ETR des déchets.

Le modèle est basé sur le bilan de type Thorthwaite et Matter au pas de temps journalier :

- l'ETR est calculée à partir de l'ETP en tenant compte de l'eau disponible dans les déchets ;
- les lixiviats sont générées selon une cinétique d'ordre 1 (le principe est décrit dans le chapitre A, § 5.2.1.2) ;
- le système formant une cuvette, le ruissellement est nul.

L'ETP tient compte de la température des déchets. D'après l'étude bibliographique, la conductivité thermique des déchets varie entre 0,1 et 0,5 W·m⁻¹·K⁻¹. Dans les simulations, une valeur moyenne de 0,25 W·m⁻¹·K⁻¹ a donc été prise.

Les déchets produisant de la chaleur par fermentation anaérobie et aérobie, leur température est plus élevée que celle des sols. Les deux lysimètres ont chacun été équipé d'un thermocouple relevé toutes les semaines.

L'écart moyen de température entre les déchets des lysimètres et l'atmosphère est de 20 °C et varie entre 3,5 et 45 °C. Ces valeurs importantes sont à intégrer dans le calcul de la formule de Penman, celle-ci ne tenant pas compte d'un tel phénomène pour les sols.

La formule de Penman modifiée pour les sols nus est (tous les paramètres de cette formule sont décrits dans l'Annexe 1) :

$$LET = \frac{\Delta(R_n - G) + r \cdot C_p \cdot \frac{(e_a - e_d)}{r_a}}{\Delta + g \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \cdot \frac{1}{1 + \frac{g}{g + \Delta} \frac{r_s}{r_a}} \quad \text{eC 1}$$

Pour tenir compte du gradient thermique entre les déchets et l'atmosphère, le terme suivant est intégré dans l'équation eC1 :

$$Gd = \frac{T_{déchet} - T_{air}}{h} C_t \quad \text{eC 2}$$

avec :

- T_{déchet} : température des déchets (°K) ;
- T_{air} : température atmosphérique (°K) ;

h : épaisseur de déchet effective (m)

Dans les simulations une valeur de 0,5 m a été prise (cela correspond à la profondeur de mesure des thermocouples) ;

C_t : conductivité thermique des déchets ($W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$).

Une valeur de $0,3 W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$ a été considérée (Houi *et al.*, 1997).

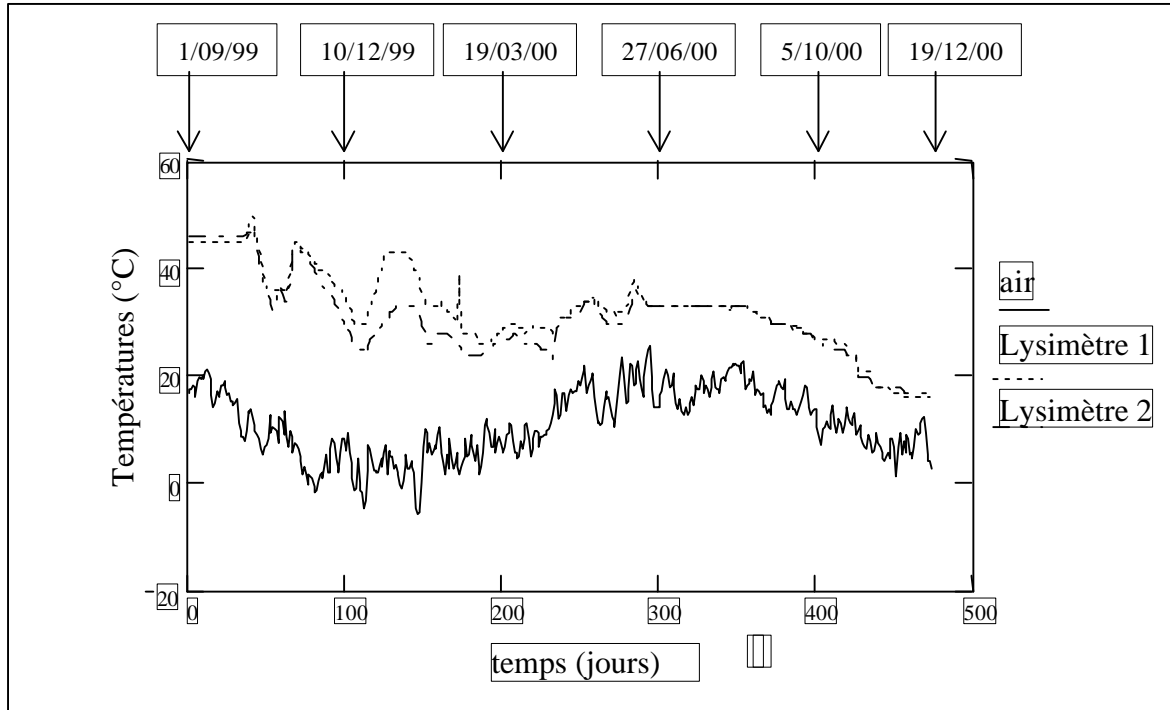


Figure C1 : Comparaison entre les températures des lysimètres et la température atmosphérique

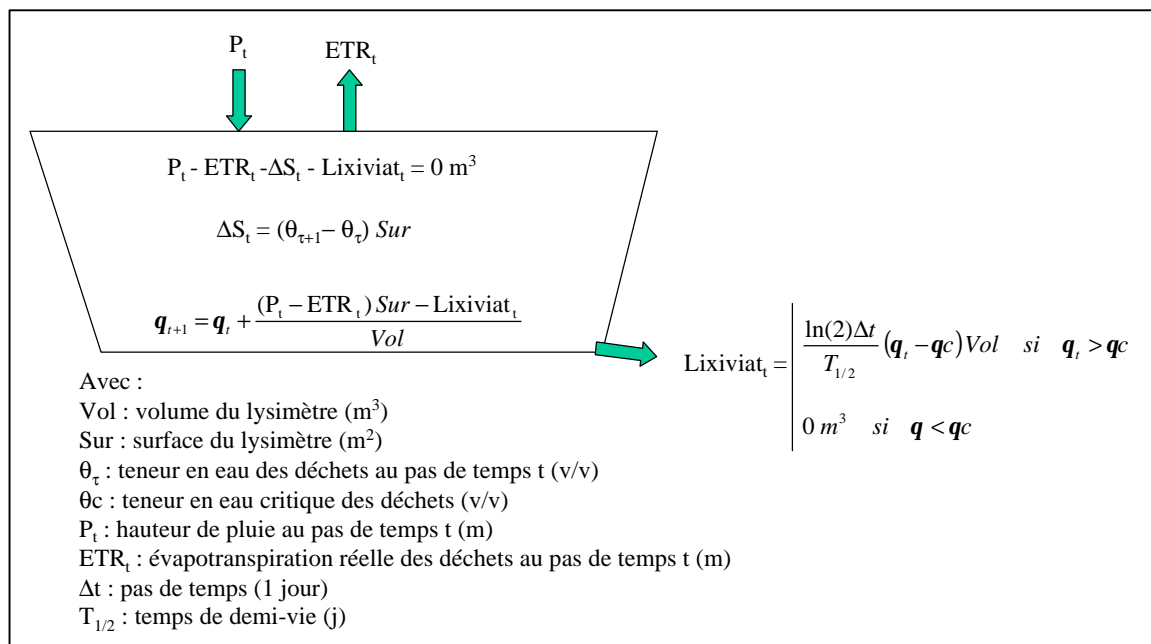


Figure C2 : Système modélisant le comportement des lysimètres

L'équation de Penman utilisée dans le modèle est :

$$LET = \frac{\Delta(R_n - G - Gd) + r \cdot C_p \cdot \frac{(e_a - e_d)}{r_a}}{\Delta + g \cdot (1 + \frac{r_s}{r_a})} \cdot \frac{1}{1 + \frac{g}{g + \Delta} \frac{r_s}{r_a}} \quad \text{eC 3}$$

Pour pouvoir utiliser ce modèle au pas de temps journalier, les mesures de températures hebdomadaires ont été extrapolées à un pas de temps journalier. Cette manipulation est justifiée étant donné les variations de ce paramètre.

Le modèle a été développé en deux étapes. Dans un premier temps, il a été utilisé sur la période test de 15 jours, afin de déterminer la valeur du paramètre $T_{1/2}$ contrôlant la cinétique de la génération de lixiviat.

Durant cette période, deux événements pluvieux ont été observés (figure C3).

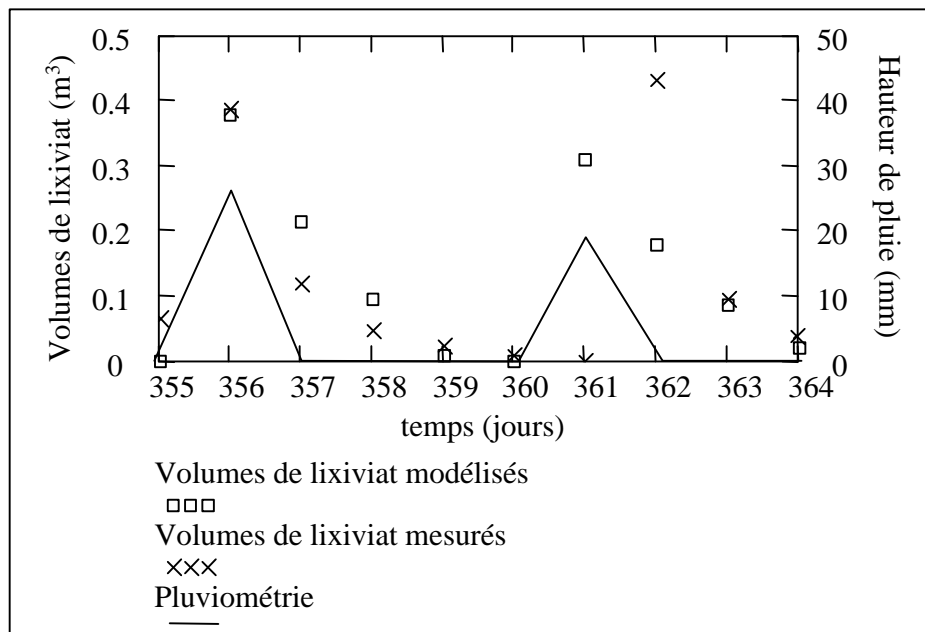


Figure C3 : Comparaison entre les mesures et le modèle de prévision de lixiviat du lysimètre 1

Les volumes totaux, sur la période du 21/08/2000 (pas de temps 355) au 30/08/2000 (pas de temps 364), sont notés dans le tableau C2.

Dans le second épisode pluvieux (jour 361), on note un écart entre la valeur calculée par le modèle et la mesure. Sur le terrain, la mesure a été faite avant l'épisode pluvieux alors que le modèle considère la pluviométrie de la journée entière.

Tableau C2 : Volumes totaux de lixiviat modélisés et mesurés du 21/08/2000 au 30/08/2000

	Modèle (m ³)	Mesure (m ³)
Lysimètre 1	1,28	1,27
Lysimètre 2	1,27	1,25

La valeur du temps de demi-vie, permettant au modèle d'avoir un comportement le plus proche possible de la réalité, est $T_{1/2} = 2,3$ jours.

La seconde étape consiste à utiliser le modèle sur toute la période de mesure. Ce dernier a été modifié pour pouvoir le comparer avec les données de terrain. Il tient compte de la perte d'informations due aux débordements des cuves récoltant les lixiviats. Le but étant d'estimer l'évapotranspiration réelle des déchets, le modèle a été utilisé avec 3 méthodes de calcul de l'ETP :

- la méthode de Penman classique avec végétation ;
- la méthode de Penman pour sol nu intégrant le gradient thermique entre les déchets et le sol ;
- la méthode de Penman pour sol nu sans ce gradient thermique.

Les résultats sont présentés sur la figure C4.

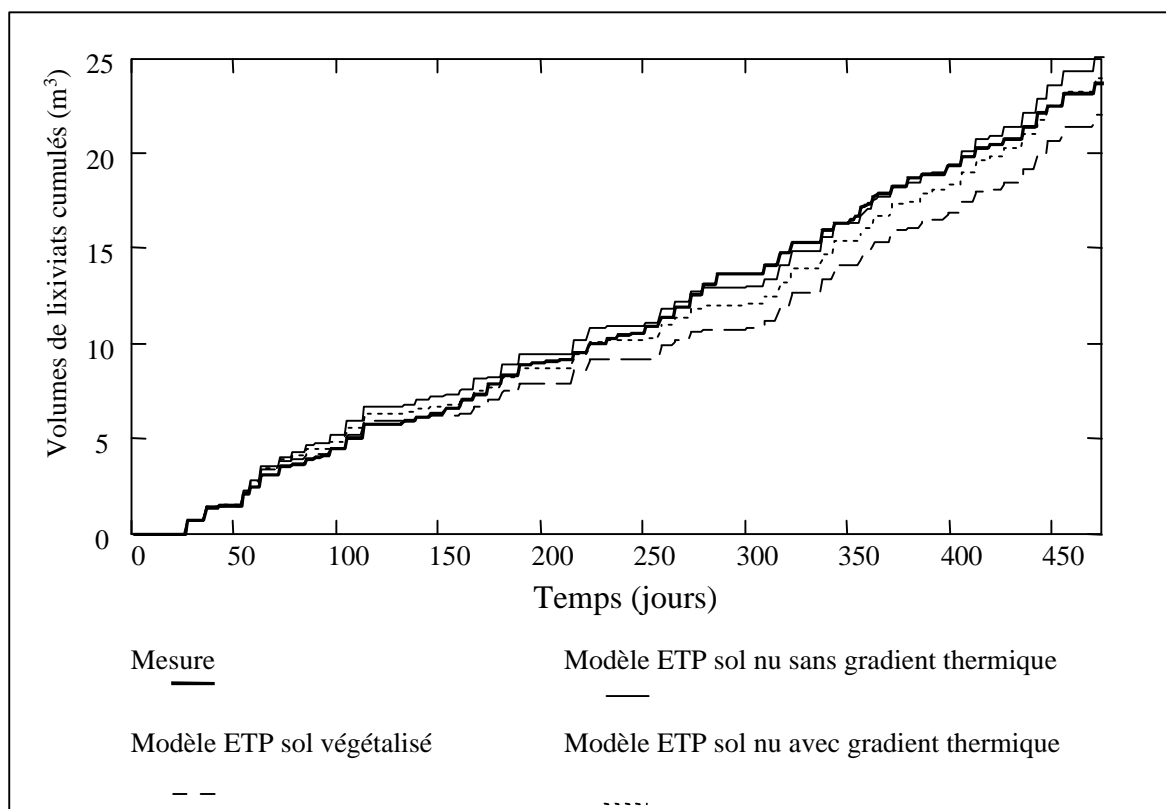


Figure C4 : Volumes cumulés de lixiviat comparaison entre les mesures du lysimètre 1 et le modèle

Tableau C3 : Analyse des résultats des simulations du comportement des lysimètres

	Mesure		Modèle					
			ETP classique		ETP sans gradient		ETP avec gradient	
Lysimètre	1	2	1	2	1	2	1	2
Volume total de lixiviat (m ³)	23,66	23,13	22,01	21,98	25,05	24,96	23,62	23,54
Critère de Nash	***	***	0,76	0,75	0,79	0,73	0,80	0,74
Coefficient de corrélation	***	***	0,9	0,9	0,9	0,9	0,92	0,9

Le critère de Nash (Annexe 3) et le coefficient de corrélation donnent des résultats satisfaisants quant au comportement du modèle mais ils ne permettent pas de faire la différence entre les méthodes de calcul de l'ETP. Le calcul des volumes totaux de lixiviat est donc utilisé pour déterminer la plus efficace.

La formule de Penman classique surestime globalement l'ETP des déchets de 6 %. Cette tendance est très nette pour les temps supérieurs à 200 (19/03/2000) c'est-à-dire à partir du printemps. Ce comportement est logique dans la mesure où le phénomène de transpiration caractéristique des plantes est inopérant dans les déchets.

Si on considère uniquement un déchet nu sans gradient thermique, on sous-estime l'ETP de 7 %. Avec ce gradient l'ETP, calculée est très proche de celle estimée à l'aide des lysimètres.

Ces résultats sont à prendre avec beaucoup de précautions étant donné :

- la petite taille des lysimètres utilisés (65 m²) qui pose un problème d'échelle lorsque l'on veut extrapoler les conclusions à l'échelle d'un casier en raison des effets de bords ;
- l'hétérogénéité des déchets (contrastes de formes et de couleurs) qui rend les phénomènes d'évaporation complexes, la détermination de leur albédo est particulièrement délicate ;
- le confinement des déchets des lysimètres qui ne sont pas en contact hydraulique et thermique avec le reste du massif de déchets situé en dessous. Les phénomènes d'échanges hydriques latéraux et les remontées capillaires ne sont pas intégrés dans la mesure (Itier, 1981).

Toutefois, la démarche est à retenir et les résultats permettent de faire les observations suivantes :

- la prise en compte des températures des déchets de surface permet une meilleure estimation de leur ETP ;
- l'utilisation d'un coefficient réducteur de 0,4 (cf. chapitre A, § 2.3.4.2) n'est pas forcément adaptée lorsque les écarts de températures entre les déchets de surface et l'atmosphère sont importants.

2 Le comportement de la couverture

Le bilan hydrique au niveau de la couverture peut être calculé avec la formule (cf. chapitre B, § : 2.1.2) :

$$\text{Infiltration} = P - \text{ETR} - R - \Delta S$$

La pluviométrie étant mesurée et l'ETR calculée, la connaissance du ruissellement et des variations de la teneur en eau de la couverture permet d'estimer l'infiltration de l'eau dans les déchets.

2.1 La teneur en eau de la couverture : variation de stock

La teneur en eau de la couverture a été suivie selon un pas de temps hebdomadaire du 8/11/99 au 19/12/2000 à l'aide de 2 sondes TDR constituées chacune de 4 segments de 15 cm de longueur. Des mesures gravimétriques ont été effectuées en surface (dans les 10 premiers centimètres) du 20/04/2000 au 26/09/2000 afin de comparer les deux méthodes de mesure.

Sur la figure C5, seules les données du 22/06/00 au 26/09/2000 ont été représentées. En effet, avant cette période la couverture a subi des fentes de retraits importantes dues aux faibles précipitations et aux températures supérieures aux normales saisonnières (à partir du mois de mars 2000, l'ETP dépasse la pluviométrie, cf. tableau C1). Ces fissures présentes au niveau des sondes perturbent leurs mesures, on distingue alors deux situations :

- une sous-estimation en raison des mauvais contacts sonde / sol ;
- une surestimation en cas de pluie suffisamment importante pour saturer les interstices créés par les fentes de retrait.

A partir du 22/06/00 des pluies importantes entraînent une augmentation de la teneur et donc une réduction de ces fentes qui ne perturbent plus la mesure.

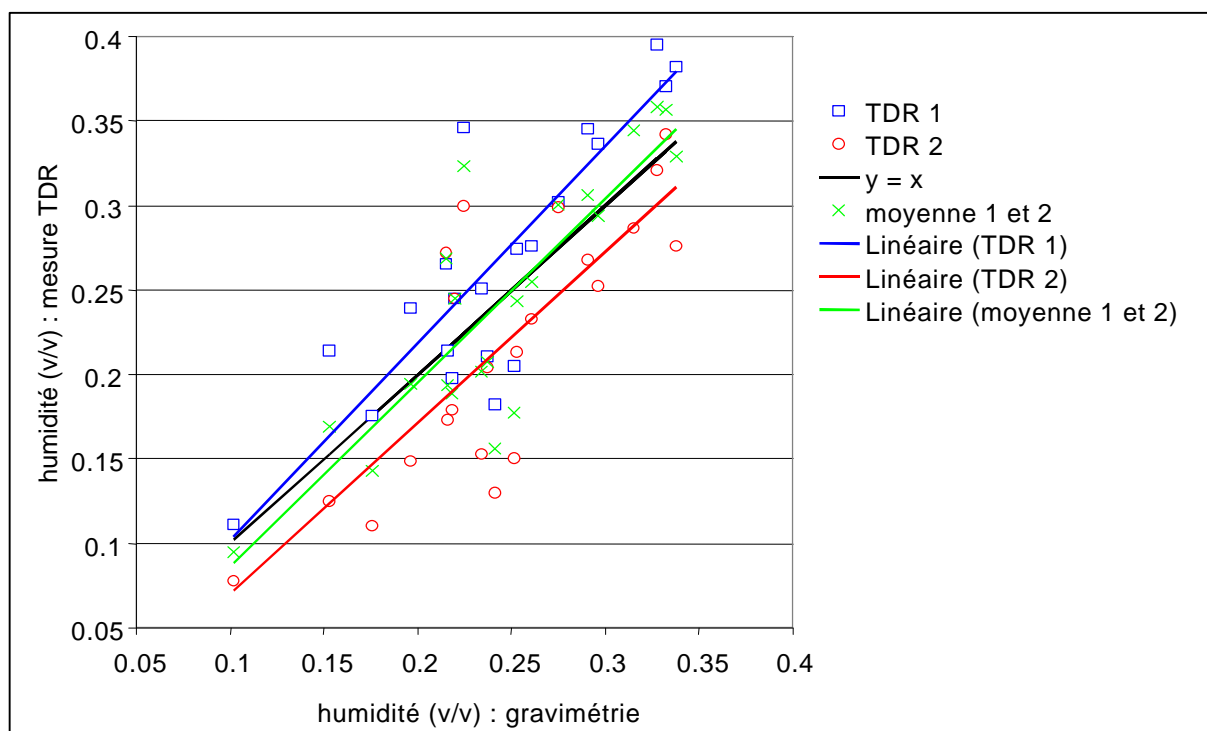


Figure C5 : Comparaison entre la TDR et la gravimétrie pour la mesure de la teneur en eau dans la couverture

Les coefficients de corrélation calculés entre la mesure gravimétrie et les mesures des sondes TDR1 et TDR2 sont respectivement 0,86 et 0,92.

Tableau C4 : Comparaison de la technique TDR avec la gravimétrie dans la couverture

	TDR 1	TDR 2	Moyenne TDR 1 et TDR 2	Gravimétrie
Coefficient de corrélation avec les données gravimétriques	0,86	0,92	0,86	***
Teneur en eau moyenne sur la période de mesure (v/v)	0,27	0,22	0,24	0,24
Ecart type (v/v)	0,042	0,046	0,04	***
Ecart maximum (v/v)	0,059	0,11	0,098	***

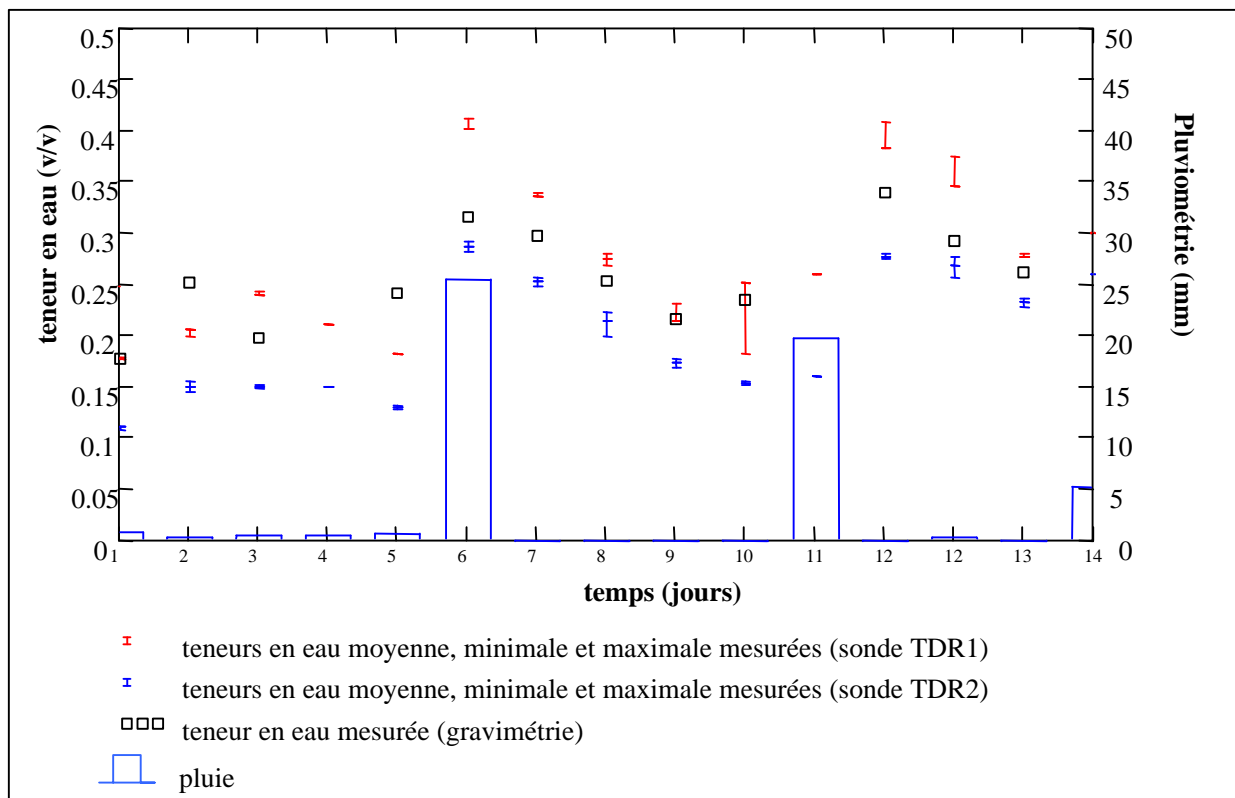


Figure C6 : Comparaison entre la mesure TDR et la gravimétrie sur la période test

D'après la figure C5, on note une légère surestimation de la sonde TDR1, et une sous-estimation de la TDR 2. La moyenne des deux mesures TDR (figure C5) est globalement très proche de la mesure gravimétrique et sera utilisée pour comparer les teneurs en eau modélisées avec celles mesurées.

En conclusion, l'utilisation des sondes TDR est justifiée pour la couverture et les mesures sont suffisamment fiables pour pouvoir être utilisées par la suite pour les comparer avec les résultats de la modélisation.

Toutefois, un problème se pose en raison du pas de temps utilisé. Les variations de teneur en eau au sein de la couverture sont trop fréquentes pour pouvoir toutes être observées au pas de temps hebdomadaire. Un pas de temps journalier eut été préférable, malheureusement cela aurait nécessité l'utilisation d'un système de multiplexage avec mesure automatique et bloqué l'utilisation d'un boîtier de mesure (utilisé aussi pour les sondes TDR implantées dans les déchets). Etant donné le surcoût de cette option, le pas de temps journalier a été abandonné.

Pour réduire cette incertitude, un suivi journalier a été effectué pendant 14 jours (figure C6). Cette figure met en évidence le bon comportement qualitatif des sondes TDR par rapport aux deux épisodes pluvieux et aux mesures gravimétriques. Les mesures effectuées durant cette période test ont été utilisées par la suite pour affiner les paramètres du modèle développé dans le chapitre D.

2.2 Le ruissellement

Ce paramètre a été mesuré du 20/04/00 au 19/12/00. Sur cette période, il représente 2,8 % de la pluviométrie (18,31 mm de ruissellement pour 664 mm de pluie). Si l'on ne considère que les pluies ayant généré du ruissellement, le coefficient de ruissellement est alors égal à 5,36 % de la pluie. L'ensemble des épisodes ruisselants est décrit dans le tableau C5, ils sont aussi représentés dans la figure D33.

Le ruissellement varie entre 0 et 16,7 % de la pluviométrie. Il est évident que la pluviométrie totale a une influence directe sur la quantité de ruissellement (épisodes 2, 4, 6, 20, 21 et 14). Mais d'autres facteurs jouent un rôle important :

- l'humidité

Pour une pluviométrie et une intensité similaires, le ruissellement augmente avec la teneur en eau en surface de la couverture (épisodes 3, 17 et 22 ; épisodes 7 et 26 ; épisodes 19 et 24).

Dans le cas d'une couche saturée en eau, le ruissellement peut apparaître pour des pluies inférieures à 3 mm (épisode 25). Au contraire, si la couverture est très sèche (présence de fissures), une pluie très importante mais peu intense génère un faible ruissellement (épisode 13).

- L'intensité de la pluie

Pour une pluviométrie totale équivalente, le ruissellement augmente lorsque l'intensité de la pluie augmente (épisodes 2 et 4 ; épisodes 15 et 17). Ainsi, des événements, dont la pluviométrie journalière dépasse 10 mm, ruissellent peu en raison de leur faible intensité (épisodes 10, 13 et 18).

Certains événements revêtent un caractère exceptionnel car ils combinent l'influence de plusieurs paramètres :

- Episode 9 : une forte humidité (45 %, le jour précédent a connu un événement ruisselant) et une forte intensité de pluie (87 % de la pluie journalière est concentré en 1 heure) ont généré un coefficient de ruissellement de 16,7 %.

- Episodes 20 et 21 : une forte humidité et une forte pluviométrie entraînent des ruissellements importants respectivement de 1,944 mm et 4.568 mm.
- Episodes 2 et 6 : 2,39 mm et 2,73 mm ruissellent en raison d'une intensité et d'une pluviométrie totale importantes.

Tableau C5 : Récapitulatif des événements ruisselants sur le casier instrumenté de Hochfelden

Episode	date	Pluie (mm)	Pluie max. horaire (mm)	Humidité (moyenne TDR 1 et TDR 2)	R (mm)	R (% pluie)
1	23/04/00	7	2,2	19	0,093	1,33
2	12/05/00	18,6	8,2	21,5	2,387	12,83
3	21/05/00	8,4	2,6	18,5	0,072	0,85
4	30/05/00	13,6	2	29	0,085	6,38
	31/05/00	5,4	2,6	35	1,124	
5	05/06/00	4,8	2,4	28,5	0,313	6,53
6	10/06/00	19	10	23,5	2,730	14,37
7	15/07/00	7,2	3,6	35	0,050	0,69
8	26/07/00	25,8	7	30	0,336	1,30
9	27/07/00	6,2	5,4	45	1,036	16,71
10	28/07/00	13,4	4,2	35	0,039	0,29
11	29/07/00	8,6	4	43	0,026	0,31
12	02/08/00	18,2	9,8	29	0,225	1,24
13	22/08/00	25,4	2,8	16,5	0,070	0,27
14	27/08/00	19,6	8	21	0,716	3,65
15	01/09/00	9,6	7,8	29	0,471	4,91
16	02/09/00	9,6	4,8	33,5	0,503	5,24
17	06/09/00	8,8	3,6	27	0,163	1,85
18	20/09/00	11,8	1,8	23,5	0,001	0,01
19	01/11/00	5,4	1,6	39	0,001	0,02
20	03/11/00	17,4	5,4	41	1,944	11,17
21	12/11/00	8,6	1,8	32,5	0,001	10,19
	13/11/00	29,6	3	37	3,166	
	14/11/00	6,6	1,8	46,5	1,401	
22	23/11/00	8,8	2,2	44,5	0,553	6,28
23	26/11/00	9,4	4,6	39,5	0,503	5,35
24	28/11/00	4,8	1,8	44,5	0,074	1,54
25	07/12/00	2,6	0,8	41,5	0,006	0,23
26	18/12/00	7,6	2	43	0,227	2,99

La pluviométrie, l'intensité et humidité ne suffisent pas à expliquer à elles seules tous les événements pluvieux. D'autres phénomènes, beaucoup plus délicats à quantifier, modifient le comportement de la couverture :

- la formation d'une croûte de battance en été lorsque le sol est sec peut provoquer un ruissellement plus important ;
- la présence de fissures augmente l'infiltrabilité du sol et donc le seuil à partir duquel la pluie entraîne un ruissellement.

L'analyse des pluies, n'ayant pas entraîné de ruissellement, apporte des informations intéressantes sur le comportement de la couverture. Ainsi, la pluie journalière maximale n'ayant pas généré de ruissellement est de 15,8 mm, cette valeur sera utilisée par la suite dans la modélisation comme valeur maximale pour le seuil de ruissellement.

On remarque une influence de la saison sur le coefficient de ruissellement :

- il est en général supérieur à 6 % du mois d'avril au mois de juin ;
- il est inférieur à 6 % de juillet à septembre (à part l'épisode 9 qui est exceptionnel), la présence de fissures est probablement responsable du faible ruissellement ;
- la période du mois d'octobre à décembre se situe entre les deux.

Ces observations sont à nuancer étant donné la longueur de la période de mesure. Il faudrait avoir plusieurs années de mesures afin de comparer les saisons entre-elles.

En conclusion, on note que la plupart des événements pluvieux ruisselant génèrent des volumes faibles. Parmi les 26 observés durant la période de mesure, 5 épisodes représentent 69,2 % du ruissellement total, avec un coefficient de ruissellement global de 12 % de la pluie.

Dans le chapitre D, les coefficients de ruissellement précédents ont été utilisés dans la modélisation. La comparaison entre les résultats du modèle et les mesures seront présentées dans la figure D33.

3 Le comportement des déchets

3.1 Disposition des thermocouples et des sondes d'humidité

La disposition des sondes est décrite dans les figures An2 et An3 (Annexe 5) et les tableaux C6 et C7. A part ceux de la couverture, tous les thermocouples ont été installés par paire, on distingue :

- les capteurs du profil vertical (PV) : 14 thermocouples et 7 sondes TDR ;
- les thermocouples T1/T2 à l'interface gravier/déchets ;
- les thermocouples T25/ T26 à l'interface géomembrane/déchets ;
- les thermocouples T33 et T34 mis en place dans la couverture ;
- les autres paires de thermocouples réparties dans la masse de déchets.

Dans les tableaux suivants, les cotes x et y sont celles des axes de la figure An2 et la cote z est définie par rapport au point bas du casier, i.e : le point 1 (cote 164,5 m).

Tableau C6 : Géométrie du casier et position des thermocouples dans les déchets

Points de référence du casier											
	x (m)	y (m)	z (m)		x (m)	y (m)	z (m)		x (m)	y (m)	z (m)
1	28	24	0	12	103	55	10,4	23	8	57	5,8
2	92	30	2,8	13	102	59	10,1	24	8	11	6,5
3	94	33	2,8	14	15	58	5,9	25	5	4	12,5
4	93	33	2,8	15	11	55	6	26	58	5	15,4
5	90	50	2,6	16	13	16	6,5	27	115	8	19,5
6	22	50	0,5	17	10	9	6,5	28	119	13	19,5
7	19	48	0,5	18	106	18	11,3	29	115	65	17,5
8	22	28	0	19	109	21	11,5	30	112	70	17,1
9	15	15	5,5	20	105	59	10,3	31	5	70	13,8
10	103	21	11,5	21	103	62	12,1	32	0	63	11,7
11	106	24	11,5	22	18	62	5,8	33	0	8	12,5

Tableau C7 : Position des sondes dans les déchets

Position géométrique des sondes (T : thermocouple, H : sonde TDR)									
Sondes	x (m)	y (m)	z (m)	Distance par rapport au gravier (m)	Sondes	x (m)	y (m)	z (m)	Distance par rapport au gravier (m)
T7/T8	32	37	1,5	1	T34	45	23	16	15,5
T9/T10	40	43	4,5	3,5	T1/T2	41	26	0,5	0
T11/T12	32,5	23	7,7	7,2	T3/T4/H1*	44	32	1,5	1
T13/T14	57	45	2,5	1	T5/T6/H2*	44	32	3,5	3
T17/T18	54	44,5	4,5	3	T15/T16/H3*	44	32	5,5	5
T25/T26	66	23,5	5,5	4	T19/T20/H4*	44	32	7,4	6,9
T29/T30	56	17	14,5	13	T21/T22/H5*	44	32	9,3	8,8
T31/T32	56	59	12,5	11	T23/T24/H6*	44	32	11,3	10,8
T33	45	23	15,5	15	T27/T28/H7*	44	32	13,5	13

* : sondes appartenant au profil vertical (PV)

Dans la mesure où le couple T1/T2 n'est éloigné horizontalement que de 5 m par rapport à l'axe du profil vertical, on considère qu'il en fait partie dans la suite de l'étude. Pour simplifier on utilise la terminologie suivante (figure An3) :

- T1/T2 : point 0 du profil vertical ;
- T3/T4 et H1 : point 1 du profil vertical ;
- T5/T6 et H2 : point 2 du profil vertical ;
- T15/T16 et H3 : point 3 du profil vertical ;
- T19/T20 et H4 : point 4 du profil vertical ;
- T21/T22 et H5 : point 5 du profil vertical ;
- T23/T24 et H6 : point 6 du profil vertical ;
- T27/T28 et H7 : point 7 du profil vertical.

3.2 Evolution de la température des déchets

Les températures ont été suivies selon un pas de temps hebdomadaire depuis le 24/08/1998 jusqu'au 19/12/2000 (868 jours). Elles apportent des informations fondamentales sur le comportement thermique du casier de stockage.

3.2.1 Profil vertical de température

Toutes les mesures du profil vertical sont représentées sur la figure C7. Celle ci permet de mettre en évidence plusieurs points :

- les ordres de grandeurs des températures observées. Celles-ci, dans les premiers mois, ont atteint des températures très élevées dépassant les 90 °C ;
- l'influence du substratum et l'atmosphère (point 8 et point 0) sur les limites supérieures et inférieures du casier.

On constate dans les figures C7, C8 et C9, que les déchets, initialement à la température ambiante, subissent une augmentation très rapide de plusieurs dizaines de degrés de leur température. Ainsi, lorsque les déchets sont en contact avec l'atmosphère ils subissent des élévations très importantes de leur température, par exemple le point 1 passe en 9 jours de 31 °C à 82 °C soit une élévation de 5,6 °C·jour⁻¹. L'accroissement maximal de température mesuré a été de 8,2 °C·jour⁻¹ (point 2 du profil).

Les températures atteintes dans ce casier sont exceptionnellement importantes. En général, elles ne dépassent pas les 80 °C.

Ensuite, lorsque les déchets sont recouverts (soit par d'autres déchets, soit par la couverture), leurs températures, entretenues par les fermentations anaérobies (tout l'oxygène est consommé au bout de quelques jours), décroissent légèrement en raison des pertes de chaleur vers l'atmosphère et le substratum. Ce phénomène est à l'origine de l'apparition et du déplacement du « cœur chaud » des déchets (figure C9). L'évolution des températures des déchets est donc liée à la vitesse et au mode de remplissage du casier.

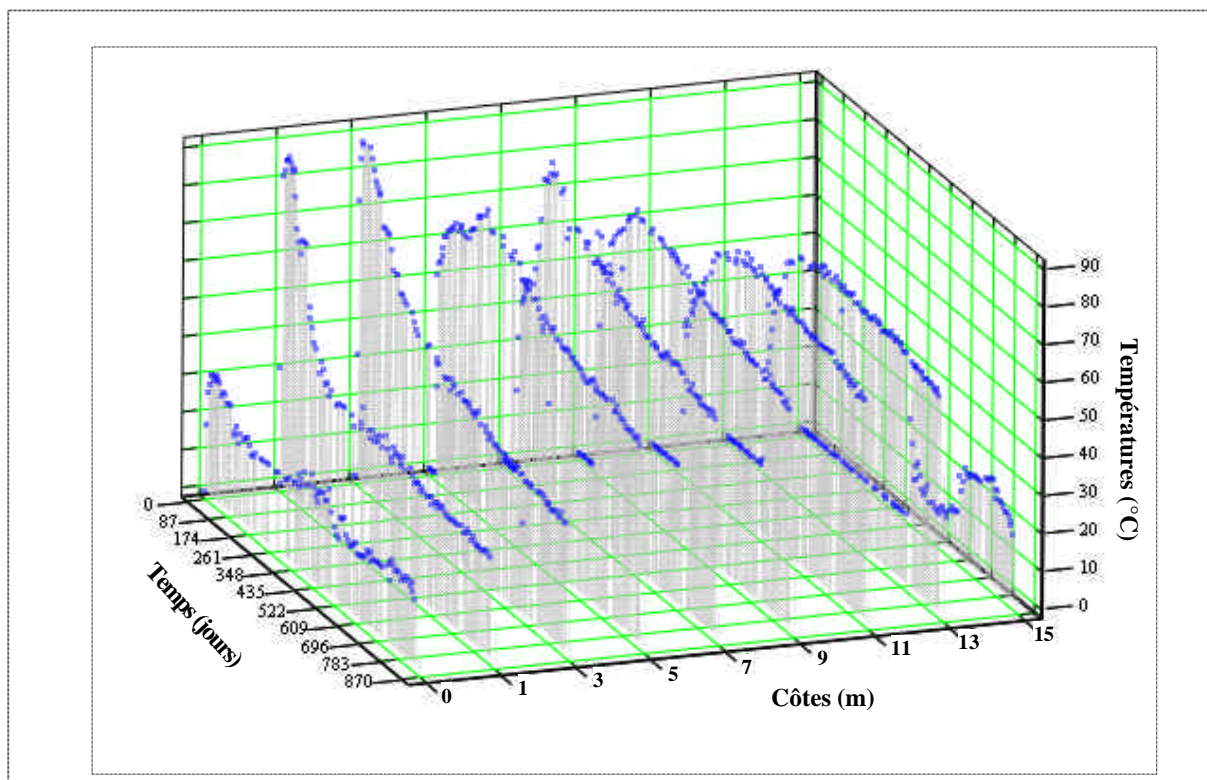


Figure C7 : Evolution temporelle du profil de température vertical

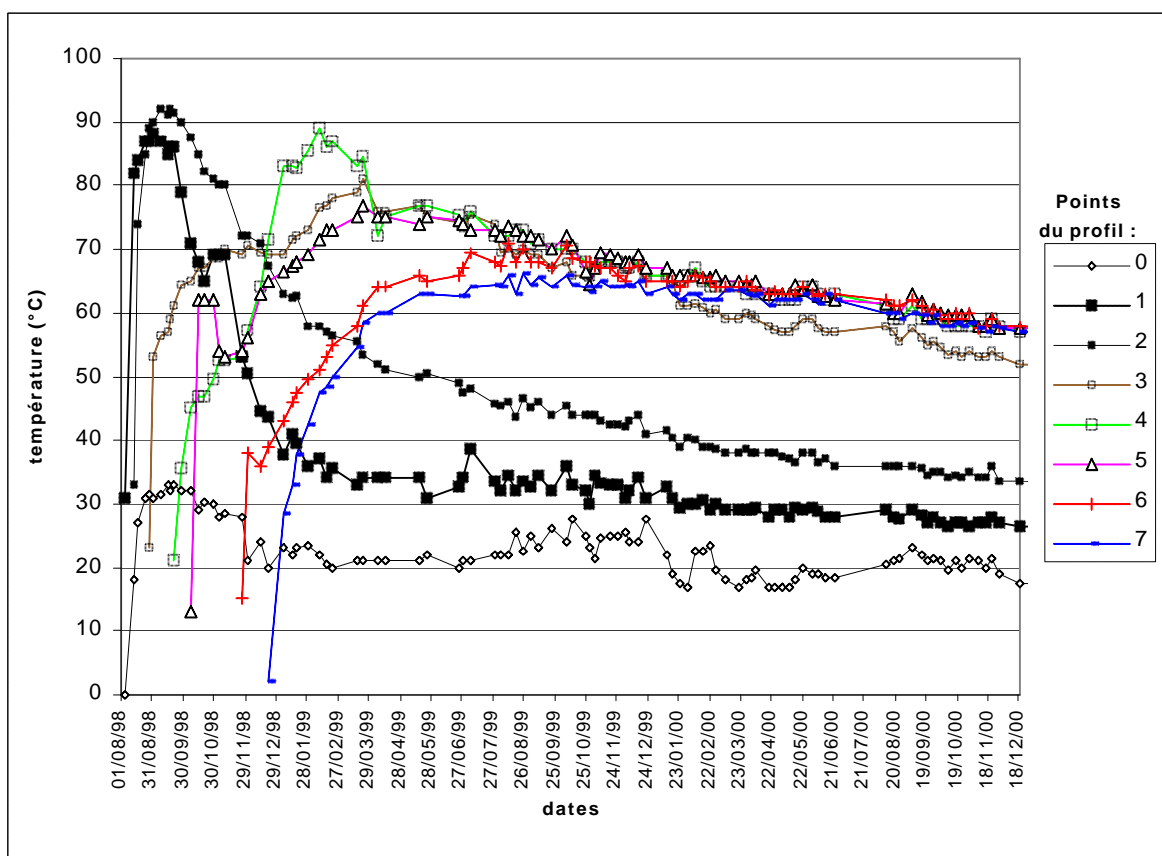


Figure C8 : Profil vertical, évolution des températures dans les déchets

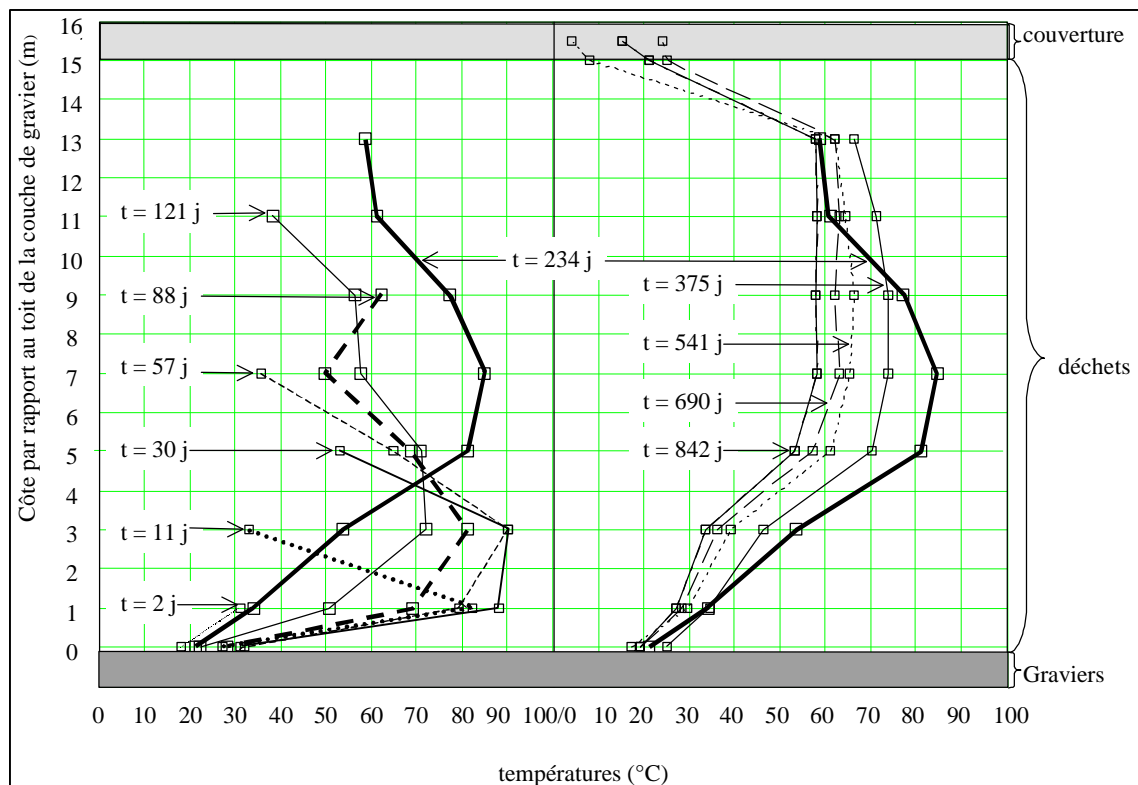


Figure C9 : Profil de température vertical, évolution du « cœur chaud » et gradients thermiques

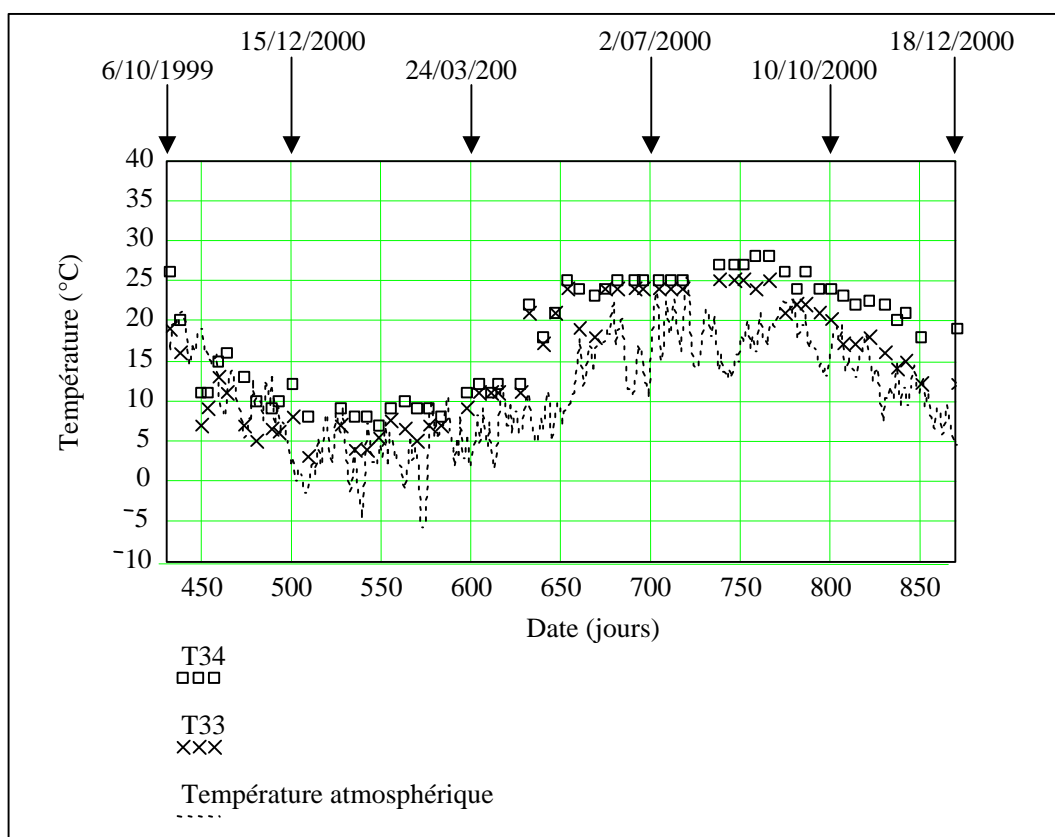


Figure C10 : Influence de la température atmosphérique sur les variations de température dans la couverture

Les températures à l'équilibre dépendent essentiellement de la position sur l'axe vertical (figure C8).

Les gradients thermiques évoluent au cours du temps en fonction du remplissage du casier et de l'activité aérobie ou anaérobie des bactéries (figure C9). Durant la période de mesure, ils ont varié entre $64\text{ °C}\cdot\text{m}^{-1}$ (entre le point 0 et le point 1 du profil) et $0\text{ °C}\cdot\text{m}^{-1}$. Le gradient thermique moyen entre le centre du casier et les bords (le substratum et la couverture) est de $5\text{ °C}\cdot\text{m}^{-1}$.

Les variations saisonnières de températures atmosphériques influent uniquement sur les températures de la couverture (figure C10) mais pas sur celles des déchets où l'évolution des température ne dépend que de la chaleur générée par les réactions de biodégradation.

3.2.2 Conditions limites

Les données des autres thermocouples permettent de confirmer le comportement des sondes du profil vertical et de mettre en évidence l'influence du substratum sur les variations horizontales de températures.

- Influence de la position verticale :

Une fois le casier fermé et tout l'oxygène consommé, la distribution des températures dépendra essentiellement de la position par rapport au centre du casier. Plus on s'en éloigne plus les températures baissent. Le profil vertical met bien en évidence cette répartition. Certaines autres sondes confirment cette observation.

- i. les sondes T17/T18, T5/T6 et T15/T16 sont placées dans des conditions similaires, elles se trouvent à la même distance des bords latéraux du casier et les sondes T17/T18 sont situées verticalement entre les deux autres (4,5 m par rapport au gravier contre 3,5 m pour T5/T6 et 45,5 pour T15/T16). On observe le même comportement pour les températures à l'équilibre, celle des sondes T17/T18 est de 42 °C contre 34 °C pour T5/T6 et 52 °C pour T15/T16 ;
- ii. les sondes T13/T14 et T7/T8 sont placées à 1 m au-dessus des graviers alors que les sondes T1/T2 sont en contact direct. Leurs comportements thermiques sont proches avec un décalage de 10 °C en moyenne, soit un gradient thermique de $10\text{ °C}\cdot\text{m}^{-1}$. On retrouve le même gradient thermique moyen entre les sondes T1/T2 et T3/T4.

- Les effets latéraux du substratum :

Dans les exemples suivants, on compare, avec les sondes du profil vertical, des sondes situées à la même hauteur, mais plus proches des bords du casier (cf. figure C11). Ces dernières présentent des températures plus faibles dues à l'influence du terrain naturel plus proche provoquant un refroidissement plus important des déchets :

- i. les sondes T31/T32 et T23/T24 (11 m et 22 m) ;
- ii. les sondes T29/30 et T27/T28 (12 m et 26 m) ;
- iii. les sondes T11/T12 et T19/20 (8 m et 18 m).

D'après les mesures effectuées par les sondes T25/T26, la température de la géomembrane est restée constante avec une valeur de 25 °C durant toute la période de mesure.

Une divergence ayant été observée entre les sondes du couple T9/T10, leurs mesures n'ont pas été utilisées dans l'étude.

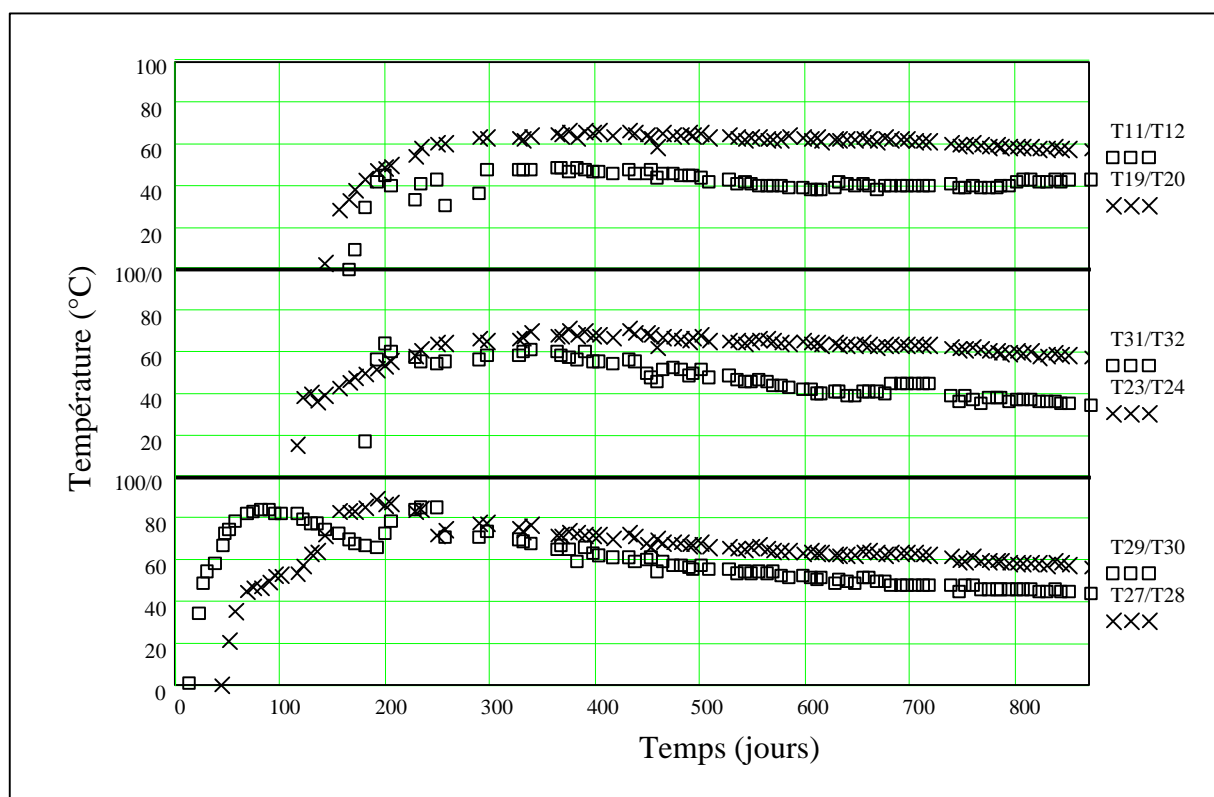


Figure C11 : Influence des bords latéraux du casier sur la distribution des températures

3.2.3 Synthèse des données de températures

La température au sein des déchets augmente rapidement après leur dépôt sur site, puis après s'être stabilisée à des niveaux élevés (de l'ordre de 60 °C), elle décroît lentement (environ 2,5 °C·an⁻¹). On remarque que les températures maximales observées sont très importantes, et se maintiennent 15 jours autour de 90 °C durant les premiers mois de l'exploitation du casier.

Les champs thermiques dans le casier après couverture sont relativement uniformes, avec un cœur chaud et un refroidissement dans les zones proches des limites (couverture, fond et digues).

Dès la mise en place d'une nouvelle couche de déchets, la dégradation aérobie entraîne une production de chaleur importante. Cette zone aérobie se déplace au fur et à mesure du remplissage du casier, alors que le reste du casier une fois tout l'oxygène consommé passe en conditions anaérobies beaucoup moins exothermiques. Ce processus entraîne donc une hétérogénéité qui se traduit par de forts gradients verticaux de température, générant des transferts thermiques par conduction.

Ensuite, un régime stable s'établit. La température devient uniforme dans le casier : 62 °C au bout de 2 ans et 55 °C au bout de 2 ans et demi. Les seules zones où les transferts de chaleurs conductifs restent importants se réduisent aux limites du casier avec des gradients de 10 °C·m⁻¹. Les températures du casier étant uniquement alimentées par l'énergie des biodégradations anaérobies, celui-ci se refroidit progressivement.

3.3 Evolution de l'humidité des déchets

3.3.1 Présentation générale

Les 7 sondes TDR ont été mises en place selon un profil vertical (figure An3), au fur et à mesure du remplissage du casier de stockage, pour que leur installation ne perturbe pas le milieu de mesure. Toutefois, un choix a été fait concernant le type de déchets enfouis au niveau des capteurs : les éléments rigides risquant de les endommager ont été retirés. Le graphique suivant présente les résultats de toutes les sondes sauf H5 et H6 qui n'ont plus donné de signal au bout de quelques mois. Le suivi couplé des températures et des humidités nous a permis de corriger les mesures TDR (équation eB1) en utilisant la formule développée par Weast (1986) donnant la relation entre la constante diélectrique de l'eau en fonction de sa température :

$$K_w = 78,54 \cdot \left[1 - 4,579 \cdot 10^{-3} (T - 25) + 1,19 \cdot 10^{-5} (T - 25)^2 - 2,8 \cdot 10^{-8} (T - 25)^3 \right] \quad \text{eC 4}$$

avec :

K_w : constante diélectrique de l'eau (sans unités) ;

T : température (°C).

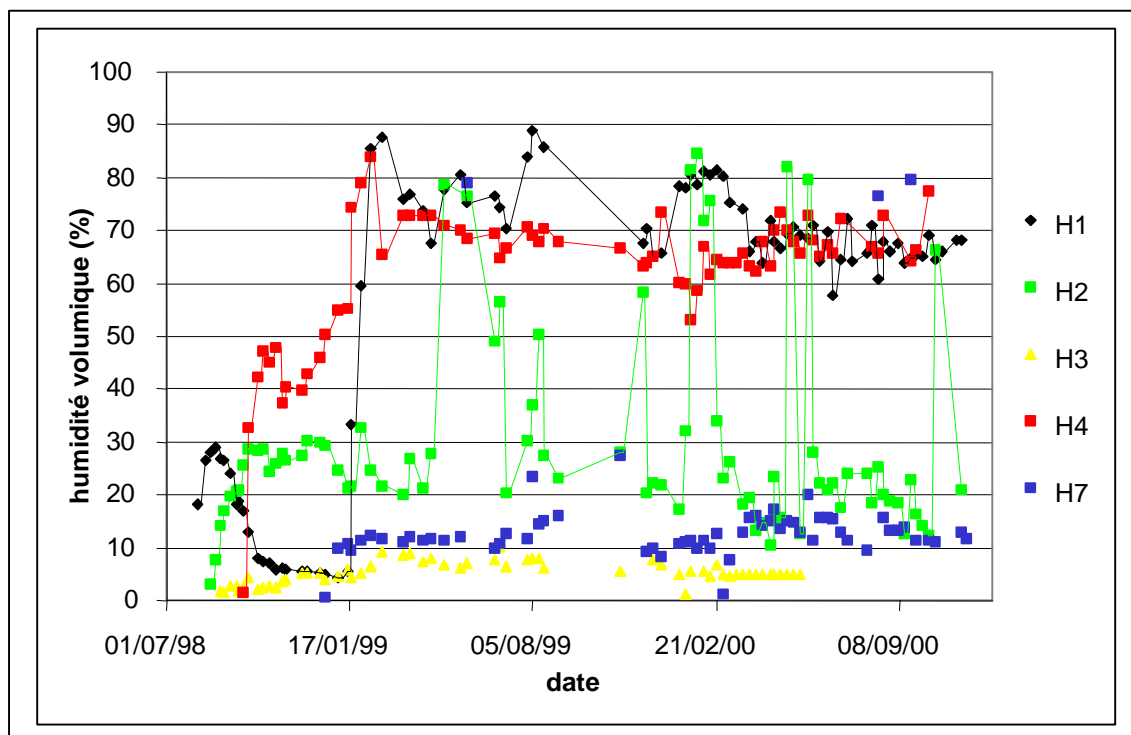


Figure C12 : Evolution temporelle du profil vertical d'humidité

Les teneurs en eau mesurées varient entre 2 % et 88 %, elles ne correspondent donc pas à la teneur en eau réelle du milieu. Les mesures des sondes apportent donc des informations sur les variations qualitatives et non quantitatives de l'humidité. Pour faire le lien entre les deux

un calibrage est nécessaire. Si ceci est possible en laboratoire avec un déchet type parfaitement connu, c'est très difficile à réaliser, dans le cas d'un casier réel.

L'onde électromagnétique émise par le boîtier TDR dépend essentiellement de la constante diélectrique du milieu de mesure et notamment celle de l'eau (cf. chapitre B, § 2.1.1).

Or, le lixiviat a une constante diélectrique différente de celle de l'eau et certains déchets métalliques peuvent perturber la propagation du signal. La composition des déchets est très hétérogène et la nature du lixiviat change au fur et à mesure de son trajet de la surface du casier vers le fond. Ces deux facteurs font que le calibrage des sondes dans le casier est difficilement réalisable.

Le volume de mesure des sondes TDR étant faible (4 cm de rayon autour de la sonde) par rapport au VER des déchets (entre 50 cm et 1 m), la mesure d'une teneur en eau réelle n'apporterait qu'une information toute relative car très localisée dans l'espace. Une mesure même réduite dans l'espace permet de suivre les grands déplacements de fronts hydriques générant le lixiviat en fond de casier.

On observe deux types de comportement :

- les sondes pour lesquelles la teneur en eau mesurée augmentent brutalement après la mise en place (H1, H2, H4) ;
- les sondes pour lesquelles la teneur en eau reste faible et varie peu durant toute la période de mesure (H3 et H7).

Dans le premier cas, le compactage des déchets lors du remplissage améliore leur contact avec les sondes et diminue l'espace occupé par les vides ce qui entraîne l'augmentation de la mesure. Pour la sonde H1, cette augmentation est suivie d'une baisse qui peut s'expliquer si l'on observe les gradients thermiques (l'axe des z est positif vers le haut) entre les thermocouples T3/T4 et T1/T2 (figure C13).

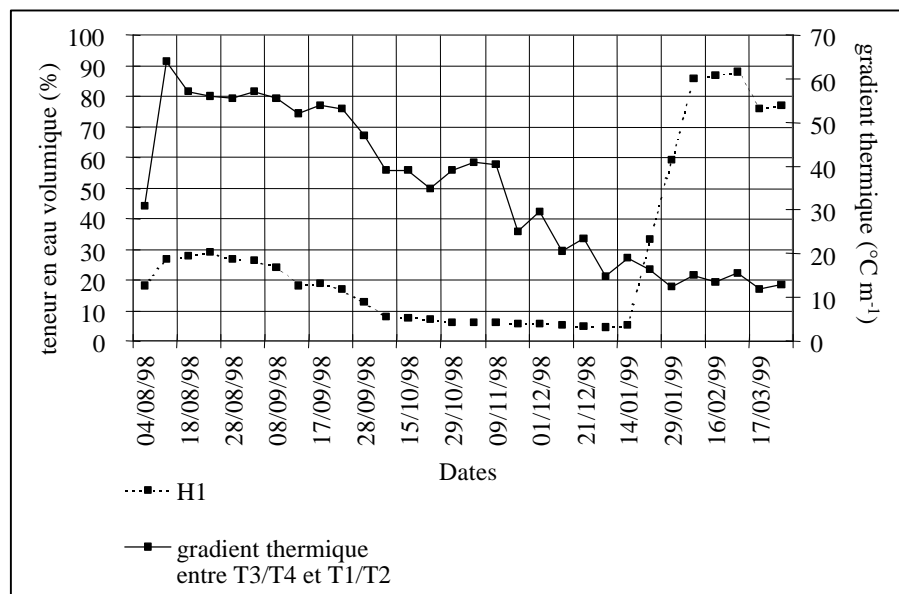


Figure C13 : Sonde H1, comparaison entre les variations de températures et les variations de teneurs en eau.

Ce gradient thermique atteignant plus de $60\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ a favorisé le drainage de l'eau vers la couche de gravier provoquant cet assèchement. Ensuite les écarts de températures diminuant et la couche de gravier se saturant en eau, l'humidité autour de la sonde H1 augmente de nouveau jusqu'à saturation.

Dans le second cas, le compactage intervient de la même manière, mais il semble que les mauvais contacts entre le capteur et les déchets demeurent. Ainsi, les humidités mesurées par la sonde H3 restent relativement constantes et toujours inférieures à 10 %. Il est aussi probable qu'elle soit restée dans une zone sèche isolée hydrauliquement du reste du casier. Le comportement de la sonde H7 est différent, les valeurs varient peu et tournent autour de 15 % en moyenne. La persistance de cette faible humidité est peut-être due non pas au contact entre la sonde et les déchets mais au gradient thermique de $20\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ (figure C9) provoquant un mouvement ascendant de l'eau vers la couverture argileuse plus froide.

3.3.2 Relation avec les variations de niveau de lixiviat

Seules les sondes H1 et H2 apportent des informations fiables sur le comportement hydraulique du casier instrumenté. On observe une bonne corrélation entre le pompage, les variations de niveau de lixiviat et les variations de teneurs en eau mesurées par ces capteurs (figures C14 et C15). Pour les sondes TDR, la valeur considérée pour la teneur en eau est en réalité la moyenne de 7 mesures successives. Les écarts types de ces mesures (tableau C8) ont été représentés sur les figures suivantes, ils donnent un renseignement sur leur qualité.

Tableau C8 : Analyse des mesures d'humidités des sondes H1 et H2

	H1	H2
Humidité moyenne mesurée (v/v)	56,7	29,43
Moyenne des écarts types	5,5	6,7
Ecart type minimal	0,23	0,35
Ecart type maximal	27,34	24,2

L'analyse des figures C14 et C15 permet de faire les observations suivantes sur :

- Les phases de saturation initiales :

La sonde H1 permet de déterminer le moment où le déchet situé à 1 m au-dessus du gravier (soit 1,5 m au-dessus de la géomembrane) se sature : entre le 29/01/99 et le 9/02/99, soit au bout d'environ 200 jours. Ensuite, la hauteur de lixiviat en fond de casier continuant à augmenter, la teneur en eau en H2 (2 m au-dessus du gravier) s'accroît brutalement entre le 11/05/99 et 31/05/99 mais sans atteindre une saturation complète. Ces progressions de la teneur en eau sont confirmées par la montée du niveau de lixiviat en fond de puits (celui ci est situé à 15 m du profil vertical).

- Les phases de pompage :

La répercussion des 3 périodes de pompage entre le 12/08/99 et le 23/08/00 est parfaitement visible entraînant une succession de baisses puis d'élévations du niveau de lixiviat dans le puits. Les variations des teneurs en eau mesurées par H1 et H2 suivent ces mêmes tendances. Elles sont plus amorties pour H1 (entre 65 % et 80 % d'humidité volumique) car le milieu autour de cette sonde reste très proche de la saturation.

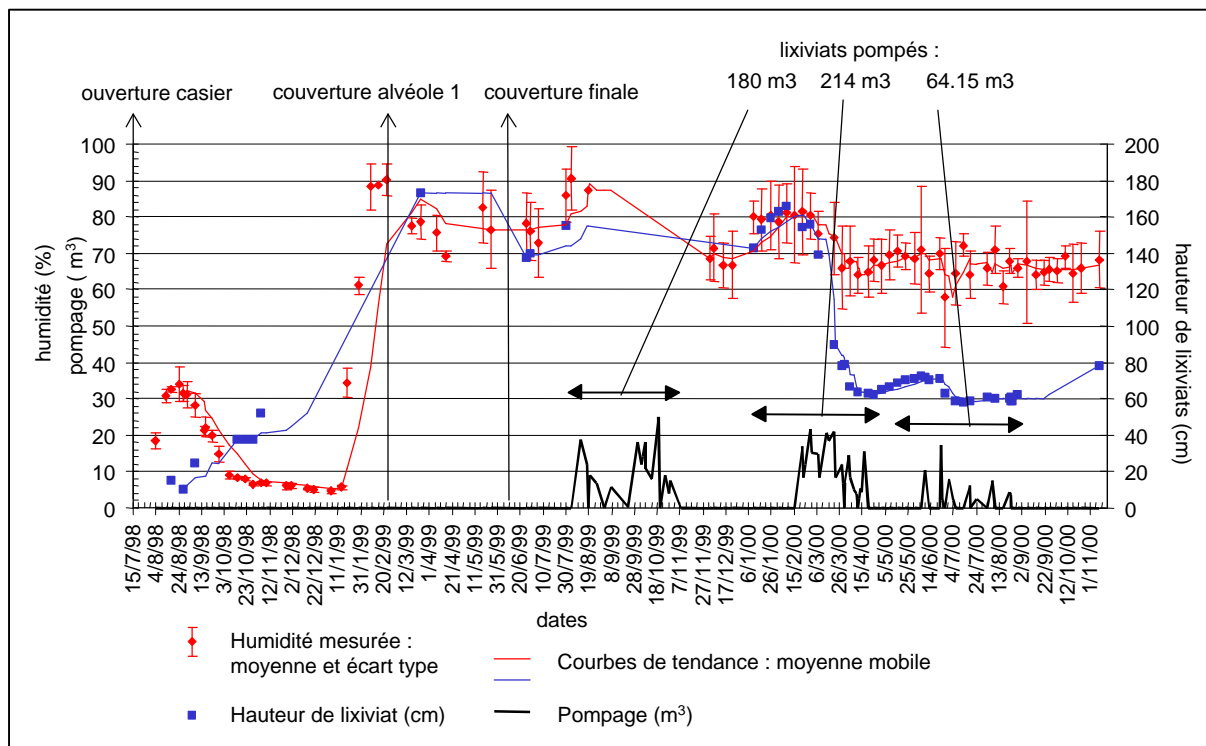


Figure C14 : Variations temporelles des mesures de la sonde TDR H1

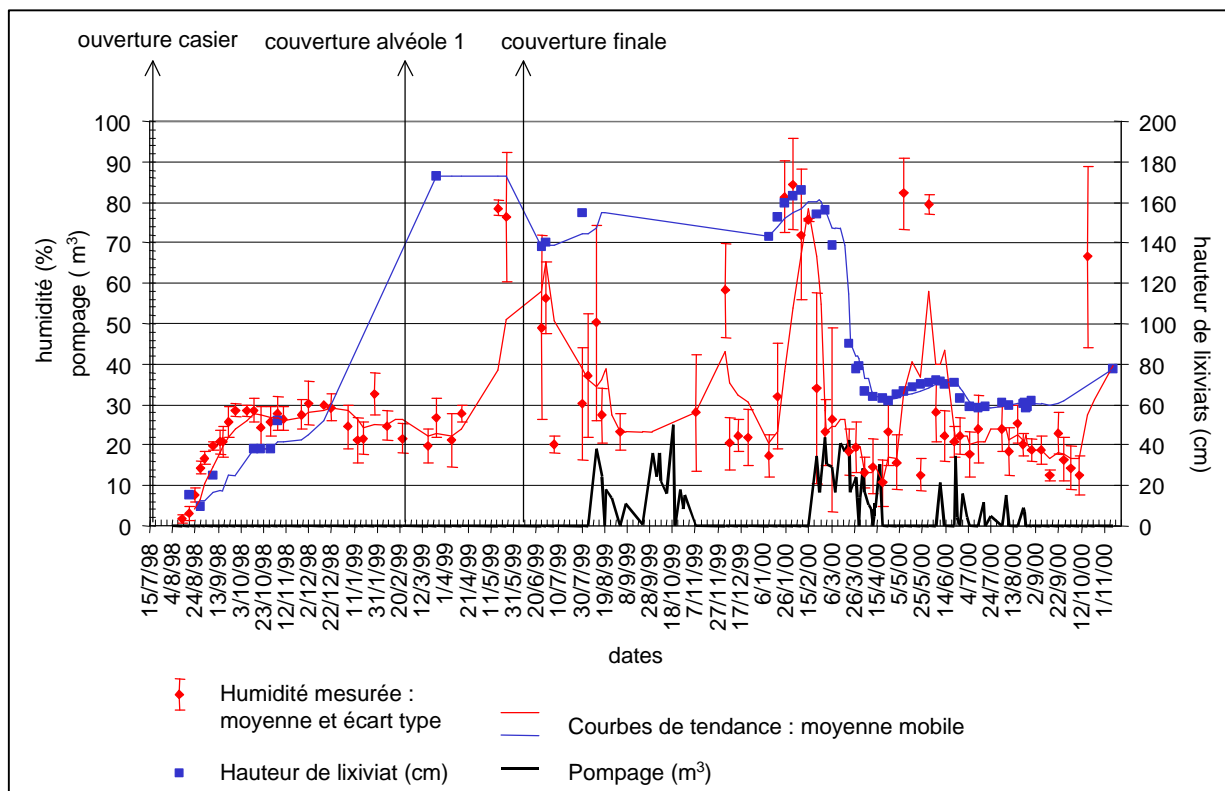


Figure C15 : Variations temporelles des mesures de la sonde TDR H2

La calibration des sondes TDR est difficile à réaliser dans un casier de stockage de déchets. Ainsi, leur utilisation pour mesurer les teneurs en eau réelles des déchets est réduite. La principale limitation de cette technologie est due au faible volume de mesure des sondes entraînant des problèmes de contact avec les déchets et les risques d'endommagement physique empêchant l'utilisation de sondes dépassant 50 cm de longueur. Toutefois, cette technologie permet un bon suivi des variations qualitatives des teneurs en eau. Ainsi, les deux capteurs H1 et H2 ont apporté des informations remarquables sur le comportement hydraulique du fond du casier.

3.4 Le pompage des lixiviats

En raison de l'achat tardif de pompes et de problèmes techniques liés à la mesure de débit, le pompage des lixiviats à Hochfelden n'a été effectif qu'à partir du mois d'août 1999, c'est-à-dire un an après la mise en place de la couverture. Ensuite pendant 2 mois le pompage a été suivi selon un pas de temps de 3 jours, puis de 1 semaine jusqu'à la fin de l'étude (mise à part quelques interruptions dues à des dysfonctionnement des pompes ou au petit volume des cuves).

Les pompes utilisées à Hochfelden étaient trop puissantes (débit nominal de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), avaient une garde de 60 cm ne permettant pas de respecter la charge de 30 cm de lixiviat en fond de casier et nécessitaient la présence de trois personnes pour être manipulées correctement.

Le pompage dans le casier instrumenté ne s'est donc pas déroulé de manière satisfaisante et seuls 500 m^3 ont été récupérés, soit à peine le tiers de la production attendue pour un casier de cette dimension.

4 Conclusion

L'étude expérimentale menée pendant deux ans et demi dans un casier de stockage du CSD de Hochfelden a mis en évidence l'évolution au cours du temps des principaux termes du bilan hydrique et les mécanismes gouvernant les transferts hydriques à travers la couverture et les déchets.

On a montré que la température des déchets de surface, supérieure à celle de l'air ambiant, pouvait entraîner une augmentation de leur évaporation.

On a aussi montré que les sondes TDR offraient un bon suivi de la variation du stock en eau de la couverture argileuse. Cette instrumentation couplée avec la mesure de ruissellement permet d'estimer l'infiltration de l'eau vers les déchets.

Les thermocouples utilisés sont parfaitement adaptés au milieu des déchets et le suivi des températures confirme les données bibliographiques. Les phases de production de chaleur aérobie et anaérobie sont bien mises en évidence. Une fois le casier recouvert et tout l'oxygène consommé, un régime stable s'établit. La température devient uniforme dans le casier, autour de $55 \text{ }^\circ\text{C}$ deux ans et demi après le début de l'exploitation. Les zones où les gradients thermiques restent importants se trouvent aux conditions limites du casier (couverture, fond et flancs latéraux) avec des valeurs d'environ $10 \text{ }^\circ\text{C} \cdot \text{m}^{-1}$.

La pertinence de la technologie TDR dans les déchets est plus discutable. Elles ne permettent qu'un suivi qualitatif de la teneur en eau et les problèmes de contacts et le faible volume de mesure font que les résultats de certaines sondes sont inexploitable. Toutefois, il s'est avéré

durant toute la période de mesure que les comportements de deux des capteurs étaient bien corrélés avec les variations de teneur en eau réelles (liées au pompage de lixiviat) dans le fond du casier. Leur utilisation a apporté des informations pertinentes sur l'évolution dans le temps et l'espace de la zone saturée. Une augmentation du volume de mesure des sondes TDR permettrait de s'en servir avec plus d'efficacité.

A partir des analyses précédentes, nous allons développer dans le chapitre suivant une modélisation mathématique et numérique, des transferts de chaleur et d'humidité dans un casier de stockage de déchets ménagers.

CHAPITRE D

Modélisation

Modélisation

Les études expérimentales menées ont permis d'identifier les principaux processus intervenant lors de la génération de lixiviat. Ces étapes étaient indispensables pour pouvoir proposer une modélisation des transferts couplés d'eau et de chaleur dans les casiers de stockage de déchets ménagers.

La première partie de ce chapitre est consacrée à la comparaison de deux modèles existants : HELP et Mobydec afin de mettre en évidence leurs avantages et leurs limites respectives.

Nous proposons ensuite une description des transferts de chaleur à l'aide d'un modèle développé à partir des mesures effectuées à Hochfelden. Par la suite, celui-ci est intégré dans un modèle couplé hydraulique/thermique reproduisant le comportement hydraulique d'un casier de décharge.

1 Comparaison de HELP et Mobydec

1.1 Introduction

Le but de cette étude est de mettre au point un modèle de bilan hydrique adapté aux casiers de CSD. Mais avant de créer un modèle propre, il est nécessaire d'étudier les modèles déjà existants. Dans ce chapitre, deux modèles ainsi que cinq formules rapides proposées par les exploitants, sont testés et comparés afin d'étudier leur possibilité et leur limite.

1.2 Formules rapides

Cinq formules provenant d'un rapport (FAIRTEC, 1998) ont été testées. Ce sont des formules très simples basées essentiellement sur la pluviométrie et éventuellement l'état de la couverture. Leurs coefficients (Annexe 4) ont été établis à partir de données de sites. Elles permettent un calcul très rapide des volumes de lixiviat attendus dans un CSD. Toutefois, étant donné leur simplicité, elles doivent être utilisées avec beaucoup de précaution.

Tableau D1 : Paramètres utilisés par les formules rapides

Formules	Paramètres utilisés		
	Pluie	Surface	
ANRED 1986	Pluie	Surface	
TORCY 1994/1996	Pluie	Surface	Coefficient selon type de couverture
ADEME 1998	Pluie	Surface	Décroissance exponentielle fonction du temps
AESN 1998	Pluie	Surface	Coefficient selon type de couverture
DDAE (30/09/98)	Pluie	Surface	

1.3 Protocole de test

Les modèles HELP et Mobydec ont été comparés entre-eux en utilisant des données de sites à court terme et à long terme, et des données à long terme générées artificiellement par HELP. Les performances des formules rapides ont été évaluées en confrontant leurs résultats avec ceux des modèles avec les données à long terme.

Ensuite, des tests de sensibilité des modèles ont été menés avec les principaux paramètres.

1.3.1 Données sources et caractéristiques des sites

Trois catégories de données ont été utilisées pour les simulations (tableau D2) :

- St-Fraimbault : données réelles sur 27 mois provenant de l'alvéole B3 (tableau D3) du site de St-Fraimbault (53) exploité par FAIRTEC. On distingue la pluviométrie, les lixiviats pompés, la température atmosphérique et les humidités relatives. Ces données permettent un calage par rapport à des volumes de lixiviats réellement pompés. Par contre, elles sont à court terme.
- Help : données générées par le model HELP (20 ans), i.e. : la pluviométrie et l'ETP.
- Orgeval : données provenant d'une zone du Bassin Parisien (20 ans), i.e. : pluviométrie, ETP.

Les données de HELP et Orgeval permettent d'étudier le comportement des modèles à long terme, mais elles ne permettent pas d'effectuer un calage.

Tableau D2 : Descriptif des données météorologiques utilisées pour les modélisations.

	St-Fraimbault	HELP	Orgeval
Origine	CSD St-Fraimbault	Données générées par HELP	Données du Bassin Parisien
Durée	27 mois : oct 96 – dec 98	20 ans	20 ans
Pluviométrie	Oui (jour)	Oui (jour) moyenne 784,2 mm, min : 544, max : 1138	Oui (jour)
ETP	Non	Oui (jour) moyenne 436,5 mm, min : 434, max : 784	Oui (décade)
Température	Oui (jour)	Non	Oui (jour)
Lixiviats	Oui (semaine·mois ⁻¹)	Non	Non
Humidité	Oui (jour)	Non	Non
Radiation solaire	Nov 96-dec 98 (jour)	Non	Non
Patm	Oui (jour)	Non	Non

Les modèles ont été testés au niveau d'une alvéole du site de St-Fraimbault et sur un cas type (tableau D3).

Tableau D3 : Caractéristiques des sites.

Site	St-Fraimbault	Casier type
Surface	5 459 m ²	10 000 m ²
Composition	85 % OM, 15 % DIB	?
Couverture	1 m argile + 30 cm terre K ~5·10 ⁻⁸ m·s ⁻¹ (estimé)	1 m argile K variable selon simulation
Tonnage	48 094 t	118 992 t
Volume	60 000 m ³	140 000 m ³
Profondeur	11 m	14 m
Dates	Début exploitation : 13/09/1996 Fin exploitation : 15/07/1997 Couverture : 06/08/1997	Durée exploitation : 12 mois

1.3.2 Paramètres

Les principaux paramètres qui ont été étudiés durant les simulations et les tests de sensibilité sont les suivants :

- K : la perméabilité (m·s⁻¹) au sens de Darcy

Dans notre cas, le milieu considéré est le massif de déchets, et le fluide est le lixiviat. On distingue la perméabilité de la couverture qui déterminera la quantité d'eau la traversant, et celle des déchets dont dépendra la cinétique des lixiviats.

- θ_m ou θ_c : capacité au champ (HELP) ou critique (Mobydec)

Dans le domaine des sols, elle correspond à la teneur en eau du sol après que l'excédent d'eau ait été drainé et que le régime d'écoulement vers le bas soit devenu pratiquement nul. Dans les modèles considérés, elle correspond à la teneur en eau au-delà de laquelle le déchet produira du lixiviat.

- θ_r : teneur en eau résiduelle

Ce paramètre correspond à la teneur en eau minimale obtenue une fois que toute l'eau disponible du déchet ait été drainée.

- θ_i : teneur en eau initiale

- alpha (Mobydec)

Pourcentage de la pluie efficace (Pluie – ETR) qui percole rapidement au sein du massif de déchets.

- $T_{0,5}$ (Mobydec)

Ce coefficient est analogue au temps de demi-vie de la radioactivité. Il contrôle la cinétique hydraulique des lixiviats.

1.4 Résultats et analyses

1.4.1 Données de site : St-Fraimbault

Les paramètres suivants ont été utilisés dans les deux modèles :

Tableau D4 : Simulation St-Fraimbault

Modèle	Mobydec	HELP	
Pas de temps	Jour	Jour	
Dates simulation	Jour-mois ⁻¹ début : 13/9 Jour-mois ⁻¹ couverture : 1/17	Simulation par années	
Durée simulation	27 mois		
Changements de tonnage	Aucun		
Données climatologiques			
Pluviométrie	St-Fraimbault	St-Fraimbault	
ETP	St-Fraimbault		
Correction ETP/déchets	0,43		
Radiation solaire	ETP est une variable d'entrée	St-Fraimbault	
Température		St-Fraimbault	
Humidité moyenne		St-Fraimbault	
Profondeur évaporation		50 cm	
Latitude		48°	
LAI (Leaf Area Index)		2	
Début/fin saison végétative		120/280	
Vitesse de vent		5 km·h ⁻¹	
Données structurales			
Surface du casier		5 459 m ²	5 459 m ²
surface avec ruissellement		20 %	
Volume stagnant	160		
Tonnage mensuel	4 000 ton / mois		
Eau des boues de STEP	0		
Densité	0,85		
Perméabilité déchets		1·10 ⁻⁵ m·s ⁻¹	
Nb de couches de déchets		7	
Teneur en eau maximale	0,40 (<u>massique</u>)	0,671 (<u>volumique</u>)	
Teneur en eau minimale	0,10 (<u>massique</u>)	0,077 (<u>volumique</u>)	
Teneur en eau critique	0,27 (<u>massique</u>)	0,292 (<u>volumique</u>)	
Teneur en eau initiale	0,25 (<u>massique</u>)	0,21 (<u>volumique</u>)	
Alpha	10 %		
T _{0,5}	30 mois		
Perméabilité couverture	1·10 ⁻⁷ m·s ⁻¹	1·10 ⁻⁷ m·s ⁻¹	
Réserve utile maximale	100		
Réserve utile initiale	80		
Coefficient de ruissellement	0,3	Pente 1 %, 30 m, végétation type 3, texture 9, CN = 84,2	
Coefficient cultural	0,8		
Perméabilité géomembrane	1·10 ⁻¹² m·s ⁻¹	2·10 ⁻¹³ m·s ⁻¹	
Gradient flux	1		

Les premières simulations ont été effectuées avec les données de St-Fraimbault (cf. figure D1). Leur avantage réside ici dans le fait de comparer les résultats des modèles avec les données de lixiviats réellement pompés. En revanche, seule une analyse à court terme (27 mois) est possible.

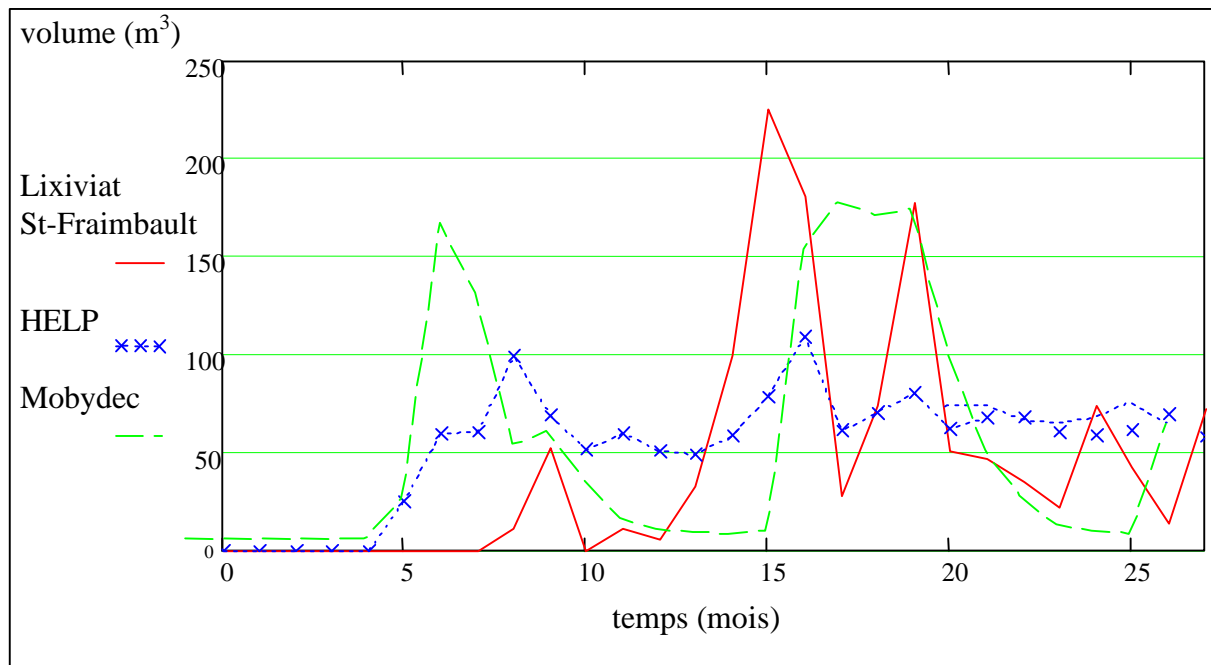


Figure D1 : Production de lixiviats : comparaison HELP/Mobydec/St-Fraimbault

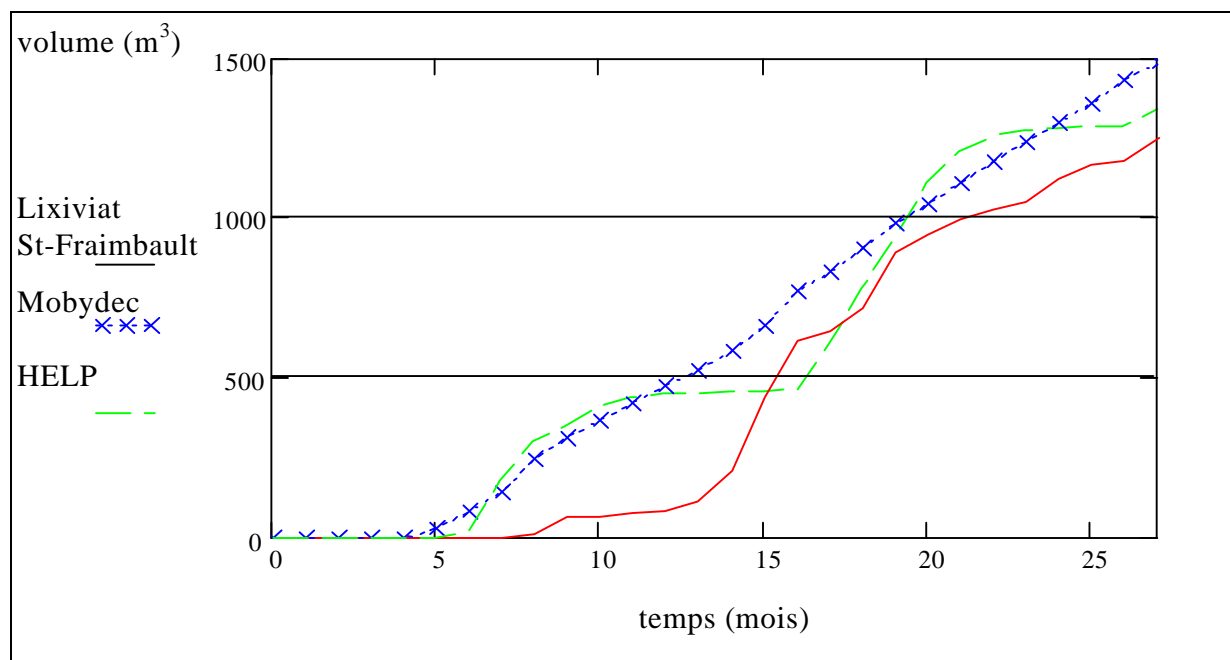


Figure D2 : Production cumulée de lixiviats : comparaison HELP/ Mobydec /St-Fraimbault

Dans cette simulation, les valeurs de lixiviats obtenues sont proches : 1 251 m³ réellement pompés, 1 488 m³ pour Mobydec et 1 349 m³ prévus par HELP. Mobydec et HELP surestiment respectivement de 18,9 % et 7 % la production réelle (figure D2). Ce résultat est prometteur même si l'observation non cumulée (figure D1) montre des écarts importants à l'échelle mensuelle entre les valeurs simulées et les valeurs réelles. Les résultats observés sont à analyser avec prudence car ils correspondent à l'observation des 2 premières années de la vie du casier. Durant cette phase, de nombreux phénomènes transitoires non pris en compte par les modèles interviennent, comme le tassement, et les températures importantes générées par la fermentation aérobie et maintenues par la fermentation anaérobie.

1.4.2 Données réelles à long terme : HELP/ Orgeval

Les paramètres ,utilisés par HELP et Mobydec, sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau D5 : Paramètres des simulations HELP/ Orgeval

Modèle	Mobydec	HELP
Pas de temps	Jour	Jour
Dates simulation	Jour-mois ⁻¹ début : 1/1 Jour-mois ⁻¹ mise en place couverture : 1/12	Simulation par années
Changement de tonnage	aucun	
Durée simulation	20 ans	20 ans
Données climatologiques		
Pluviométrie	HELP Orgeval	HELP/ Orgeval
ETP	HELP/Orgeval	
Correction ETP/déchets	0,43	
Radiation solaire	ETP est une variable d'entrée	HELP/ Orgeval
Température		HELP/ Orgeval
Humidité moyenne		HELP/ Orgeval
Profondeur évaporation		50
Latitude		48,5
LAI (Leaf Area Index)		2
Début/fin saison végétative		91 / 280
Vitesse vent		5 km·h ⁻¹
Données structurales		
Surface du casier	10 000 m ²	10 000 m ²
Hauteur de déchets		14 m
Volume stagnant	160 m ³ / mois	
Tonnage mensuel	9 916,67 ton / mois	
Eau boues		
Densité	0,85	
Perméabilité déchets		1·10 ⁻⁵ m·s ⁻¹
Nb de couches de déchets		7
Teneur en eau maximale	0,40 (<u>massique</u>)	0,671 (<u>volumique</u>)
Teneur en eau minimale	0,10 (<u>massique</u>)	0,077 (<u>volumique</u>)
Teneur en eau critique	0,27 (<u>massique</u>)	0,292 (<u>volumique</u>)
Teneur en eau initiale	0,25 (<u>massique</u>)	0,210 (<u>volumique</u>)
Alpha	10 %	

$T_{0,5}$	30 mois	
Perméabilité Couverture	HELP : $5 \cdot 10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ Orgeval : $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$	HELP : $5 \cdot 10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ Orgeval : $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$
Réserve utile maximale	100	
Réserve utile initiale	80	
Coef. de ruissellement	0,3	Orgeval : Pente 1 %, 50m, texture 16, végétation 1, CN = 96,8
Coefficient cultural	0,8	
Perméabilité géomemb	$1 \cdot 10^{-12} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$	$2 \cdot 10^{-13} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$
Gradient flux	1	

- Données climatiques HELP

En utilisant les paramètres décrits dans le tableau D5, des simulations ont été menées avec HELP et Mobydec en utilisant les données météorologiques de HELP, les volumes cumulés sont présentés sur la figure D3.

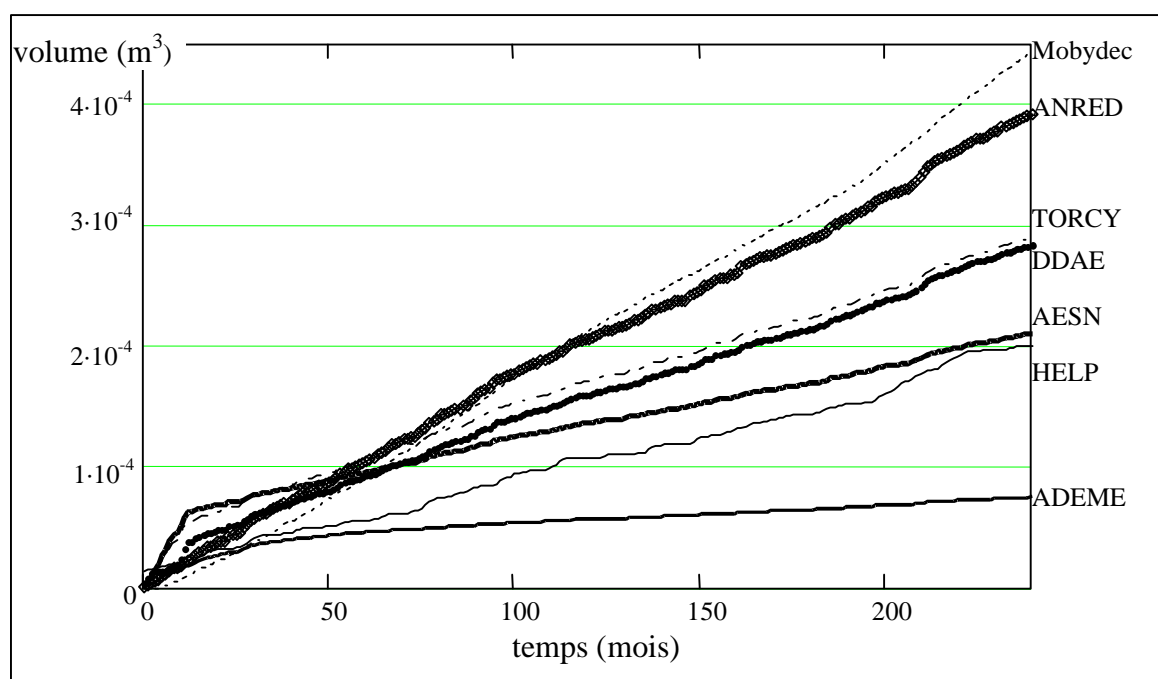


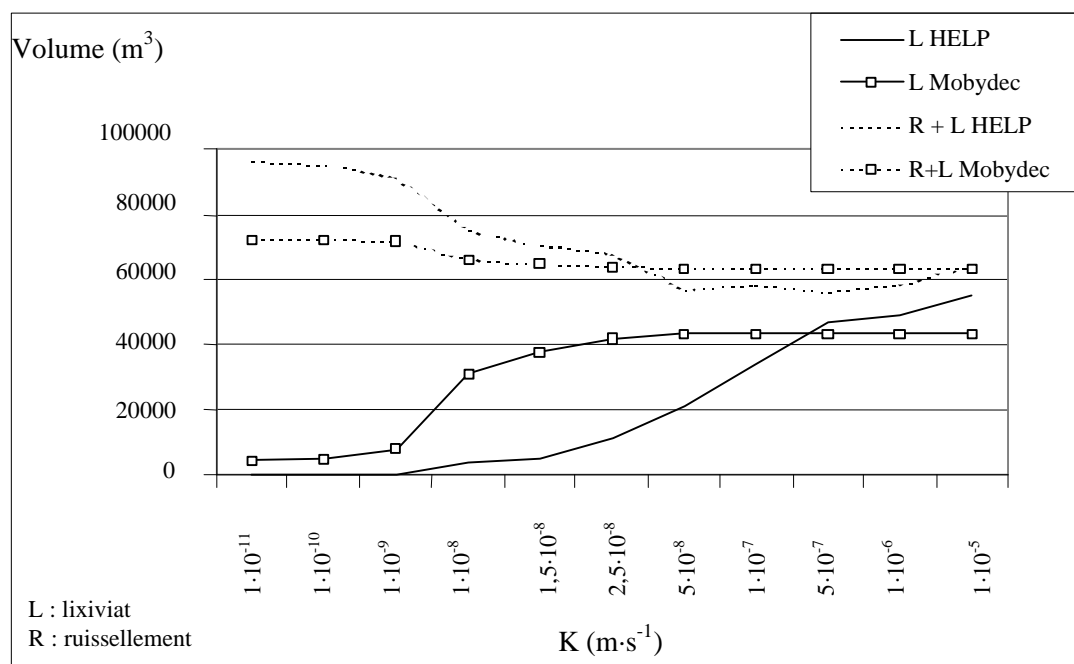
Figure D3 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat, données HELP

Les volumes prévus par Mobydec sont très supérieurs à ceux calculés par HELP, respectivement 45 000 et 20 000 m³. Le volume total de pluie sur la période de 20 ans étant de 156 835 m³ (784 mm·an⁻¹), cela correspond à 28,7 % de la pluie pour Mobydec et 12,8 % pour HELP (cf. tableau D6).

Tableau D6 : Production de lixiviats - Comparaisons des modèles et des formules

Formule	Volume total (m ³)	Pourcentage de la pluie	Volume (m ³ ·ha ⁻¹ ·mois ⁻¹)
Mobydec	45 000	28,7	187,5
HELP	20 000	12,8	83,3
TORCY	29 000	18,5	120,8
DDAE	27 480	17,5	114,5
ADEME	12 600	8,0	52,5
AESN	21 000	13,4	87,5
ANRED	39 210	25,0	163,4

Mobydec calcule une production de lixiviat supérieure à celle de HELP. Quant aux productions évaluées par les formules rapides, elles se situent entre celles des deux modèles (mis à part la formule ADEME qui semble sous-estimer la production « réelle » de lixiviat). Il est nécessaire de déterminer pour quelle raison les productions de lixiviats calculées par les 2 modèles diffèrent ainsi. Sur la figure D4, le ruissellement et les volumes de lixiviats ont été tracés pour différentes perméabilités de la couverture.

**Figure D4 : Comparaison HELP/Mobydec volume de lixiviat & ruissellement et variation de la perméabilité de la couverture**

Pour des perméabilités supérieures à $5 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, HELP calcule des productions de lixiviat supérieures à celles de Mobydec ($54\,000 \text{ m}^3$ contre $42\,000 \text{ m}^3$ à $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Et pour des perméabilités inférieures à $5 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, la production de lixiviat prévue par Mobydec est très supérieure à celle prévue par HELP.

Les différences entre les deux modèles semblent principalement dues au calcul du ruissellement. Quand on trace les courbes ruissellement + lixiviat, on observe que les modèles sont proches pour des perméabilités variant cette fois entre $1 \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Pour HELP, le ruissellement représente 22,6 % de la pluie et, pour Mobydec, 13 % dans le cas type considéré.

Sur la figure D5, les volumes de lixiviats calculés par les formules rapides en fonction de la perméabilité de la couverture ont été ajoutés. Les limites des formules qui ne tiennent pas compte de la perméabilité de la couverture (ANRED, AESN, ADEME) sont ainsi mises en évidence.

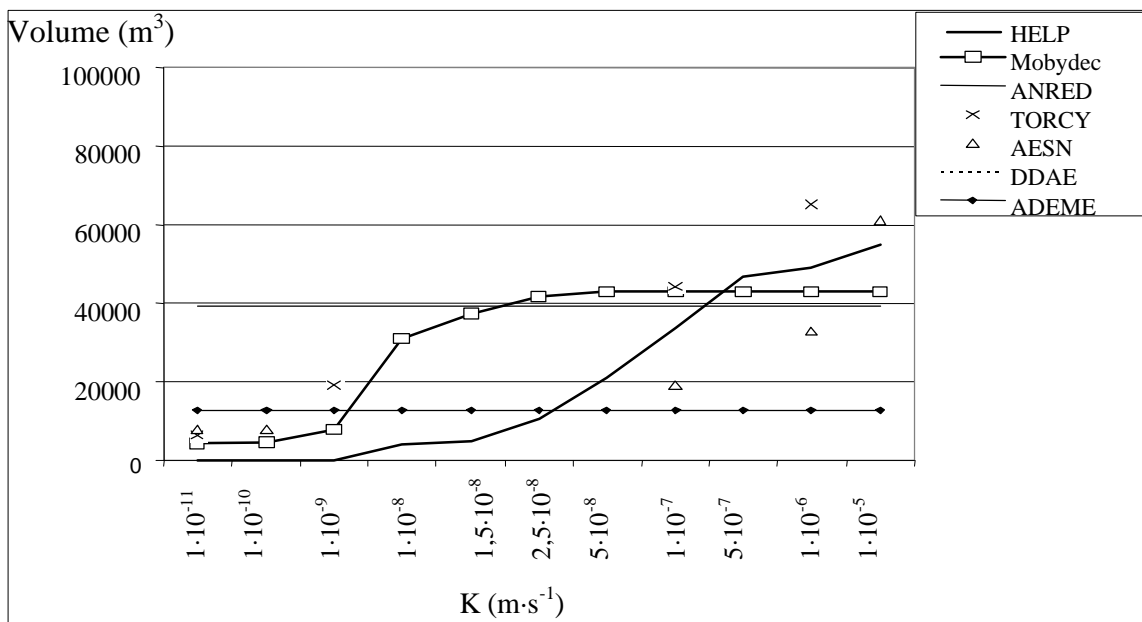


Figure D5 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat

- Données climatiques Orgeval

En utilisant les paramètres décrits dans le tableau D5, des simulations ont été menées avec HELP, Mobydec et les formules rapides en utilisant les données météorologiques de Orgeval (figure D6).

Tableau D7 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat, données Orgeval

Formule	Volume total (m³)	Pourcentage de la pluie	Volume (m³·ha⁻¹·mois⁻¹)
Mobydec	21 564	16,2	90
HELP	21 224	15,9	88
TORCY	23 210	17,4	97
DDAE	21 170	15,9	88
ADEME	10 112	7,6	42
AESN	15 940	12,0	66
ANRED	33 350	25,0	139

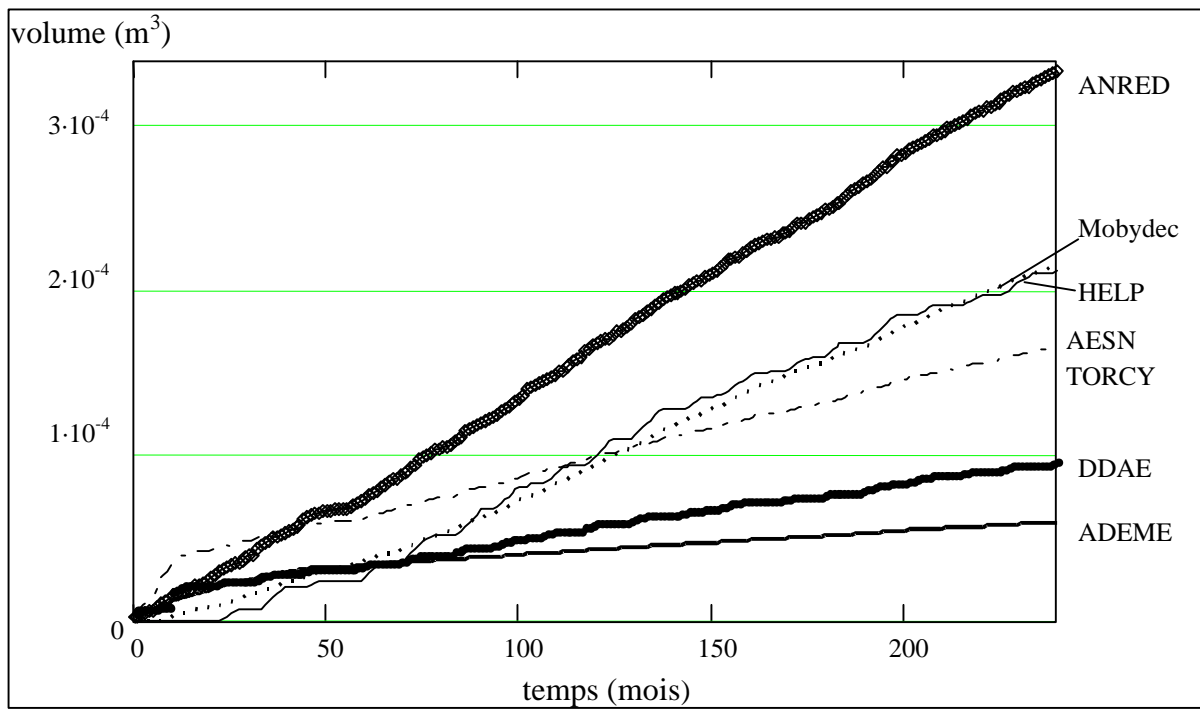


Figure D6 : Comparaison modèles/formules rapides : volumes de lixiviat

La pluviométrie moyenne est de $667 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1}$, soit $133\,366 \text{ m}^3\cdot\text{an}^{-1}$.
 Les simulations ont été effectuées en considérant une perméabilité de la couverture de $1\cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (contre $5\cdot 10^{-8}$ pour Orgeval). Cette fois les résultats obtenus pour HELP et Mobydec sont très proches (respectivement 15,9 % et 16,2 % de la pluie, voir tableau D7). Les formules rapides sont du même ordre de grandeur, à part la DDAE à 25 % et l'ADEME qui de nouveau sous-estime la production de lixiviats.

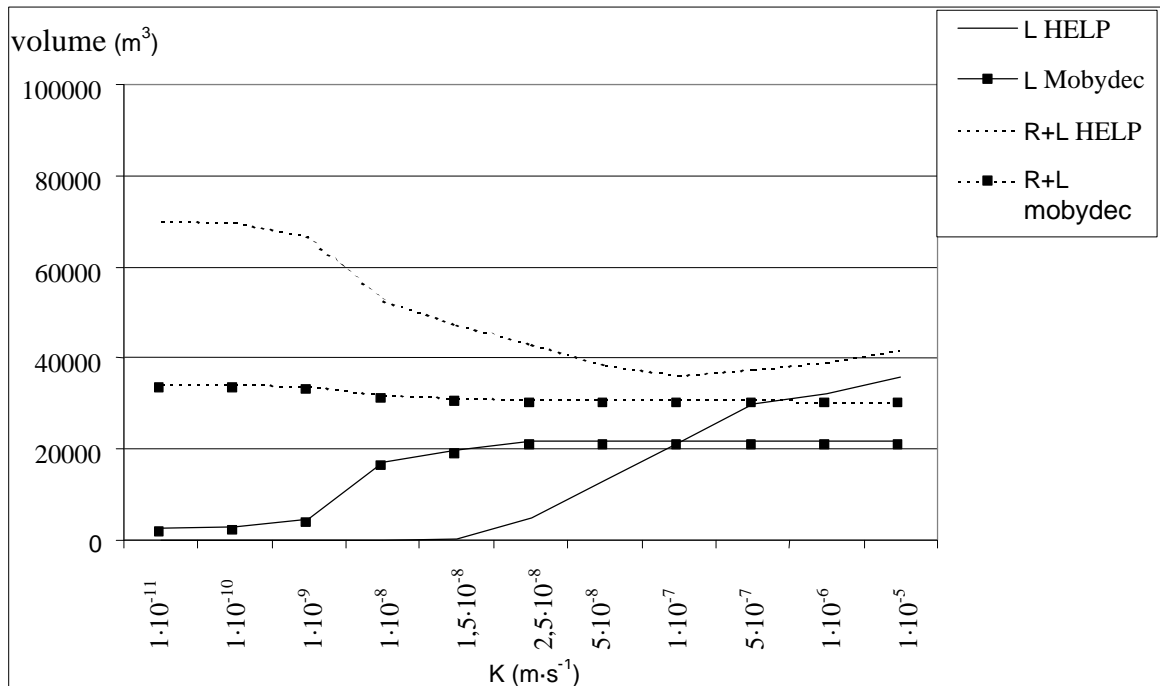


Figure D7 : Comparaison HELP/ Mobydec volumes de lixiviat & ruissellement en fonction de la perméabilité de la couverture

Lorsque que l'on fait varier la perméabilité de la couverture, on retrouve à nouveau des écarts importants entre HELP et Mobydec (figure D7). Pour des perméabilités variant entre $1 \cdot 10^{-11}$ et $5 \cdot 10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, les valeurs de ruissellement calculées par HELP sont beaucoup plus importantes que celles calculés par Mobydec. Bien que les modèles utilisent des méthodes différentes pour contrôler la cinétique hydraulique des déchets, c'est en fait le calcul du ruissellement qui est en grande partie à l'origine de leurs écarts, pour des perméabilités de couverture variant entre 10^{-5} et $10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (figures D4 et D7). Pour HELP, le ruissellement représente 11 % de la pluie et pour Mobydec 7 % (figure D8). Pour des valeurs supérieures à $10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, la perméabilité n'est plus un facteur limitant l'infiltration dans Mobydec. Le phénomène est le même pour HELP pour des perméabilités supérieures à $5 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

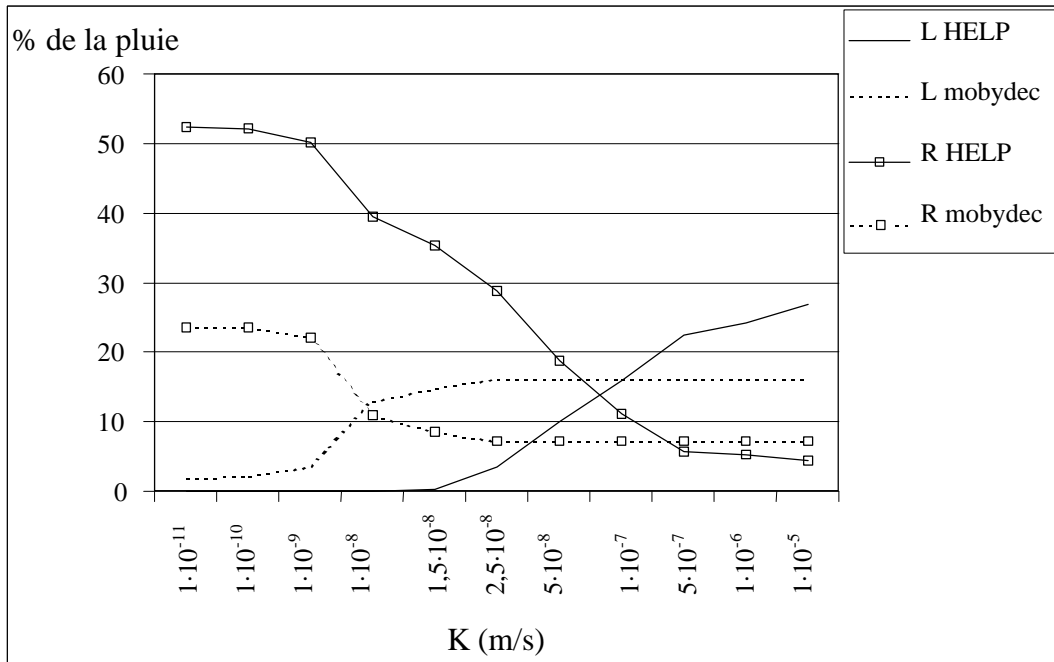


Figure D8 : Comparaison HELP/ Mobydec % de lixiviat & ruissellement en fonction de la perméabilité de la couverture

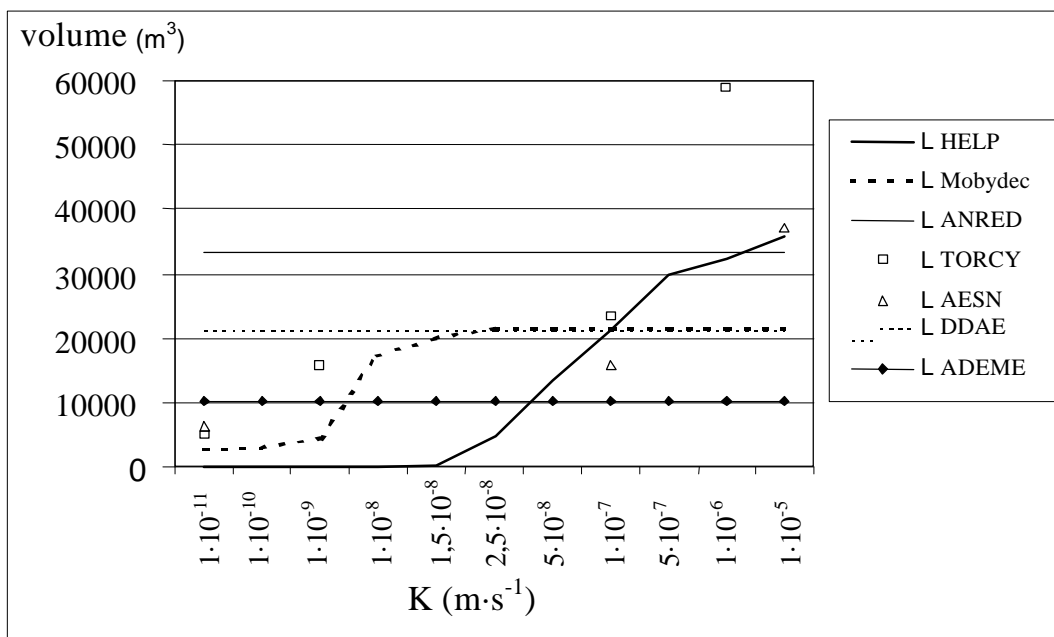


Figure D9 : Comparaison modèles/formules rapides en fonction de la perméabilité de la couverture

La figure D9 est intéressante car elle permet de mieux visualiser les ordres de grandeur de la production de lixiviat et du ruissellement. Pour des perméabilités supérieures à $2,5 \cdot 10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, le ruissellement calculé par Mobydec ne varie pas, ce qui est surprenant d'un point de vue hydrologique. De plus, les volumes de ruissellement calculés par Mobydec pour des perméabilités de $10^{-11} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ semblent faibles. La méthode du SCS "Curve Number" de HELP semble mieux adaptée pour la prise en compte du ruissellement.

1.4.3 Etude de sensibilité

Les tests de sensibilités suivants ont été effectués avec les données HELP, tous les paramètres étant identiques à ceux du tableau D5, seul le paramètre testé variant. Il est à noter que toutes les teneurs en eau de Mobydec sont massiques.

- Perméabilité de la couverture

Il apparaît dans les paragraphes précédents que la couverture joue un rôle prépondérant, sa perméabilité régule les ordres de grandeur des volumes de lixiviats produits (figures D4, D5, D7, D8 et D9). La qualité de la couverture est à l'origine des divergences entre HELP et Mobydec.

- Teneur en eau initiale

Avec la pluviométrie, la teneur en eau initiale constitue la principale entrée d'eau dans le casier. Ce terme, difficile à caractériser étant donné l'hétérogénéité des déchets, a donc un rôle majeur dans le bilan hydrique.

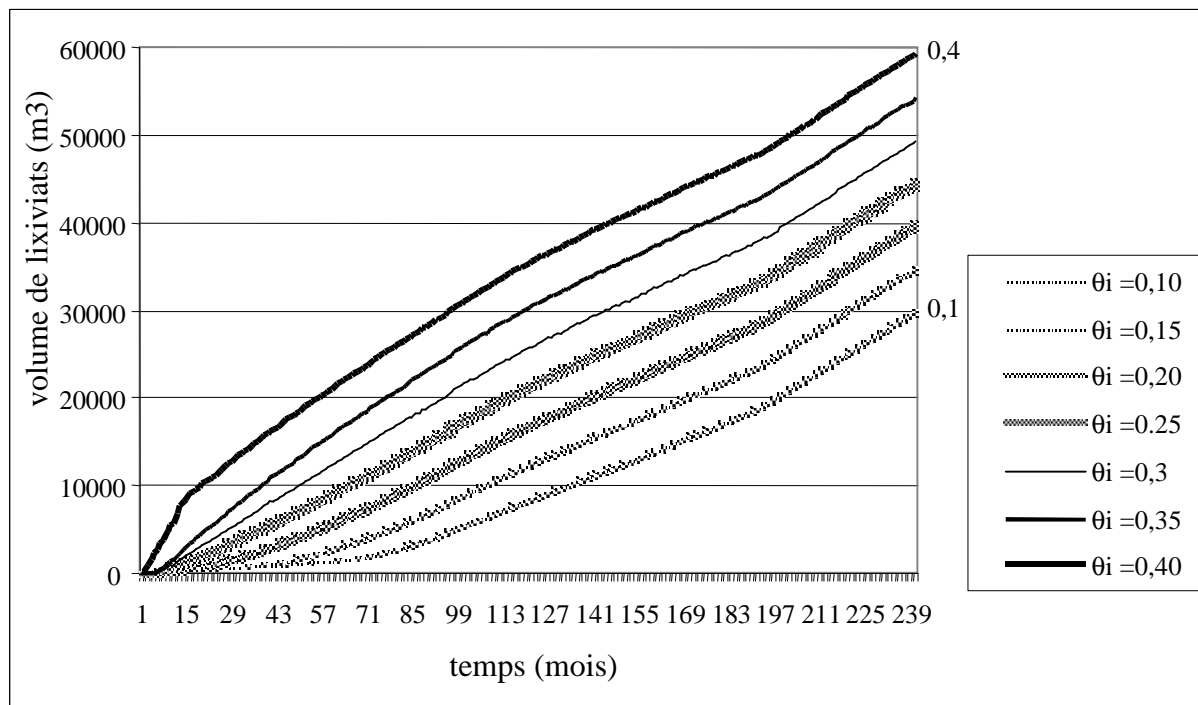


Figure D10 : Mobydec, sensibilité à la teneur en eau initiale

Avec une teneur en eau initiale de 0,25, la production de lixiviat sur les 20 ans est de 45 000 m³, 30 000 m³ pour une teneur en eau de 0,1 et 60 000 m³ pour 0,4 (figure D10). Une augmentation de la teneur en eau de 0,05 entraîne, en moyenne, une augmentation du lixiviat de 5 000 m³, soit 11 % du total de lixiviat.

- Teneur en eau critique

Ce paramètre contrôle le seuil à partir duquel il y a écoulement, plus sa valeur est faible plus une augmentation de teneur en eau entraînera une production importante de lixiviat. Une augmentation de 0,1 entraîne une diminution de 9 % de la production de lixiviat (figure D11). Quantitativement ce terme est presque aussi important que la teneur en eau initiale et au-delà de 0,4, il n'a plus d'influence.

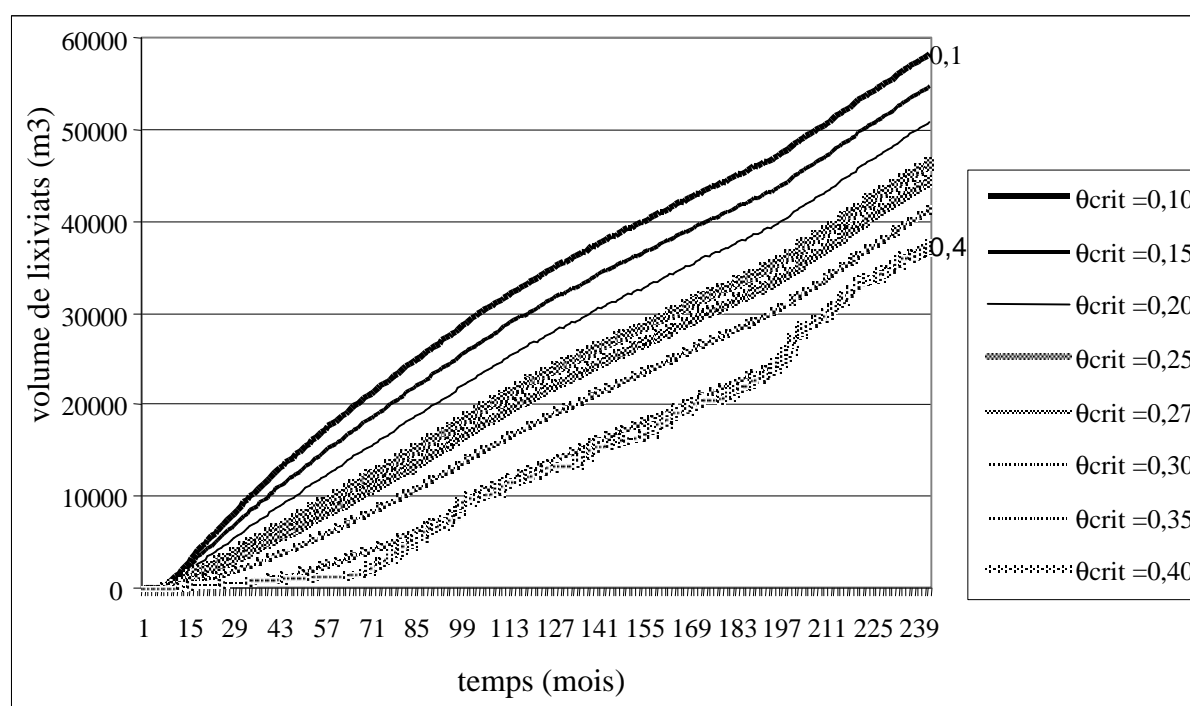


Figure D11 : Mobydec, sensibilité à la teneur en eau critique

- Teneur en eau maximale

Plus ce terme est petit, moins le déchet sera capable d'emmagasiner de l'eau (figure D12). Au-delà de 0,35, il n'a plus d'influence sur la production de lixiviat.

- Coefficient de ruissellement

Quantitativement ce terme est aussi important que la teneur en eau initiale car il contrôle le ruissellement (figure D13). Une variation de 0,1 de ce coefficient provoque une modification moyenne de 11 % de la production de lixiviat, or il est difficile de connaître ce coefficient avec précision.

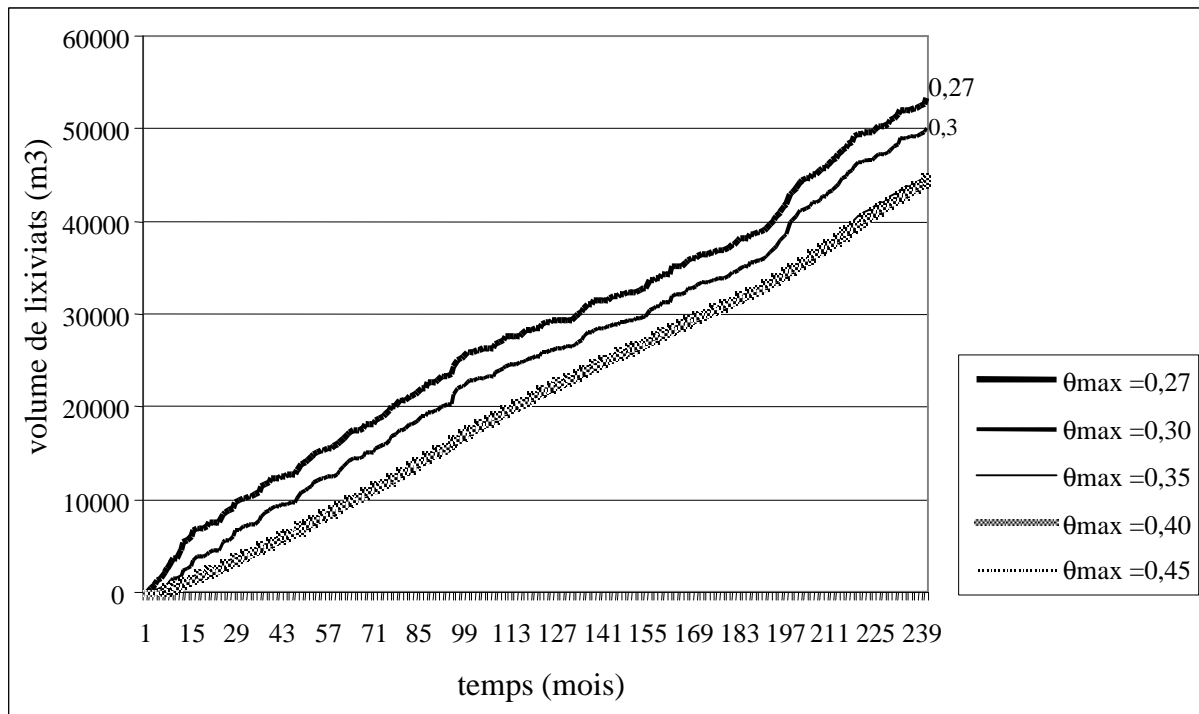


Figure D12 : Mobydec : sensibilité à la teneur en eau maximale

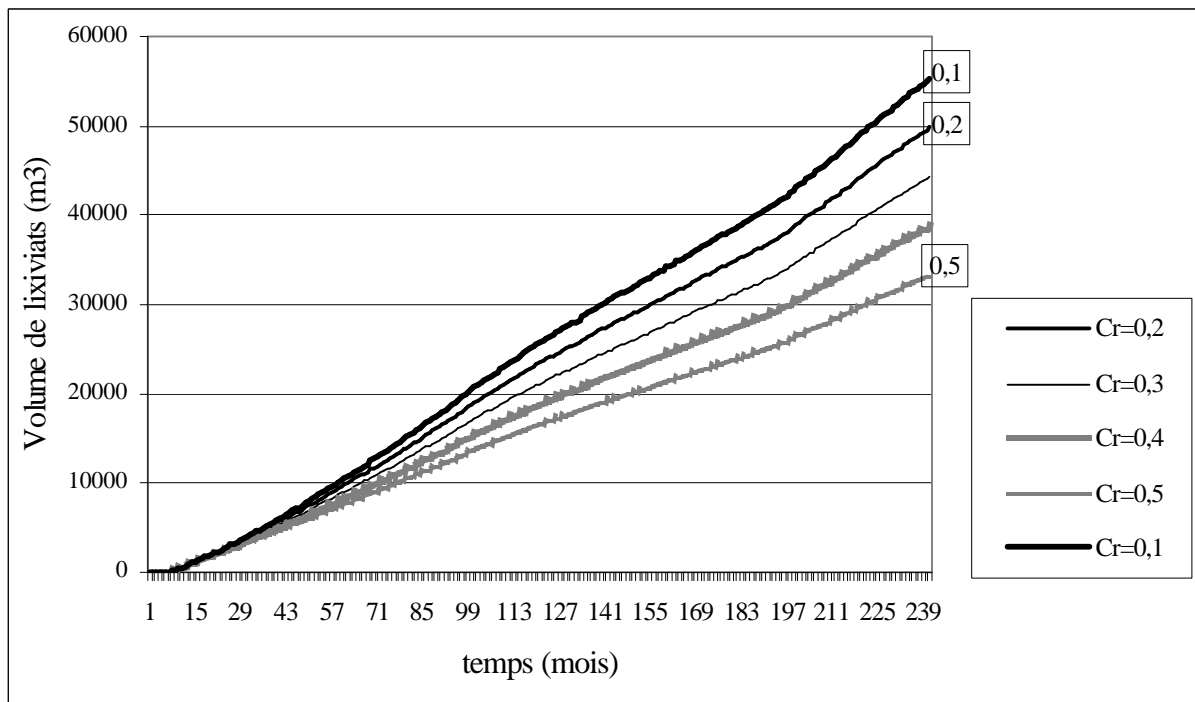


Figure D13 : Mobydec, sensibilité au coefficient de ruissellement

- alpha et $T_{1/2}$

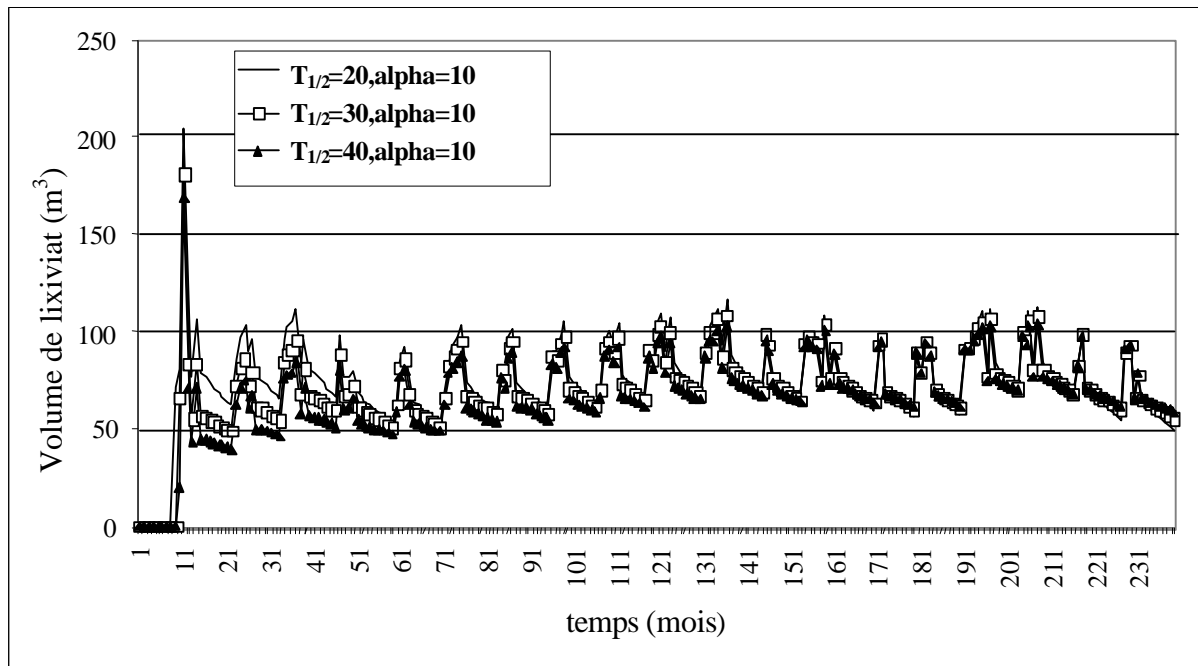


Figure D14 : Sensibilité au temps de demi-vie

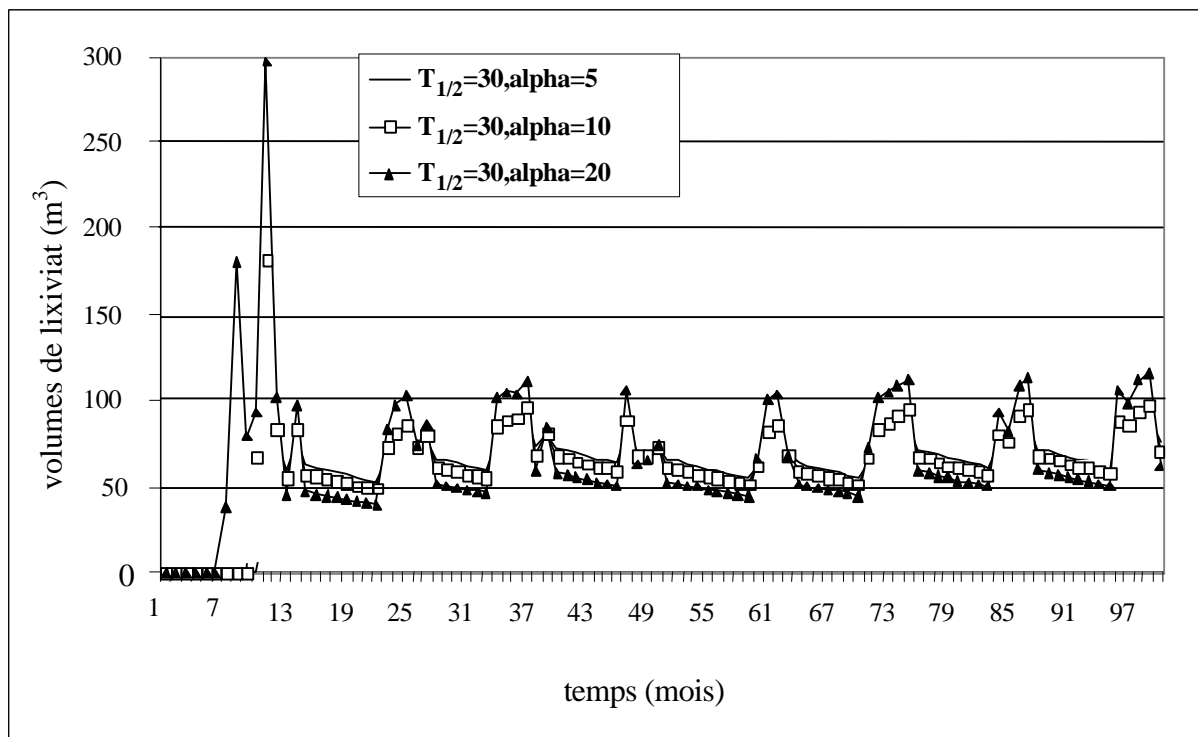


Figure D15 : Sensibilité à la constante de temps du coefficient d'infiltration

Le coefficient de demi-vie dépend de l'épaisseur des déchets du casier modélisé, le coefficient d'infiltration dépend de l'épaisseur et de la géométrie des déchets. D'après des calages effectués par Guyonnet *et al.* (1996) les résultats suivants sont obtenus (tableau D8) :

Tableau D8 : Valeurs des paramètres $T_{1/2}$ et Alpha d'après calage

Casier	A1	A2	A3	A4	B1	B2
Épaisseur de déchets (m)	4	4	4	4	18	18
$T_{1/2}$ (mois)	10	8	13	11	57	69
alpha (%)	23	20	8	19	5	1

D'après Guyonnet (communication personnelle-2000), le choix d'une valeur de 20 mois pour $T_{1/2}$ est raisonnable si l'on considère une hauteur de déchets de 10 m.

En conclusion, l'épaisseur de déchets du casier type étant de 14 m, une valeur moyenne de 30 mois pour $T_{1/2}$ a été prise, avec pour valeur maximale et minimale respectivement 40 et 20 mois.

Le coefficient d'infiltration moyen étant d'environ 10 % (tableau D5), cette valeur a été prise pour les simulations, en prenant 20 % pour maximum et 5 % pour minimum.

Lorsque le coefficient de demi-vie augmente, la production de lixiviat diminue dans un premier temps. Ceci est logique puisque lorsque $T_{1/2}$ augmente la vitesse de relargage diminue. Au bout de 120 mois, on atteint une situation d'équilibre : la production est la même quelle que soit la valeur du coefficient. Ensuite, une inversion des tendances s'observe. En effet, un coefficient plus faible entraînera seulement un report dans le temps de la production de lixiviat.

En fait, ce coefficient a une influence à court terme sur la production, mais son rôle à long terme est faible et négligeable par rapport aux paramètres décrits précédemment.

L'influence de alpha, le coefficient d'infiltration, est similaire : quand il diminue, la production immédiate de lixiviat diminue. Par contre, elle se poursuivra plus longtemps dans le temps.

Ce terme n'a pas d'influence sur la production totale de lixiviat mais sur sa répartition temporelle. Plus alpha est important, plus les pics de production seront grands, ce qui influencera le dimensionnement des installations.

- Tests de sensibilité HELP/ Mobydec

Dans les tests suivants, on a utilisé les données de HELP (tableau D5) avec une perméabilité de couverture de $5 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. En effet, c'est pour cette perméabilité que les modèles donnaient des résultats proches.

Les teneurs en eau en abscisse sont massiques, elles ont été converties pour l'utilisation du modèle HELP.

Bien que les paramètres θ_i , θ_{crit} et θ_{max} soient utilisées dans des formules différentes pour HELP et Mobydec, leur définition reste la même, et les variations (figures D16, D17 et D18) sont similaires.

Plus θ_i est faible, plus l'écart entre les modèles est important (figure D16), par exemple : $\text{Lixiviat}_{\text{Mobydec}} / \text{Lixiviat}_{\text{HELP}} = 1,45$ pour $\theta_i = 0,1$. Cette différence se réduit lorsque θ_i augmente jusqu'à égalité des productions de lixiviats, pour $\theta_i = 0,35$.

Les écarts entre HELP et Mobydec pour θ_{crit} sont faibles (figure D17), au maximum $7\,000 \text{ m}^3$ sur 20 ans pour $\theta_{crit} = 0,4$, soit 21 % de la production totale de lixiviat.

Comme θ_{crit} , θ_{max} a une influence modérée sur les écarts entre les modèles (figure D18).

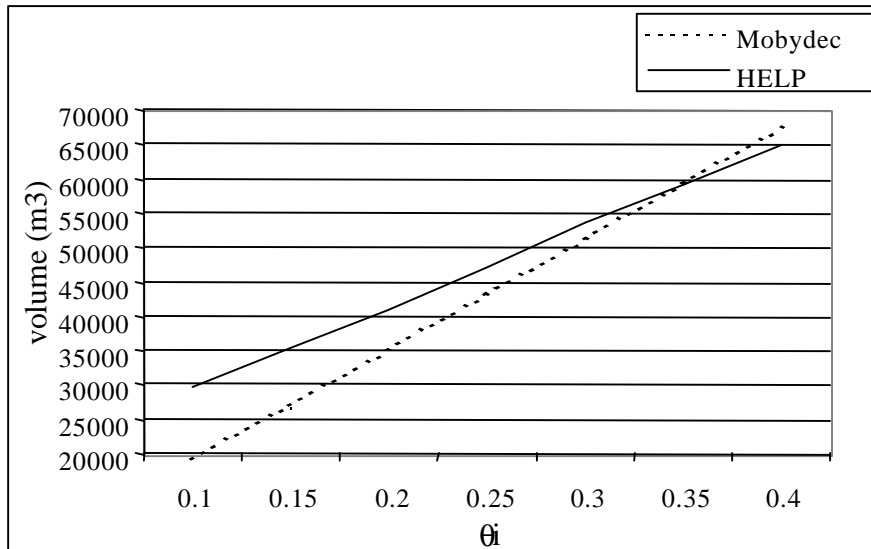


Figure D16 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau initiale

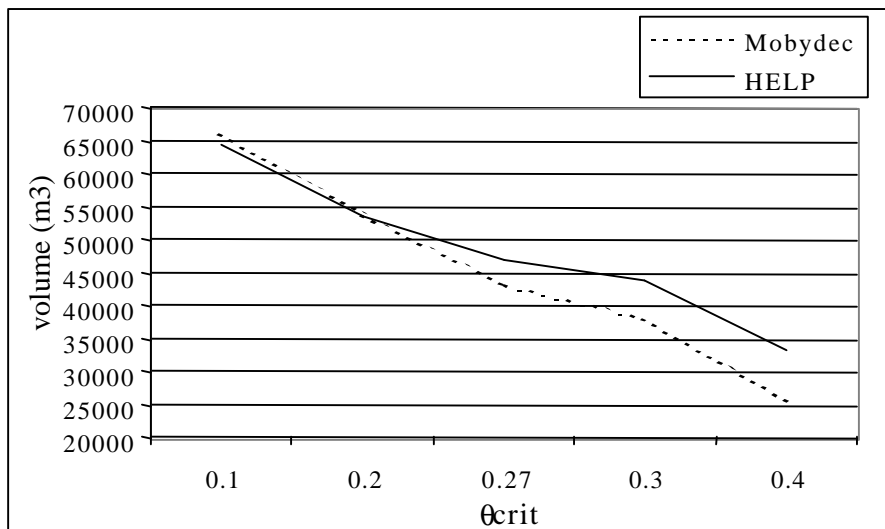


Figure D17 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau critique

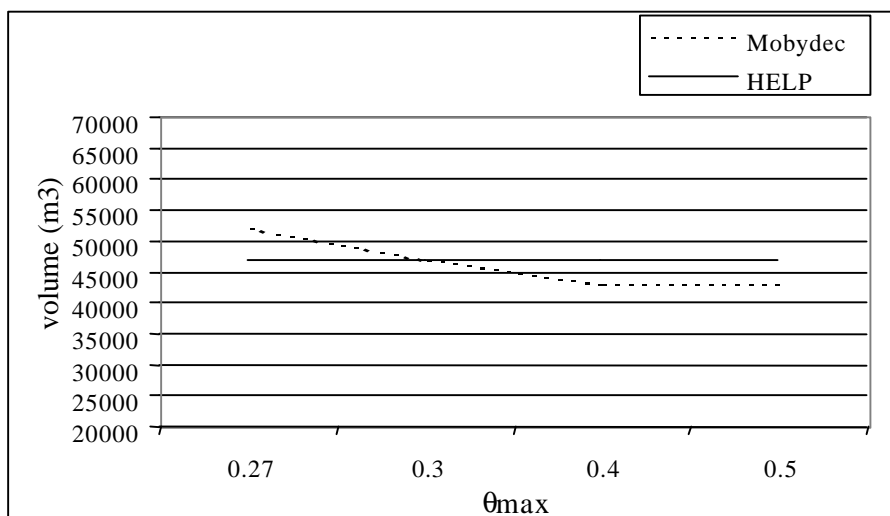


Figure D18 : HELP/ Mobydec variation de la teneur en eau maximale

1.4.4 Comparaison des méthodes de calcul du ruissellement

1.4.4.1 Méthodologie

Les méthodes de calcul du ruissellement semblent être une des principales sources de divergence entre Mobydec et HELP. Dans ce paragraphe les deux méthodes de calcul vont être étudiées. La méthode de calcul de ruissellement et d'infiltration de Mobydec est facile à programmer contrairement à celle de HELP. La démarche considérée est la suivante : le code de calcul de ruissellement de Mobydec a été isolé et les deux méthodes de calcul de ruissellement (méthode rationnelle et méthode SCS) ont été intégrées.

L'organigramme présentant la méthode de calcul du ruissellement de Mobydec est présenté sur la figure suivante.

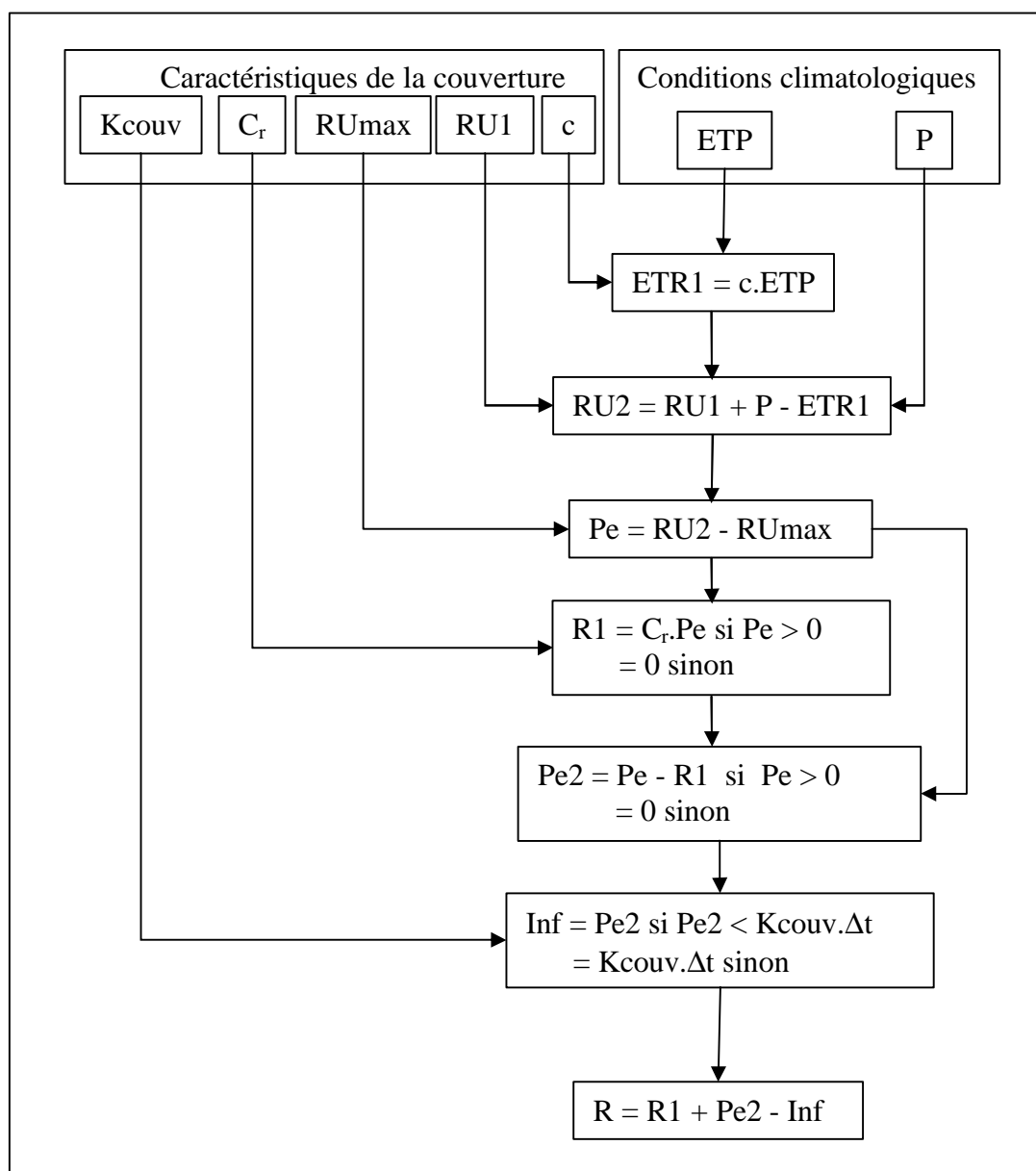


Figure D19 : Calcul du ruissellement dans Mobydec

Avec :

- P : pluie (mm)
- ETP : évapotranspiration potentielle (mm) ;
- c : coefficient ETP/ETR ;
- RU1 : réserve utile initiale (mm) ;
- RUmax : réserve utile maximale (mm) ;
- C_r : coefficient de ruissellement ;
- Kcouv : perméabilité couverture (m·s⁻¹) ;
- R : ruissellement (mm).

La programmation de cet organigramme a permis de comparer les deux méthodes.

16 Terrains de base ont été utilisés, classés selon leur comportement hydraulique. Leurs caractéristiques sont résumées dans le tableau D9.

Tableau D9 : Caractéristiques des sols utilisés pour le calcul du ruissellement

Couche	Classification	Porosité	Capacité au champ	Teneur en eau de rétention	Perméabilité (m·s ⁻¹)
1	Sable grossier	0,417	0,045	0,018	1,0·10 ⁻⁴
2	Sable	0,437	0,062	0,024	5,8·10 ⁻⁵
3	Sable fin	0,457	0,083	0,033	3,1·10 ⁻⁵
4	Limon+sable	0,437	0,105	0,047	1,7·10 ⁻⁵
5	Limon+sable fin	0,457	0,131	0,058	1,0·10 ⁻⁵
6	Sable+limon	0,453	0,19	0,085	7,2·10 ⁻⁶
7	Sable fin+limon	0,473	0,222	0,104	5,2·10 ⁻⁶
8	Limon	0,463	0,232	0,116	3,7·10 ⁻⁶
9	Silt+limon	0,501	0,284	0,135	1,9·10 ⁻⁶
10	Sable+argile+limon	0,398	0,244	0,136	1,2·10 ⁻⁶
11	Argile+limon	0,464	0,31	0,187	6,4·10 ⁻⁷
12	Silt+argile+limon	0,471	0,342	0,21	4,2·10 ⁻⁷
13	Sable+argile	0,43	0,321	0,221	3,3·10 ⁻⁷
14	Argile silteuse	0,479	0,371	0,251	2,5·10 ⁻⁷
15	Argile	0,475	0,378	0,251	2,5·10 ⁻⁷
16	Argile très compactée	0,427	0,418	0,367	1,0·10 ⁻⁹

Avec $RU_{max} = (\text{Porosité} - \text{Teneur en eau de rétention}) \times \text{épaisseur de la couverture}$

A chacune de ces couches, selon la pente et le type de végétation en place, correspondra un coefficient de ruissellement maximum et minimum pour la méthode rationnelle et un coefficient pour la méthode « curve number ». Ces coefficients sont tirés de la bibliographie.

1.4.4.2 Résultats et conclusions

Dans Mobydec, l'infiltration est prioritaire par rapport au ruissellement. Ce dernier n'intervient que lorsque la couverture est saturée en eau. On observe donc une forte dépendance entre le ruissellement et la réserve utile maximale du sol. Plus celle-ci est faible, plus le sol sera saturé rapidement et donc plus le ruissellement apparaîtra tôt. Ce phénomène

est bien mis en évidence sur la figure D20, qui montre l'évolution du ruissellement et de la réserve utile maximale (la perméabilité a été artificiellement imposée à $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour tous les sols pour uniquement faire ressortir la relation ruissellement/RUmax).

De même, le ruissellement dépend de la perméabilité de la couverture : plus celle-ci est faible, plus l'infiltration sera faible, ce qui favorise le ruissellement. Sur la figure D21, la réserve utile a été imposée à 22 cm pour tous les sols, afin de montrer l'influence de la perméabilité sur le ruissellement.

Dans HELP et contrairement à Mobydec, si la couverture est saturée, toute la pluie sera transformée en ruissellement. Le ruissellement apparaît dès que la capacité de rétention de l'eau en surface est dépassée ($P > 0,2 \text{ S}$). Or pour tous les sols, la capacité de rétention est dépassée avant que la couverture soit saturée. Ainsi, le ruissellement calculé par HELP apparaît avant celui calculé par Mobydec.

La figure D22 permet de comparer les ruissellements modélisés par HELP et par Mobydec (R_{max} et R_{min}).

Lorsque les sols ne sont pas argileux, HELP surestime grandement le ruissellement par rapport à Mobydec. Lorsqu'ils sont argileux (c'est le cas le plus courant avec les couvertures de CSD), les valeurs de HELP sont légèrement supérieures (entre 0 et 6 % de la pluie). Plus les pluies sont importantes, plus les écarts entre les deux modèles pour les couches de caractéristiques comprises entre 11 et 16 (figure D22) seront réduits.

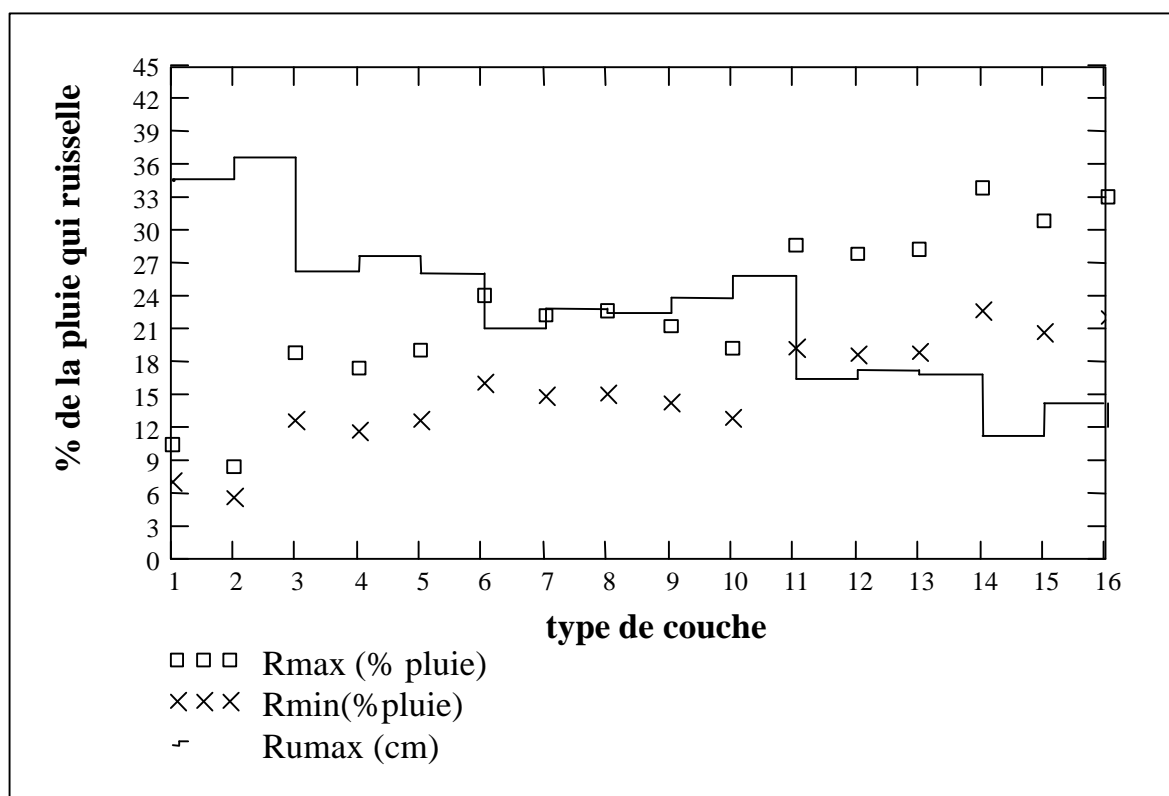


Figure D20 : Relations RUmax et ruissellement dans Mobydec (perméabilité couverture fixée à $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)

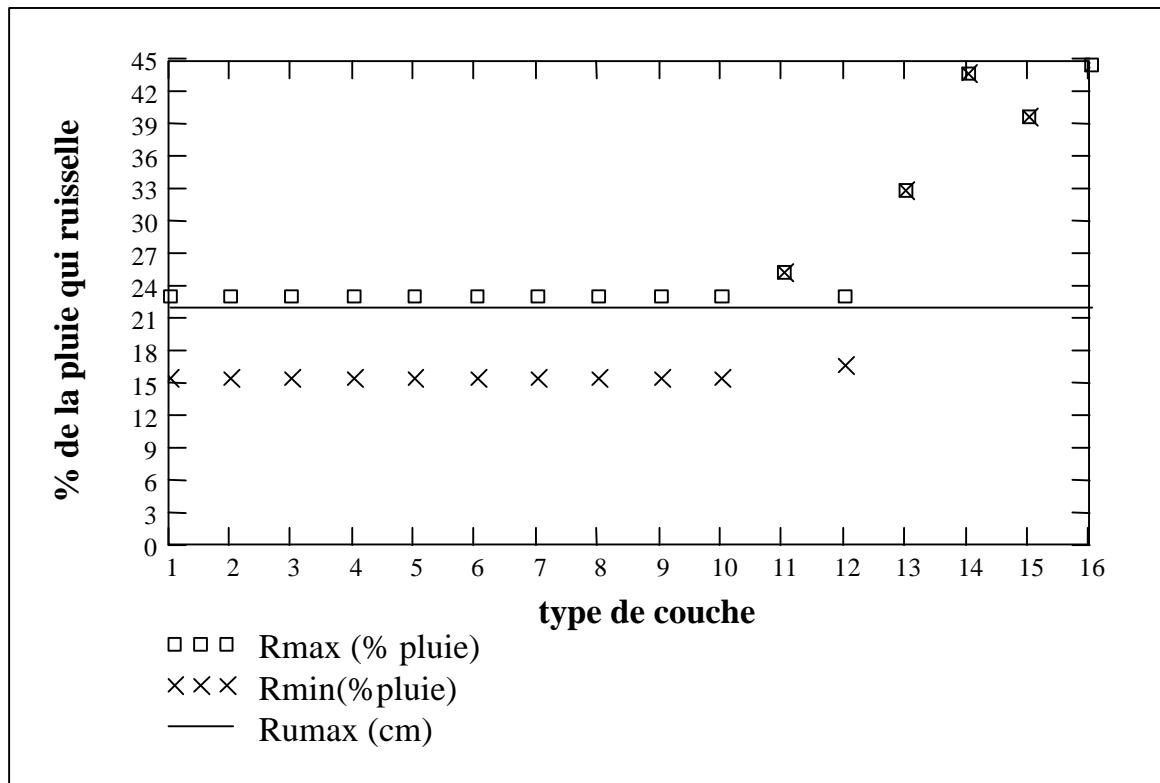


Figure D21 : Relations perméabilité couverture et ruissellement dans Mobydec (Rumax fixée à 22 cm)

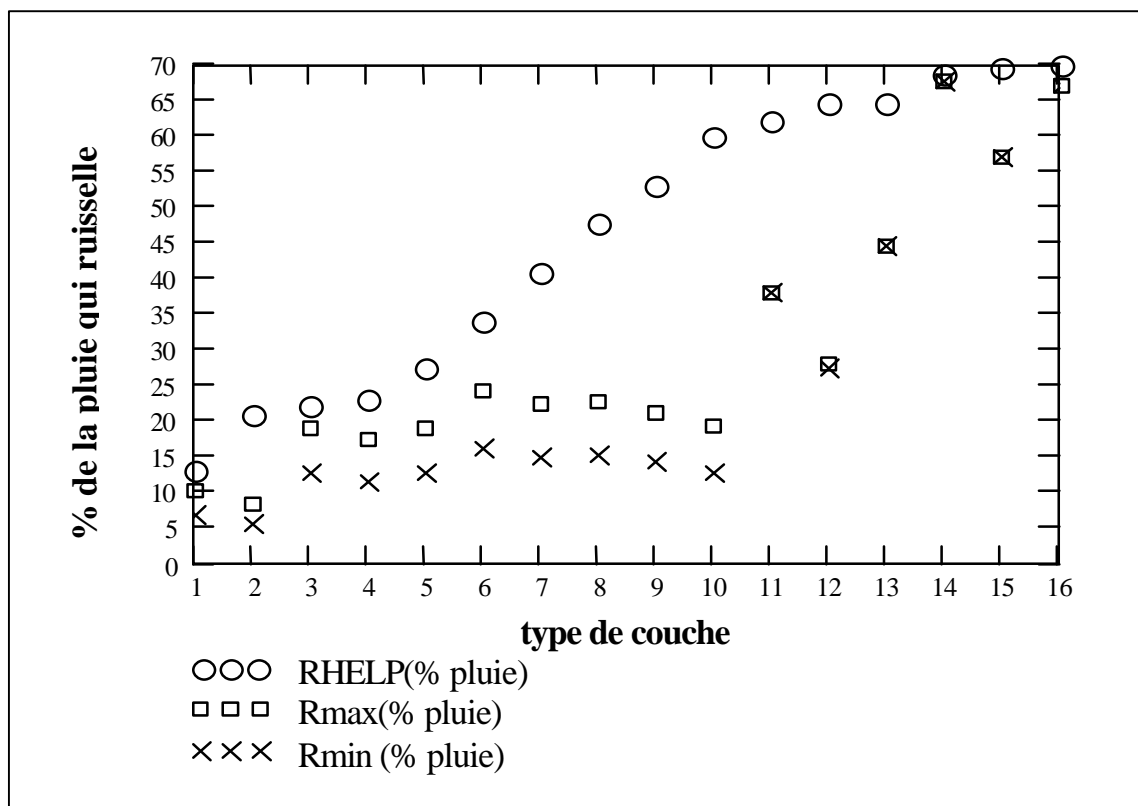


Figure D22 : Ruissellement : comparaison HELP et Mobydec

En conclusion :

- les ruissellements calculés par HELP sont légèrement supérieurs à ceux calculés par Mobydec pour des couvertures argileuses classiques ;
- le ruissellement dans HELP apparaît plus tôt ;
- lorsque les pluies sont importantes, les écarts entre les deux modèles seront faibles. Mais, si les pluies sont fines et n'entraînent pas la saturation de la couverture en surface, HELP pourra calculer du ruissellement contrairement à Mobydec.

Ces résultats permettent de mieux comprendre pourquoi les valeurs de ruissellements calculés par HELP sont en général supérieures à celle calculées par Mobydec.

1.5 Conclusions

Le modèle Mobydec est plus pratique d'utilisation même en l'absence d'une interface graphique :

- il est possible d'effectuer la modélisation en tenant compte de plusieurs sites ;
- l'utilisateur gère librement les dates d'exploitation (ouverture, mise en place de la couverture, fin de la simulation) ;
- le modèle tient compte de l'historique et du remplissage du casier ;
- Mobydec demande peu de paramètres ce qui rend son utilisation rapide.

L'interface graphique de HELP (notamment la version VISUAL HELP) est très pratique et permet une bonne gestion du logiciel. Mais elle ne permet pas d'éviter les principales lourdeurs du modèle :

- la simulation se fait par année complète, l'utilisateur ne peut pas rentrer librement les dates ;
- le modèle ne tient pas compte de l'historique du casier. Pour pouvoir le faire, il faut effectuer une simulation par phase de remplissage en prenant pour paramètre d'entrée de la nouvelle phase les paramètres de sortie de l'ancienne. Pour des simulations à long terme, ce défaut a moins d'importance ;
- si l'utilisateur souhaite entrer des données météorologiques existantes, il doit reprendre entièrement ses fichiers. De plus, les formats choisis dans HELP sont peu pratiques ;
- la rentrée des paramètres pour chaque couche est laborieuse. Ce modèle complet et complexe nécessite beaucoup de données ;
- la dernière version de VISUAL HELP n'est pas toujours très stable et il n'est pas rare que le logiciel s'arrête tout seul.

Par contre, HELP permet une gestion très poussée du système de couverture. Il est possible de générer des données météorologiques sur n'importe quelle durée ce qui rend cet outil très pratique pour des simulations prévisionnelles à long terme.

Les formules rapides sont comme leur nom l'indique pratiques et faciles à mettre en œuvre. Toutefois leur utilisation est dangereuse si l'utilisateur ne connaît pas leurs limites. Les formules qui ne tiennent pas compte de la couverture sont trop restreintes dans leurs applications. La formule ADEME semble dans tous les cas sous-estimer la production de lixiviat, son application est donc déconseillée.

Les formules TORCY et AESN semblent les plus prometteuses.

Les modèles HELP et Mobydec sont basés sur des lois d'écoulements différentes et il est donc difficile de comparer la cinétique des lixiviats au sein des déchets. Toutefois, il est possible de faire un certain nombre de conclusions.

Le calcul du ruissellement constitue la principale différence entre les deux modèles. Les valeurs calculées par HELP sont plus importantes que celles de Mobydec et semblent plus réalistes.

Il est impossible de critiquer et comparer les méthodes de détermination de l'ETP, car Mobydec demande une entrée directe de cette donnée sans la calculer.

Les différences observées quant à la production de lixiviat sont effectivement causées par les différences dans les méthodes de calcul du ruissellement. Les volumes de ruissellement estimés par HELP sont supérieurs à ceux calculés par Mobydec.

Les différences entre les deux modèles non expliquées par le ruissellement notamment pour des perméabilités de couverture faibles (inférieures à $10^{-8} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) sont dues au calcul de l'ETR et au stockage de l'eau dans les déchets. Dans Mobydec, l'évaporation est prioritaire par rapport au ruissellement, contrairement à HELP.

Ces modèles sont très sensibles à des paramètres difficiles à mesurer et variables selon les sites (teneur en eau initiale, coefficient de ruissellement, perméabilité des déchets, ...) et on ne possède pas actuellement de données à long terme sur un nombre suffisant de cas différents pour utiliser avec confiance des modèles de prévision de lixiviat.

Pour chaque site, il est donc fortement conseillé de tester le modèle avec les données de sites (notamment avec la production de lixiviat) avant de l'utiliser en temps qu'outil prévisionnel. L'utilisation de ces modèles pour dimensionner des sites reste actuellement difficile à concevoir.

Dans ce type de problématique, Mobydec présente un avantage par rapport à HELP. Il a été conçu pour permettre aisément de caler des données mesurées, alors que HELP est plus performant pour effectuer des simulations à long terme.

Aucun des deux modèles ne tient compte des températures. Or, les ordres de grandeur des gradients thermiques sur le site de Hochfelden par exemple sont non négligeables : $10 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ entre la surface et le centre et $5 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ entre le fond et le centre. Il paraît raisonnable d'intégrer ce paramètre dans un modèle simulant un casier de CSD ménagers.

L'étude du comportement de HELP et de Mobydec permet de mettre en évidence les éléments dont il faut tenir compte pour améliorer la modélisation du comportement hydraulique des casiers de CSD ménagers :

- prendre en compte les températures des déchets : elles ont une influence sur la viscosité dynamique de l'eau et sur les transferts hydrauliques par gradients thermiques ;
- tenir compte de la phase d'exploitation dans la modélisation : elle a une influence fondamentale notamment sur le comportement thermique ;
- modéliser finement le comportement hydraulique de la couverture : elle contrôle l'entrée de l'eau dans les déchets ;
- améliorer le calcul du ruissellement : la méthode rationnelle utilisée dans Mobydec est trop simple et ne tient pas compte de tous les phénomènes et la méthode SCS de HELP nécessite de nombreux paramètres et a été peu validée à l'échelle d'un casier.

2 Modélisation des transferts de chaleur et d'humidité

Une décharge peut être considérée comme un assemblage de divers éléments solides empilés, entre lesquels circule le lixiviat et le biogaz. Cet ensemble peut être défini comme un milieu poreux hétérogène, déformable, qui est le siège de transferts thermiques et d'écoulements de liquide (la circulation du biogaz n'est pas considérée dans la modélisation).

2.1 Hypothèses et définition du modèle

Lorsque les propriétés de structure (généralement définie pour l'échantillon de milieu poreux tout entier) doivent être généralisées localement, c'est à dire en chaque point de celui-ci, la définition préalable d'un volume local de mesure s'impose (cf. figure D23). Il doit être suffisamment grand pour être représentatif, c'est à dire pour permettre la caractérisation de toute propriété, mais suffisamment petit pour que la grandeur ainsi définie conserve un caractère local. Ce volume appelé volume élémentaire représentatif, est noté VER. Il est tel que, si d représente l'échelle de longueur de la microstructure et L l'échelle du milieu poreux, sa propre échelle r doit satisfaire les contraintes suivantes : $d \leq r \leq L$. Lorsque les propriétés locales, définies sur le VER, sont indépendantes de la position de celui-ci au sein de l'échantillon poreux, le milieu est considéré comme étant homogène.

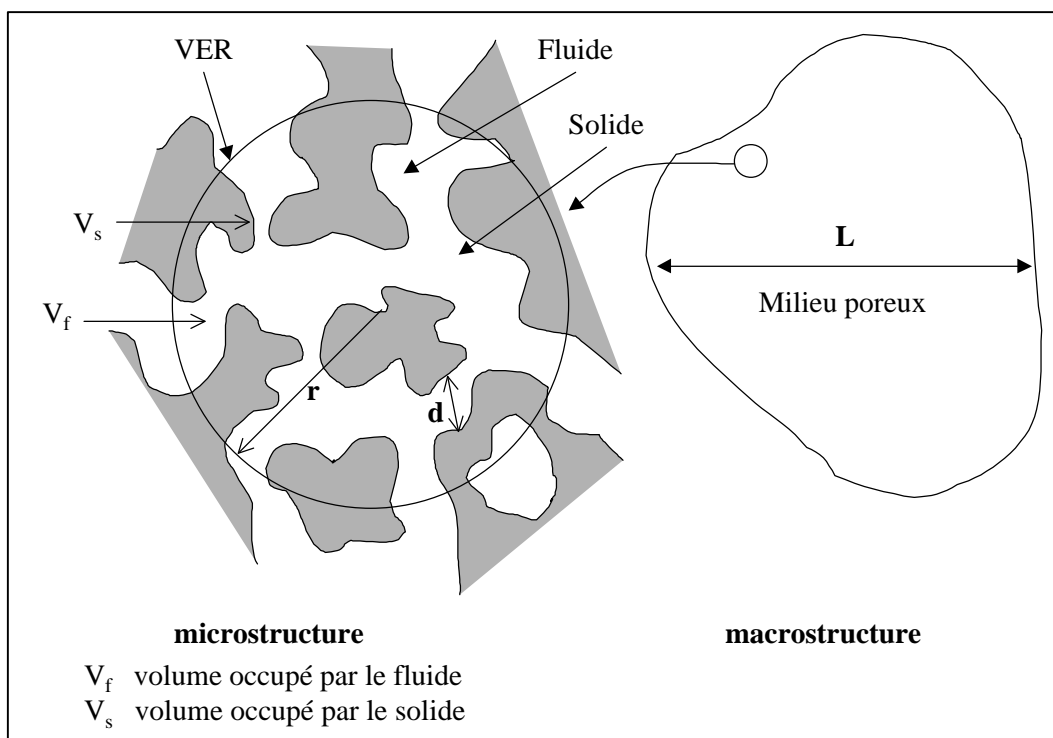


Figure D23 : Volume Élémentaire Représentatif

Pour pouvoir proposer une description mathématique des transferts de masse et de chaleur dans les déchets, il est nécessaire d'émettre certaines hypothèses, qui définissent le cadre de la modélisation et simplifient les équations.

On suppose que les déchets constituent un milieu poreux dans lequel on peut définir un V.E.R. Par souci de simplification, les déchets sont considérés comme étant un milieu poreux indéformable, homogène, isotrope et ayant des propriétés thermodynamiques indépendantes de la température. On suppose que la vitesse des fluides est suffisamment faible pour qu'ils soient au repos et que les changements de phase (évaporation ou condensation) soient négligeables. La matrice solide et le fluide sont à l'équilibre thermique et les échanges de chaleur par rayonnement sont négligeables devant les autres modes de transfert.

Compte tenu du mode de remplissage du casier par couches successives de déchets, on peut raisonnablement estimer que le comportement thermique et hydraulique des déchets est uniforme dans les plans horizontaux. On peut ainsi considérer que, en dehors des zones proches des limites, les transferts d'humidité et de chaleur sont essentiellement verticaux. Les études suivantes se limitent donc à une approche monodimensionnelle.

2.2 Transfert de chaleur en milieu poreux

2.2.1 Définition du système modélisé et des conditions limites et initiales

Le système est défini pour simuler le comportement thermique du casier instrumenté de la décharge de Hochfelden. La phase de production de chaleur aérobie est essentielle car elle va déterminer le pic de température atteint par les déchets, elle va dépendre du temps de contact des déchets avec l'atmosphère. La géométrie du système considérée est donc variable dans le temps, le modèle tient compte de l'historique du casier et simule son remplissage en ajoutant des couches de déchets d'épaisseur constante (figure D24).

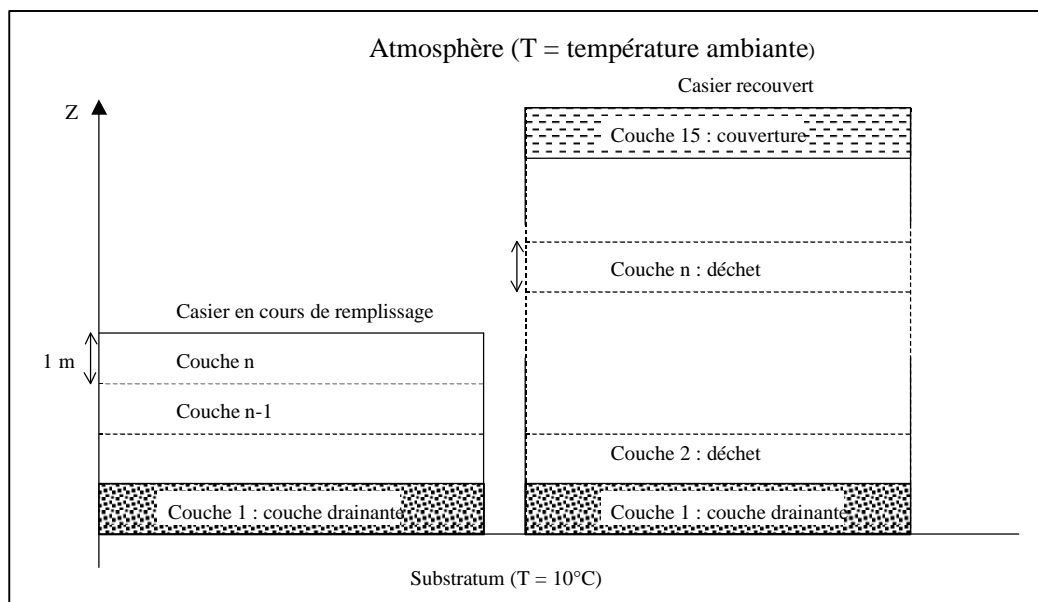


Figure D24 : Schéma du système modélisé

Le casier réel considéré a une épaisseur de déchet de 15 m, une couverture d'argile de 1 m d'épaisseur. Seule, l'alvéole instrumentée en thermocouples, a été modélisée.

La limite inférieure du système (le substratum) présente une température constante de 10 °C.

Les déchets pouvant amorcer leur fermentation avant leur mise en place dans le casier et ainsi avoir une température plus élevée que celle de l'air ambiant, la température initiale de chaque couche de déchet est égale à la température réellement mesurée dans les déchets au moment de sa mise en place.

2.2.2 Mise en équation

Sous les hypothèses décrites précédemment, la loi macroscopique de conservation de l'énergie dans le milieu poreux, prenant en compte la loi de Fourier, s'écrit (sous forme mono dimensionnelle, voir équation eA25) :

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\mathbf{d} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{Q}{c \mathbf{r}} \quad \mathbf{eD 1}$$

$$\mathbf{d} = \frac{\lambda}{c \mathbf{r}}$$

avec :

λ : conductivité thermique ($\text{W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) ;

δ : diffusivité thermique ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) ;

T : température ($^{\circ}\text{K}$) ;

Q : production de chaleur ($\text{J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) ;

ρ : la masse volumique ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) ;

c : la chaleur massique ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$).

En supposant que la diffusivité thermique est indépendante de la température et constante au sein de chaque couche horizontale, l'équation eD1 aux différences finies en schéma explicite s'écrit (on utilise une moyenne harmonique pour tenir compte de l'hétérogénéité du milieu) :

$$T_{t+1,u} = T_{t,u} + \left(\mathbf{I}(u) \cdot \frac{T_{t,u+1} - 2 \cdot T_{t,u} + T_{t,u-1}}{\Delta z^2} + Q_{t,u} \right) \cdot \frac{\Delta t}{c(u) \cdot \mathbf{r}(u)} \quad \mathbf{eD 2}$$

avec :

u : indice de la couche ;

Δt : pas de temps (s) ;

Δz : pas d'espace (m).

Ainsi, la connaissance de l'état du système au pas de temps t , permet de résoudre l'équation au pas de temps $t+1$, ce principe de résolution peut être présenté sous forme d'un graphique (figure D25).

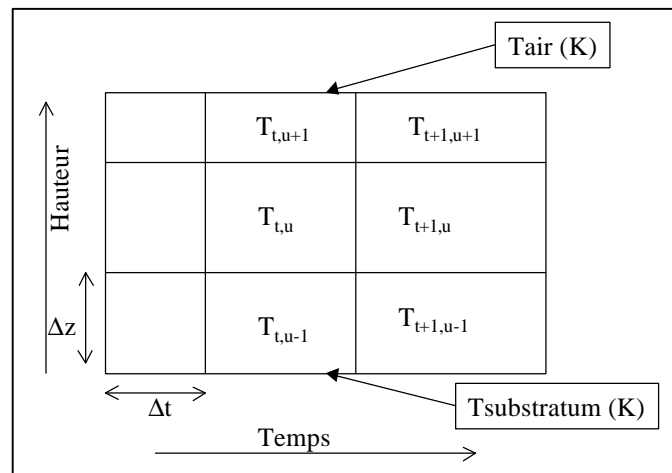


Figure D25 : Le principe des différences finies en schéma explicite

2.2.3 Critère de stabilité de la résolution

Une résolution explicite aux différences finies permet une résolution rapide et simple de l'équation de la chaleur. Son principal désavantage est la nécessité de satisfaire le critère de stabilité :

$$0 < d \frac{\Delta t}{\Delta z^2} < \frac{1}{2}$$

eD 3

C'est au niveau de la couverture que ce critère est le plus contraignant car la diffusivité thermique y est plus élevée.

- Si l'on considère un pas de temps de 1 jour, et une diffusivité thermique de $6,25 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, alors le pas d'espace doit être supérieur à 32,9 cm.
- Si l'on considère un pas de temps de 7 jours (le pas de temps d'acquisition de données de températures dans les déchets), et une diffusivité thermique de $6,25 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, alors le pas d'espace doit être supérieur à 86,9 cm.

Etant donné les contraintes de stabilité de la résolution, le pas de temps des données du site (1 jour pour les données météorologiques et 1 semaine pour les thermocouples), et la géométrie des déchets (certains objets peuvent mesurer plusieurs dizaines de centimètres de long) le choix s'est porté sur un pas de temps de 1 jour et un pas d'espace de 1 m.

2.2.4 Module de production de chaleur

Les déchets, en fermentant, produisent de la chaleur. On distingue deux phases :

- la première a lieu quand le déchet est en contact avec l'atmosphère : elle est aérobie et très exothermique ;
- le seconde se produit lorsque tout l'oxygène présent dans les déchets recouverts a été consommé. C'est la phase de fermentation anaérobie, elle est beaucoup moins exothermique mais elle suffit à maintenir la température atteinte en phase aérobie.

Les termes de production de chaleur aérobie et anaérobie sont très délicats à évaluer car ils dépendent de nombreux paramètres dont la composition des déchets et la teneur en humidité. Ces deux termes ont donc été utilisés, par la suite, comme paramètres de calage du modèle.

Le terme de production de chaleur est calculé de la manière suivante :

- lorsque la couche de déchet est en contact avec l'atmosphère la fermentation est aérobie ;
- une fois cette couche recouverte (par une autre couche), la phase aérobie se maintient le temps que tout l'oxygène soit consommé, soit moins de 3 jours d'après Lanini (1997) ;
- lorsque la couche de déchets est recouverte depuis plus de deux jours, la production de chaleur passe en phase anaérobie ;
- si la température dépasse 90 °C, le milieu devient trop défavorable à l'activité des bactéries et les productions thermiques deviennent nulles.

2.2.5 Organigramme du modèle

La structure du modèle est résumée dans le figure suivante :

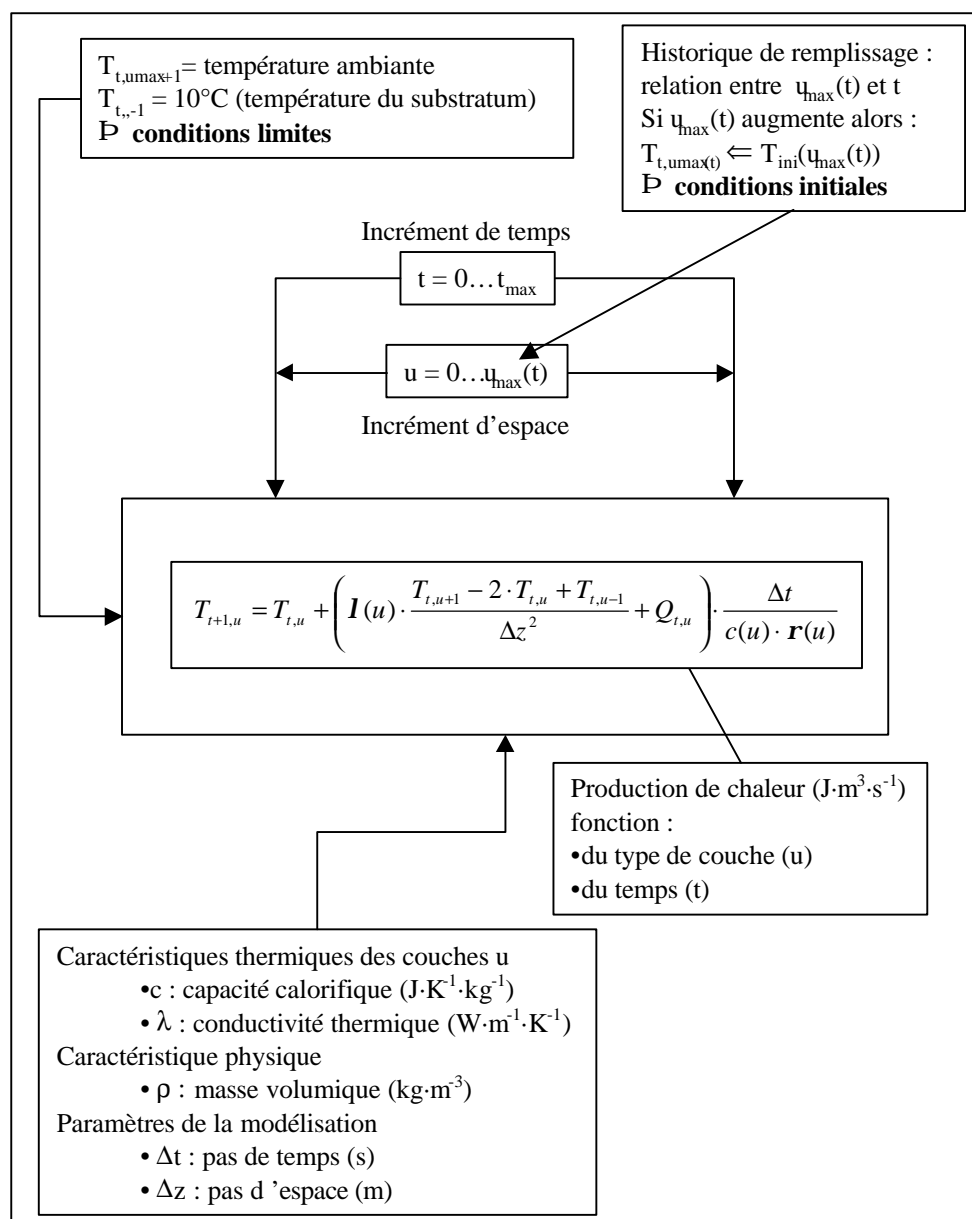


Figure D26 : Organigramme du modèle de température

Pour chaque pas de temps, le modèle calcule les flux verticaux de chaleur entre toutes les couches j . Le nombre de couches à chaque pas de temps varie en fonction du temps, ceci permet à l'utilisateur de simuler le remplissage du casier modélisé avec la réalité.

2.2.6 Étude du modèle : comparaison avec les données de site

Le profil vertical de thermocouples du casier instrumenté (8 points de mesure sur 15 m de hauteur, 2 thermocouples par points) a été utilisé pour permettre une validation de ce modèle. Le système modélisé est comparé avec le profil instrumenté (figure D27).

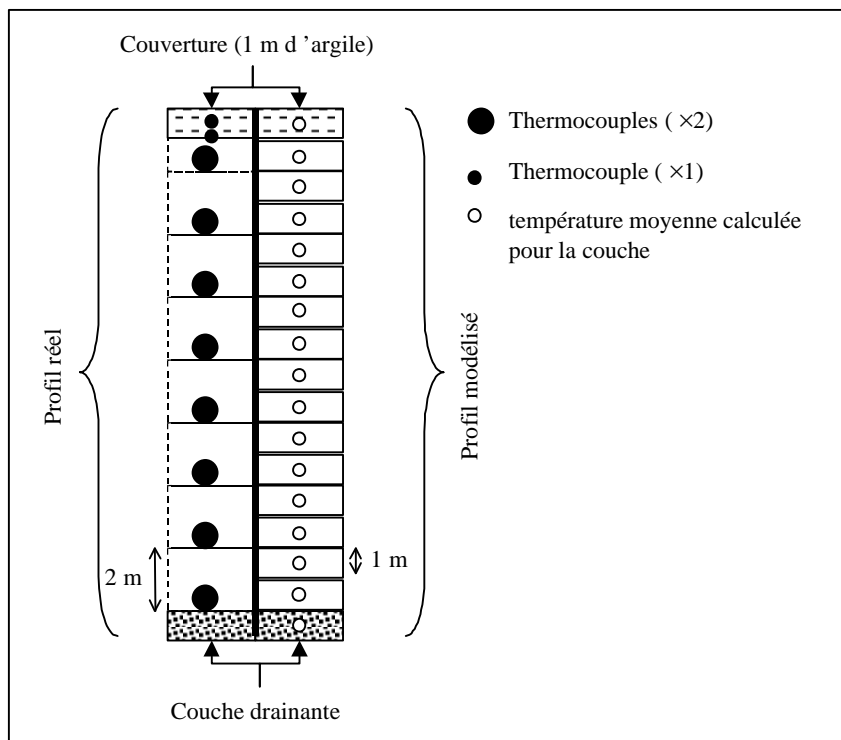


Figure D27 : Comparaison entre le profil réel de thermocouples et le système modélisé

Les simulations effectuées ont les caractéristiques suivantes :

- pas de temps : 1 jour conformément au critère de stabilité ;
- durée : 870 jours entre le 1 août 1998 et le 19 décembre 2000 ;
- date de mise en place de la couverture : 20 mars 1999 (231^e jour).

La diffusivité thermique des déchets est un terme essentiel de la modélisation car elle contrôle l'intensité des flux thermiques, elle dépend de :

- la capacité thermique massique, celle-ci variant peu dans la bibliographie, on lui a donné une valeur fixe de $650 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$;
- la masse volumique, elle est constante au sein d'une même couche horizontale, mais on a supposé qu'elle variait en fonction de la profondeur entre 700 et $1\,269 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ en utilisant la relation suivante :

$$\rho = 1313 \cdot \text{kg}\cdot\text{m}^{-3} \cdot (1 - u/30)$$

avec u : indice de couches des déchets variant entre 1 (couche du fond) et 14 (couche en contact avec la couverture) ;

- la conductivité thermique, ne disposant pas de mesures de la conductivité thermique, on a fait varier celle-ci entre la valeur minimale et la valeur maximale données par la bibliographie ($0,1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ et $0,5 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$).

Plus la conductivité thermique est forte, plus les échanges d'énergie thermique sont rapides et plus les termes de production de chaleur doivent être importants pour que le calage du modèle soit satisfaisant. Ainsi, il n'existe pas de jeu de paramètres unique permettant de caler le modèle avec les données de terrain. Trois cas de figure sont possibles :

- **cas 1** : une conductivité thermique moyenne ($0,35 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$), et des termes de production de chaleurs aérobie et anaérobie moyens ($35 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$ et $0,2 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$) ;
- **cas 2** : une conductivité thermique forte ($0,5 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$), et des termes de production de chaleurs aérobie et anaérobie forts ($40 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$ et $0,4 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$) ;
- **cas 3** : une conductivité thermique faible ($0,19 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$), et des termes de production de chaleurs aérobie et anaérobie faibles ($25 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$ et $0,1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$).

Si la valeur de λ dépasse $0,5 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$, les températures modélisées s'équilibrent trop vite et sous-estiment les mesures à long terme. Si λ est inférieure à $0,19 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$, la situation inverse se présente. On a considéré que la phase aérobie des couche des déchets se maintenait encore 2 jours après leur recouvrement. Cette valeur, en accord avec la bibliographie (Lanini, 1997), permet un bon calage du modèle.

Les graviers drainant ont une porosité est de 0,5, étant non saturés en eau au départ, ils contiennent de l'oxygène. On a donc supposé que la phase aérobie se maintenait plus longtemps pour les deux couches de déchets du fond en contact avec cette zone drainante. Une durée de 30 jours a permis de reproduire correctement le comportement thermique du fond du casier (figures D28, D29 et D30).

Les apports en oxygène dans la couche supérieure des déchets par des fissures ont été pris en compte lorsque la teneur en eau de la couverture est suffisamment faible. Dans ce cas, la production de chaleur a été considérée comme étant égale à 10 % de la production aérobie.

Les valeurs utilisées pour les simulations ont été regroupées dans le tableau D10.

Tableau D10 : Caractéristiques des couches

Type de couche	Couverture	Déchets	Couche drainante
Conductivité thermique ($\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)	1,5	$0,10 < < 0,50$	1
Capacité calorifique massique ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)	2 000	650	2 593,4
Capacité calorifique volumique ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{K}^{-1}$)	4	$0,45 < < 0,83$	4,7
Masse volumique ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	2 000	$700 < < 1\ 269$	1 800
Diffusivité thermique ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)	$6,25\cdot 10^{-7}$	$1,8\cdot 10^{-7} < < 3,2\cdot 10^{-7}$	$2,142\cdot 10^{-7}$

L'erreur totale du modèle calculée à partir du bilan énergétique est de $-1,596\cdot 10^{-6} \text{ J}\cdot\text{m}^{-2}$, elle est très inférieure à la quantité totale d'énergie stockée dans le système qui est l'ordre de $10^9 \text{ J}\cdot\text{m}^{-2}$.

Les trois figures suivantes présentent l'évolution des profils verticaux de température au cours du temps.

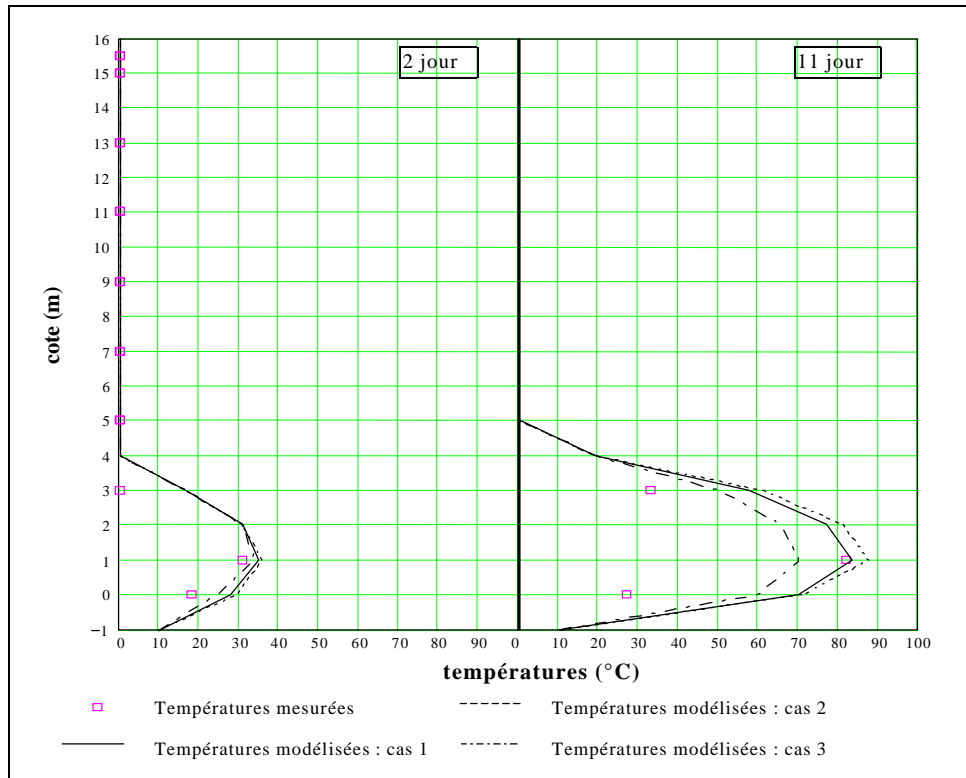


Figure D28 : Résultats du modèle thermique 1

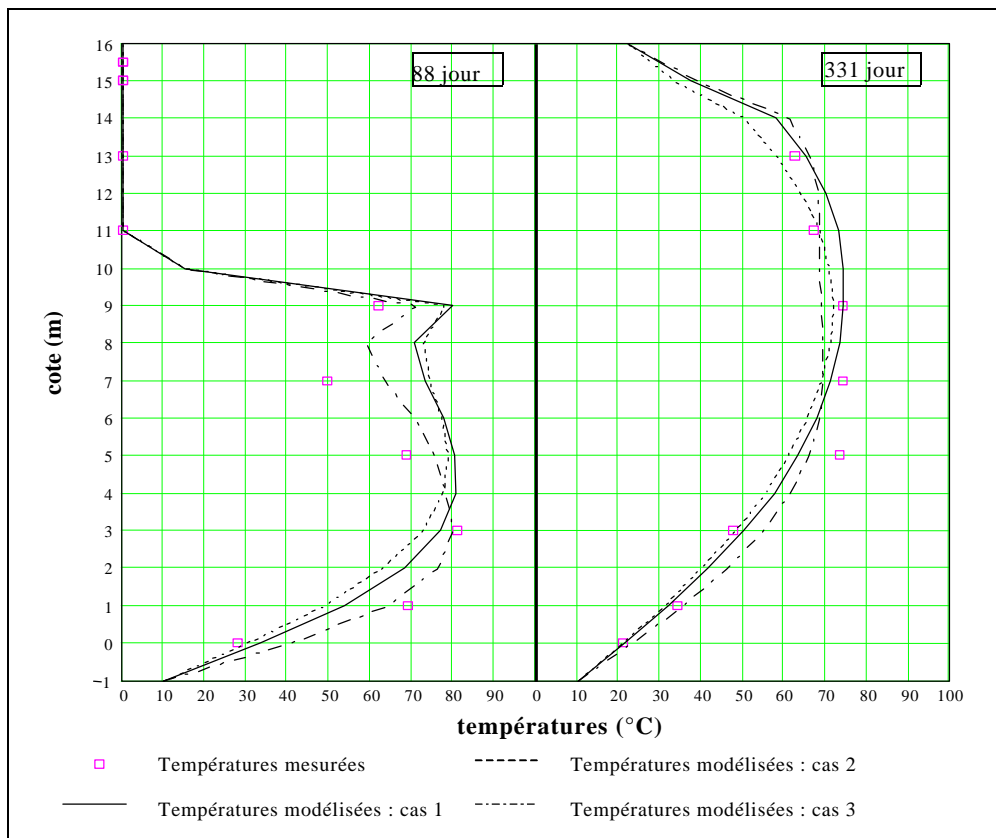


Figure D29 : Résultats du modèle thermique 2

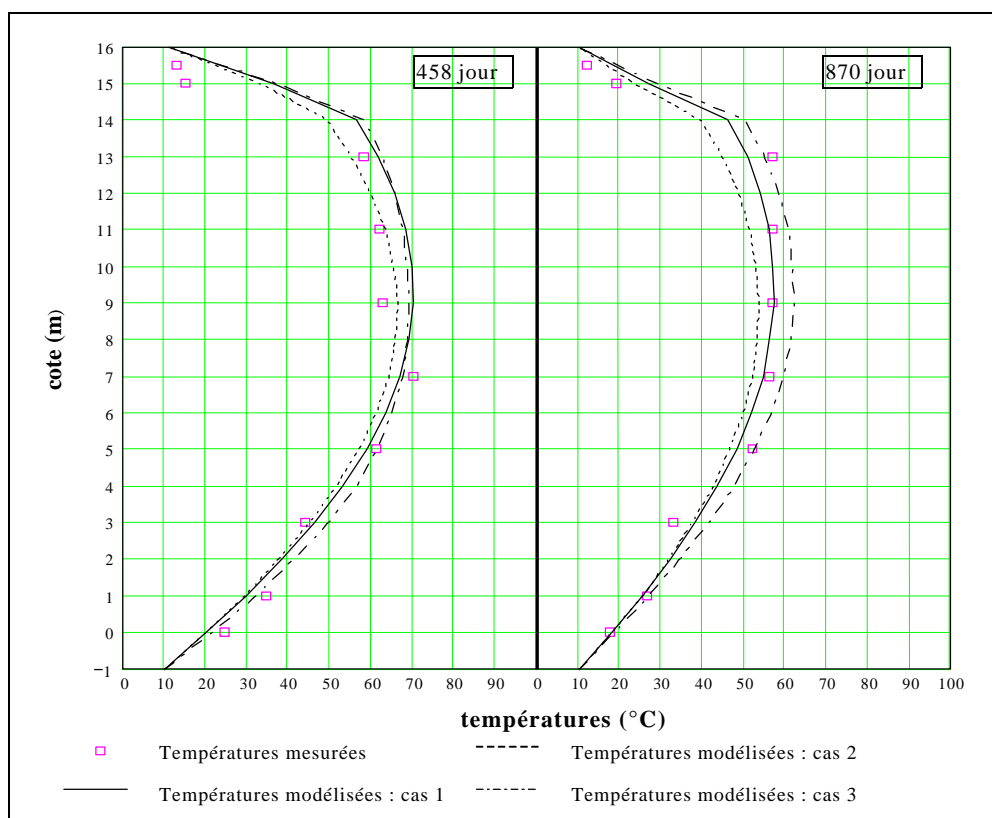


Figure D30 : Résultats du modèle thermique 3

Les critères graphiques sont des outils appréciables pour juger de la qualité des simulations d'un modèle. Ils demeurent néanmoins des estimateurs subjectifs. Des critères quantitatifs basés sur l'erreur quadratique et l'erreur absolue ont été utilisés pour évaluer les performances du modèle selon les trois cas définis précédemment. Dans le tableau suivant, sont regroupés les résultats obtenus en utilisant le coefficient de corrélation (Annexe 3) ainsi que l'écart moyen entre les sorties du modèle et les données de terrain.

Tableau D11 : Analyse du modèle de température, comparaison avec les mesures

Points du profil vertical	Coefficient de corrélation avec les mesures			Ecart moyen (°C)		
	Cas1	Cas 2	Cas 3	Cas1	Cas 2	Cas 3
0	0,668	0,642	0,726	3,8	3,2	6,1
1	0,973	0,956	0,979	1,8	2,8	1,4
2	0,989	0,975	0,971	2,6	1,4	5,2
3	0,778	0,731	0,872	1,6	3,3	0,4
4	0,823	0,746	0,911	0,8	1,2	0,51
5	0,674	0,618	0,696	2,8	0,4	2,1
6	0,785	0,648	0,909	3,1	1	2,8
7	0,550	0,394	0,703	1	7,1	0,4
8	0,543	0,521	0,518	12,8	9,2	14,4
9	0,462	0,442	0,443	6,3	4,5	7,1

D'après les valeurs des coefficients de corrélation, il semble que le troisième cas soit le plus proche des mesures. Toutefois, les écarts entre les trois restent faibles.

Les données expérimentales ne permettent pas de déterminer avec confiance le jeu de paramètres le plus adapté pour caler le modèle. Or, on sait que la chaleur dégagée par les réactions de biodégradation anaérobies permettent de maintenir des températures de plusieurs dizaines de degrés pendant des décennies. Toutefois, peu de données fiables existent dans la littérature. Avec le temps, l'intensité des fermentations va décroître avec l'appauvrissement du substratum sur lequel les bactéries se développent.

La production de biogaz étant directement liée aux fermentations, son suivi permet donc d'estimer l'évolution de l'intensité des réactions de biodégradation.

On suppose une décroissance exponentielle de la production au cours du temps de la forme :

$$\exp^{-t/cc}$$

avec :

t : temps (jour) ;

cc : coefficient contrôlant la cinétique de la décroissance exponentielle (jour^{-1}).

D'après l'étude bibliographique, le temps de demi-vie de la production de biogaz est d'environ 10 ans, si on considère qu'au bout de cette période la production anaérobie a été réduite de moitié alors on a $cc = 5\,292 \text{ jour}^{-1}$.

Ce coefficient a été utilisé pour simuler l'évolution de la température maximale du casier de Hochfelden sur 30 ans, en considérant les trois cas cités précédemment. Les résultats sont présentés sur la figure D31. Seules, les températures correspondant à la cote 9 m, sont visualisées.

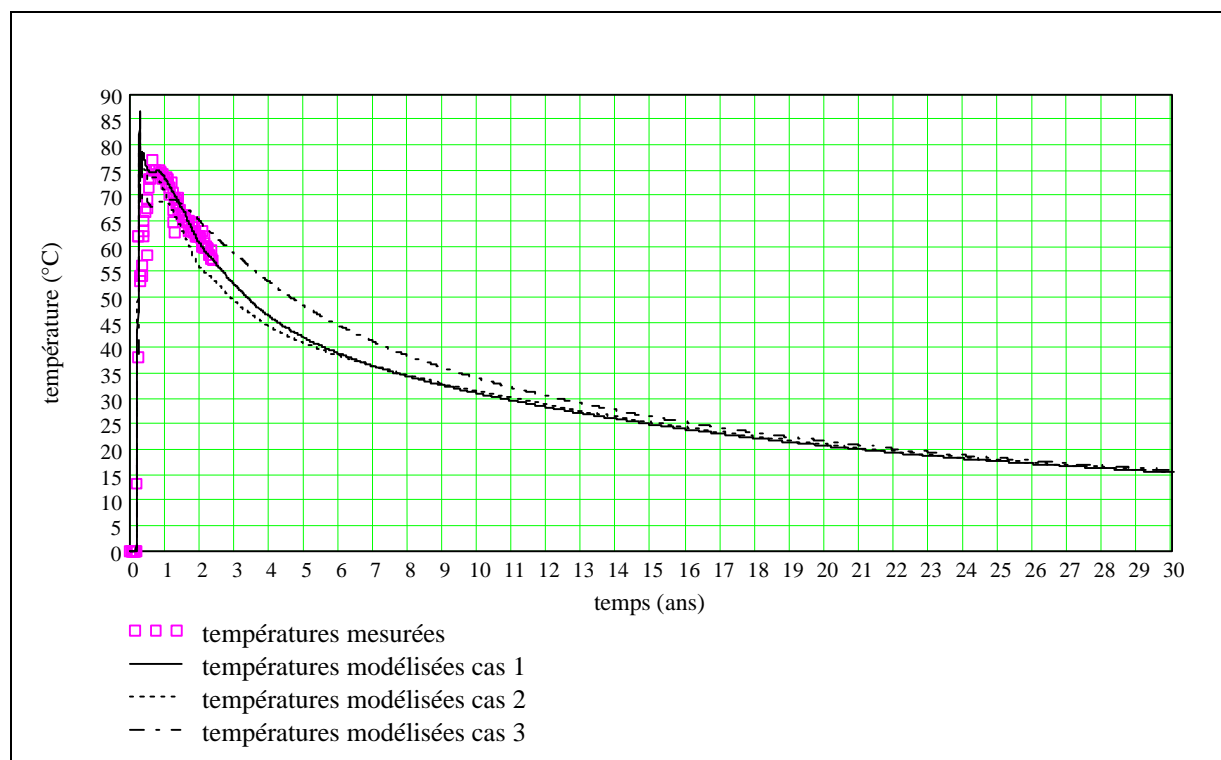


Figure D31 : Simulation de l'évolution de la température maximale sur 30 ans

D'après ces simulations, il semble que le cas 1 soit le plus réaliste à court terme. Et, sur les 10 premières années période durant laquelle la production de biogaz est la plus forte, on observe des différences pouvant aller jusqu'à 7 °C entre le cas 1 et les deux autres. Toutefois, cela n'a pas d'influence sur la valeur de température à l'équilibre après 30 ans qui est de 15 °C dans les trois cas.

Si on considère un temps de demi-vie pour la production de chaleur de 15 ans, alors la température à l'équilibre, au bout de 30 ans, est de 20 °C.

2.3 Modélisation des transferts couplés de chaleur et d'humidité

Si de nombreuses études ont été effectuées sur la modélisation du comportement hydraulique des déchets, peu ont pris en compte l'influence des températures.

2.3.1 Hypothèses de la modélisation

Les hypothèses fondamentales ont déjà été présentées précédemment (§ 2.1), elles sont rappelées succinctement ci-dessous :

- les déchets constituent un milieu poreux dans lequel on peut définir un V.E.R. ;
- ce milieu poreux est homogène, isotrope et indéformable ;
- les déchets ont des propriétés thermiques et physiques constantes et uniformes ;
- les températures des phases solides et liquides sont à l'équilibre thermique ;
- la phase gazeuse n'est pas considérée ;
- les changements de phase (condensation, évaporation) et la production comme la consommation d'eau durant les réactions de dégradation sont négligés.

Le modèle est monodimensionnel et on utilise une résolution explicite aux différences finies.

2.3.2 Définition du système modélisé et des conditions aux limites et initiales

Le modèle est défini pour simuler le comportement hydraulique et thermique du casier instrumenté de la décharge de Hochfelden. Comme pour le modèle de température, la géométrie du système considéré est variable dans le temps. Le modèle tient compte de l'historique du casier et simule son remplissage en ajoutant des couches de déchets d'épaisseur constante (figure D24).

Le casier réel considéré a une épaisseur de déchet de 15 m, une couverture d'argile de 1 m d'épaisseur. Seule l'alvéole instrumentée en thermocouples et TDR a été modélisée.

La limite inférieure du système (le substratum) présente une température constante de 10 °C, elle est recouverte d'une géomembrane. On considère, ainsi, que les fuites sont négligeables.

Lorsque les déchets sont en contact avec l'atmosphère on néglige le ruissellement et on intègre leur température dans l'évaluation de l'évaporation. Quand la couverture est en place, le ruissellement est calculé et l'évapotranspiration est estimée selon la méthode de Penman.

2.3.3 Mise en équation et résolution numérique de l'équation de transfert de l'eau

La description mathématique du système défini précédemment consiste à formaliser, en fonction des hypothèses émises, le bilan thermique et le bilan massique de l'eau dans les déchets.

▪ formalisation

En choisissant comme variables d'état la teneur en eau volumique (θ), la succion (h) et la température (T), et en tenant compte du fait que la vitesse de l'eau suit la loi de Darcy (Chap. A, § 3.2.6.1), la loi de conservation de masse de l'eau s'écrit :

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \nabla \left[\underbrace{K(h,T)}_{(1)} \cdot \nabla h + \underbrace{Dt(h,T)}_{(2)} \cdot \nabla T - \underbrace{K(h,T)}_{(3)} \right] \quad \text{eD 4}$$

avec :

- $Dt(\eta, T)$: coefficient de diffusion de l'eau non isotherme ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) ;
- θ : teneur en eau (v/v) ;
- h : succion (m) ;
- t : temps (s) ;
- T : température ($^{\circ}\text{K}$) ;
- $K(h, T)$: perméabilité ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

L'équation eD4 est aussi connue sous le nom d'équation de Philip et de Vries (Philip and de Vries, 1957). Lorsque le milieu est isotherme, elle se simplifie en l'équation de Darcy généralisée.

Dans cette équation, les trois termes de droite décrivent des mécanismes de transport de l'humidité liés à des phénomènes différents :

- (1) transferts liés à l'hétérogénéité du champ de succion ;
- (2) transferts liés aux gradients de température ;
- (3) déplacements gravitaires.

▪ Mise en équation

Lors de la résolution monodimensionnelle aux différences finies, un raisonnement en teneur en eau volumique ne permet pas de tenir compte de la géométrie du casier. En effet, pour des raisons de stabilité géotechnique, ceux-ci présentent des pentes au niveau de leurs parois latérales. Ainsi, la surface occupée par le fond du casier est beaucoup plus réduite que la surface de la couverture. Cette géométrie a une incidence sur les flux d'eau verticaux et la vitesse de saturation des couches (les couches du fond se saturent plus vite).

Pour tenir compte de cette configuration, malgré les limites d'une modélisation monodimensionnelle, l'équation va être résolue en raisonnant en terme de volumes d'eau échangés entre couches.

Outre sa hauteur, chaque couche sera donc caractérisée par sa surface. La teneur en eau dans chaque couche variera au cours du temps selon la formule :

$$\mathbf{q}_{t+1,u} = \mathbf{q}_{t,u} + (\text{Flux}(u+1,u)_t + \text{Flux}(u-1,u)_t) \cdot \frac{1}{\text{Sur}(u) \cdot \Delta z(u)}$$

eD 5

avec :

 $\theta_{t+1,u}$: teneur eau de la couche u au temps t+1 (v/v) ; $\theta_{t,u}$: teneur eau de la couche u au temps t (v/v) ;Sur(u) : surface de la couche u (m²) ; $\Delta z(u)$: hauteur de la couche u (m) ;Flux(u+1,u) : volume d'eau circulant de la couche u+1 vers la couche u au pas de temps t (m³) ;Flux(u-1,u) : volume d'eau circulant de la couche u-1 vers la couche u au pas de temps t (m³).

La figure D32 donne une représentation graphique du maillage explicite, monodimensionnel aux différences finies du modèle.

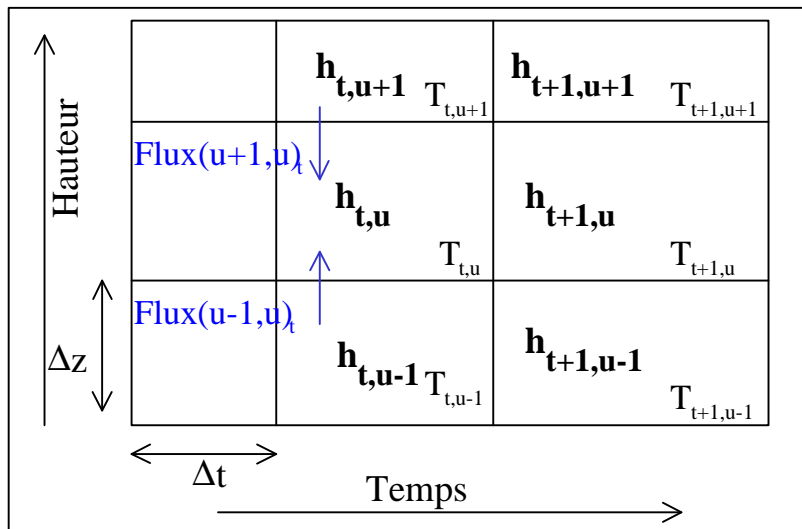


Figure D32 : Maillage explicite, monodimensionnel aux différences finies du modèle couplé.

Le transfert d'eau entre deux couches (couverture / déchets, déchets / déchets, déchets / graviers) peut s'écrire de la manière suivante :

$$\text{Flux}(u+1,u)_t = (\text{FT}(u+1,u)_t + \text{FC}(u+1,u)_t + \text{FG}(u+1,u)_t) \cdot \Delta t \cdot \frac{\text{Sur}(u+1) + \text{Sur}(u)}{2} \quad \text{eD 6}$$

avec :

FT(u+1,u)_t : vitesse d'écoulement d'origine thermique au pas de temps t, entre u+1 et u (m·s⁻¹) ;FC(u+1,u)_t : vitesse d'écoulement d'origine capillaire au pas de temps t, entre u+1 et u (m·s⁻¹) ;FG(u+1,u)_t : vitesse d'écoulement d'origine gravitaire au pas de temps t, entre u+1 et u (m·s⁻¹) ;

Δt : pas de temps (24 h).

Flux $(u+1,u)_t$ est positif si la couche u gagne de l'eau au dépend de la couche $u+1$ au pas de temps t .

Pour calculer, la moyenne des fonctions hydrauliques entre deux couches, on utilise la moyenne harmonique. Celle-ci est plus adaptée que la moyenne arithmétique, car elle respecte bien le principe suivant : le comportement des couches les plus lentes domine la cinétique hydraulique d'un système.

$$FT(u+1,u)_t = \frac{2 \cdot Dt(T_{t,u},u) \cdot Dt(T_{t,u+1},u)}{Dt(T_{t,u},u) + Dt(T_{t,u+1},u)} \cdot \frac{T_{t,u+1} - T_{t,u}}{0.5 \cdot (\Delta z(u) + \Delta z(u+1))} \quad \text{eD 7}$$

$$FG(u+1,u)_t = \frac{2 \cdot K(h_{t,u+1}, T_{t,u+1}, u+1) \cdot K(h_{t,u}, T_{t,u}, u)}{K(h_{t,u+1}, T_{t,u+1}, u+1) + K(h_{t,u}, T_{t,u}, u)} \quad \text{eD 8}$$

$$FC(u+1,u)_t = \frac{2 \cdot K(h_{t,u+1}, T_{t,u+1}, u+1) \cdot K(h_{t,u}, T_{t,u}, u)}{K(h_{t,u+1}, T_{t,u+1}, u+1) + K(h_{t,u}, T_{t,u}, u)} \cdot \frac{h_{t,u+1} - h_{t,u}}{0.5 \cdot (\Delta z(u) + \Delta z(u+1))} \quad \text{eD 9}$$

Pour avoir la relation entre la perméabilité réelle (dépendant de la succion) et la perméabilité à saturation, on utilise la formule de Van Genuchten (équation eA20 et eA21). Etant donné l'importance des températures observées et modélisées, la viscosité dynamique et la masse volumique de l'eau dans les déchets varient. Cette influence est introduite dans le calcul de la perméabilité en utilisant les équations eA23, eA24 et eA25.

Les flux d'humidité d'origine thermique (cf. équations eD6 et eD7) sont contrôlés afin que la teneur en eau dans une couche ne dépasse pas θ_s ou soit inférieure à θ_r .

▪ Valeurs des paramètres utilisés pour les simulations du casier instrumenté

D'après l'étude bibliographique, la conductivité hydraulique à saturation varie entre $1 \cdot 10^{-4}$ et $1 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Avec une valeur de $2 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, le modèle appliqué au casier de Hochfelden nous a donné les résultats les plus proches des mesures expérimentales.

Le coefficient de diffusion massique non isotherme est très difficile à mesurer et peu de valeurs existent dans la littérature. Dans les déchets, les ordres de grandeurs sont entre $1 \cdot 10^{-10}$ et $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. Ce paramètre est considéré comme étant invariant par rapport à la teneur en eau et à la température. Une valeur de $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ a été choisie pour les déchets. Des simulations ont été effectuées en le faisant varier entre $1 \cdot 10^{-10}$ et $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$, mais les 900 jours de simulations ne permettent pas d'observer des écarts importants dans les résultats.

Les températures sont calculées à l'aide du modèle décrit dans le paragraphe 2.2 de ce chapitre.

Le maillage a les caractéristiques suivantes :

Tableau D12 : Description du maillage du modèle appliqué au casier instrumenté

Type couche	Épaisseur (m)	Nombre	Ks (m·s ⁻¹)			θ _s	θ _r	Dt (m ² ·s ⁻¹ ·K ⁻¹)
				α (cm ⁻¹)	n			
couverture	0,33	3	1·10 ⁻⁷	0,004	3	0,5	0,1	1·10 ⁻¹¹
Déchets	1	14	2·10 ⁻⁶	0,007	1,7	0,5	0,1	1·10 ⁻⁹
graviers	0,5	1	1·10 ⁻³	0,01	1,7	0,5	0,02	1·10 ⁻¹¹

L'épaisseur des couches de déchets (1 m) peut sembler grande. Toutefois, l'importance de leur volume élémentaire représentatif justifie cette valeur (certains éléments peuvent mesurer plusieurs dizaines de cm).

Les surfaces ont les dimensions suivantes :

- 3840 m² au niveau de la couverture (les deux alvéoles du casier étant hydrauliquement indépendantes, seule celle instrumentée a été modélisée - figure B8) ;
- 960 m² au niveau de la couche drainante ;
- pour les couches de déchets, on a considéré une relation linéaire entre la hauteur et la surface (la présence du palier à mi-hauteur a été négligée).

Les couches sont numérotées de la manière suivante :

- couche 0 : la couche de gravier ;
- couches 1,2,...,14 : couches de déchets ;
- couches 15,...,19 : couches de la couverture.

Les conditions limites sont les suivantes :

- condition du flux nul en bas de la couche de gravier (présence de la géomembrane imperméable).

2.3.4 Description des différents modules

Après avoir décrit les équations de transfert de l'eau entre les couches du système considéré, nous allons passer aux interactions du casier de décharge avec l'extérieur. On distingue la pluviométrie, le ruissellement, l'évapotranspiration et le pompage des lixiviats. Les fuites sont négligées dans la modélisation.

2.3.4.1 Le bilan en couverture

La couverture constitue l'interface entre les déchets et l'atmosphère. Lorsqu'elle est absente, le ruissellement est négligé et on intègre l'influence de la température des déchets sur l'ETP en utilisant l'équation eC3.

Lorsque la couverture est présente, le ruissellement est pris en compte et l'ETP est calculée selon la méthode de Penman décrite en annexe 1.

- Le calcul du ruissellement

La méthode SCS de HELP pour le calcul du ruissellement n'a pas été retenue dans la modélisation en raison du nombre important de paramètres nécessaires (texture, type de végétation, angle et longueur de la pente, teneur en eau) et du manque de validation à l'échelle d'un casier de CSD. Nous nous sommes inspirés de la méthode rationnelle utilisée dans Mobydec (équations eA2 et eA3) en apportant des modifications afin de repousser ses limites d'utilisation.

D'après l'étude expérimentale sur le ruissellement, l'intensité de la pluviométrie et la teneur en eau de la couverture sont les paramètres qui ont le plus d'influence sur le ruissellement. Il existe un seuil en dessous duquel un événement pluvieux ne ruisselle pas, mais ce seuil dépend de l'humidité de la couverture. Le seuil maximal de ruissellement observé durant l'étude sur le casier instrumenté a été de 15,8 mm.

Pour expliquer ce phénomène la formulation suivante a été utilisée :

$$R_t = \begin{cases} (P_t - \text{seuil}_t) \cdot Cr & \text{si } P_t > \text{seuil}_t \\ 0 \text{ mm} & \text{sinon} \end{cases} \quad \text{eD 10}$$

avec :

- P_t : pluviométrie journalière (mm) ;
- R_t : ruissellement journalier (mm) ;
- Cr : coefficient de ruissellement ;
- seuil_t : seuil de ruissellement (mm).

$$\text{seuil}_t = \text{seuilmax} \cdot \left(1 - \frac{q_{\text{sol}_t} - q_r}{q_s - q_r} \right) \quad \text{eD 11}$$

avec :

- seuilmax : seuil maximal de ruissellement observé à Hochfelden (15,8 mm) ;
- θ_{sol_t} : teneur en eau à la surface de la couverture (v/v) ;
- θ_s : teneur en eau à maximale mesurée dans la couverture (0,47) ;
- θ_r : teneur en eau minimale mesurée dans la couverture (0,10).

La détermination du coefficient de ruissellement est difficile. D'après l'étude expérimentale, il dépend de la saison (cf. Chap. C, § 2.2). Un calage du modèle a permis de déterminer les valeurs suivantes :

- 0,25 du 20/04/00 (début de la période de mesure) au 30/06/00 ;
- 0,07 du 01/07/00 au 30/09/00 ;
- 0,12 du 1/10/00 au 19/12/00 (fin de la période de mesure).

Les résultats du modèle et les mesures expérimentales sont représentées sur la figure D33 et sont analysées dans le tableau suivant.

Tableau D13 : Comparaison entre le modèle de ruissellement et les mesures expérimentales.

	modèle	mesure
Coefficient de Nash (pour Cr=0,25 du 20/04/00 au 30/06/00)	0,87	
Coefficient de Nash (pour Cr=0,07 du 1/07/00 au 30/09/00)	0,89	
Coefficient de Nash (pour Cr=0,12 du 1/10/00 au 19/12/00)	0,95	
Coefficient de corrélation	0,85	
Ruissellement total (durant la période de mesure), (mm)	21,5	19,1

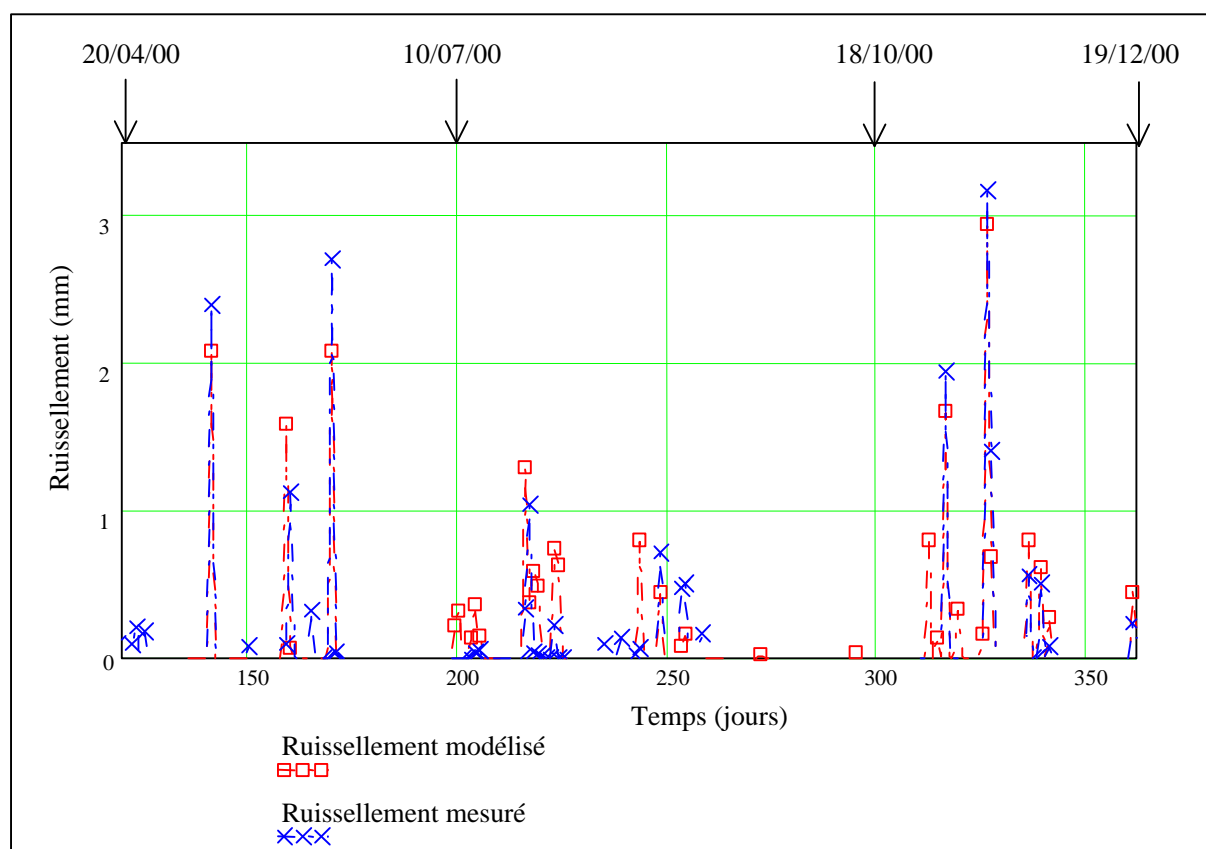


Figure D33 : Comparaison entre le modèle de ruissellement et les mesures expérimentales.

Sur les 243 jours considérés, le modèle surestime le ruissellement de 2,4 mm, soit une erreur de 11 %. Les valeurs des coefficients de corrélation et de Nash autour de 0,9 montrent que le modèle est très proche des mesures.

Malgré les nombreux paramètres nécessaires, la méthode SCS a été testée dans le modèle. Il n'a pas été possible de trouver un jeu de paramètres permettant de reproduire les ruissellements mesurés. Cette formule surestime les événements observés en été et calcule un ruissellement total d'environ 40 mm, soit le double de la mesure. Ces observations justifient la décision d'utiliser une nouvelle méthode pour calculer ce terme du bilan hydrique.

La méthode utilisée pour calculer le ruissellement donne des résultats satisfaisants étant donné sa simplicité. Les écarts observés sont probablement dus à des phénomènes non pris en compte dans la modélisation (croûte de battance, la présence de fissures, le rôle de la végétation, etc.).

- Calcul de l'ETR et variation de stock dans la couche à l'interface avec l'atmosphère

Les transferts liés à l'hétérogénéité du champ d'humidité, aux gradients de température et à la gravité décrits précédemment ne permettent, à la couche supérieure du modèle, que d'échanger de l'eau avec la couche située directement sous-elle. Toutefois, étant en contact avec l'atmosphère, elle subit l'influence de la pluie, de l'ETR et du ruissellement. L'ETR est calculée à partir de l'ETP en considérant l'eau disponible dans la couche supérieure. Le modèle utilise un bilan de type Thornthwaite et Matter, l'ETR est égale à l'ETP si il y a suffisamment d'eau disponible, sinon elle est réduite de telle sorte que la teneur en eau de la couverture (ou des déchets en surface) soit égale à θ_r . Chronologiquement, le ruissellement est calculé avant l'ETP.

Les résultats des variations de teneur en eau modélisées dans la couverture sont présentés sur les figures D34 et D35, dans ces graphiques, le jour 0 correspond au 1/07/98 (début d'exploitation du casier).

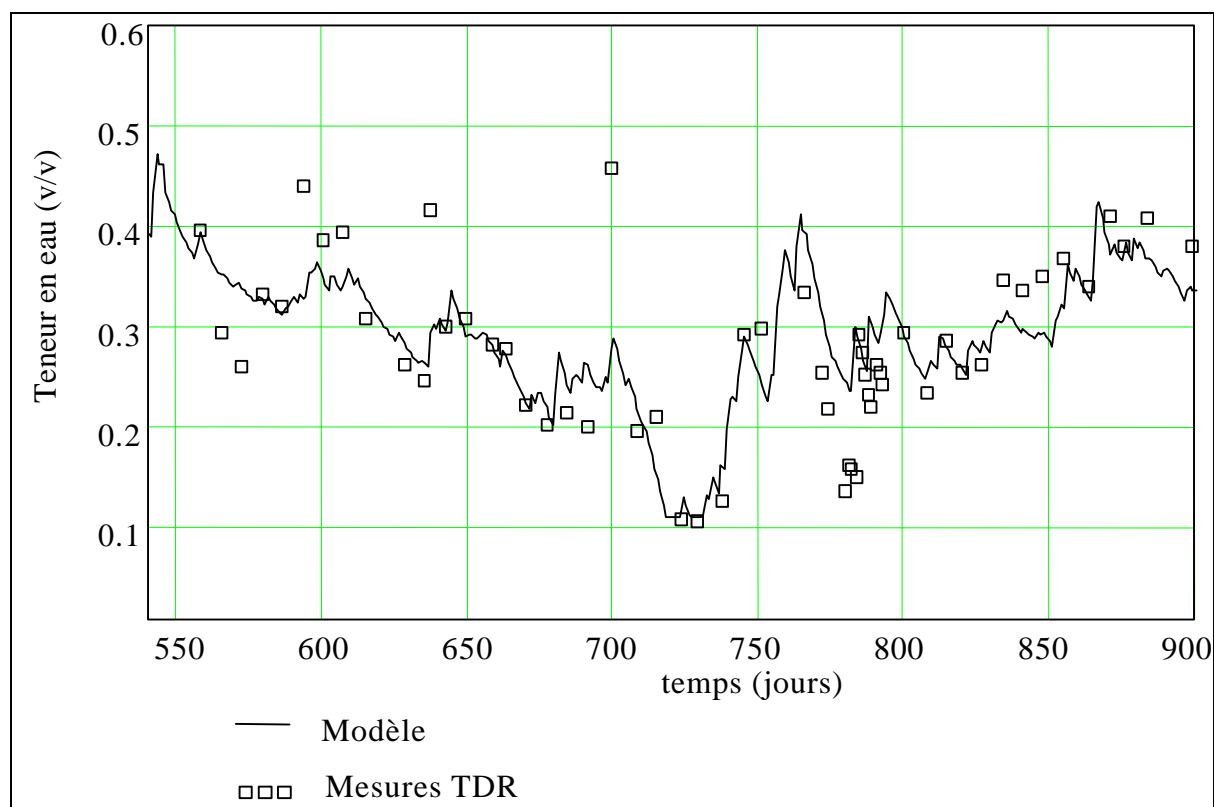


Figure D34 : Variations d'humidités calculées et mesurées dans la couche de surface de la couverture (30 cm)

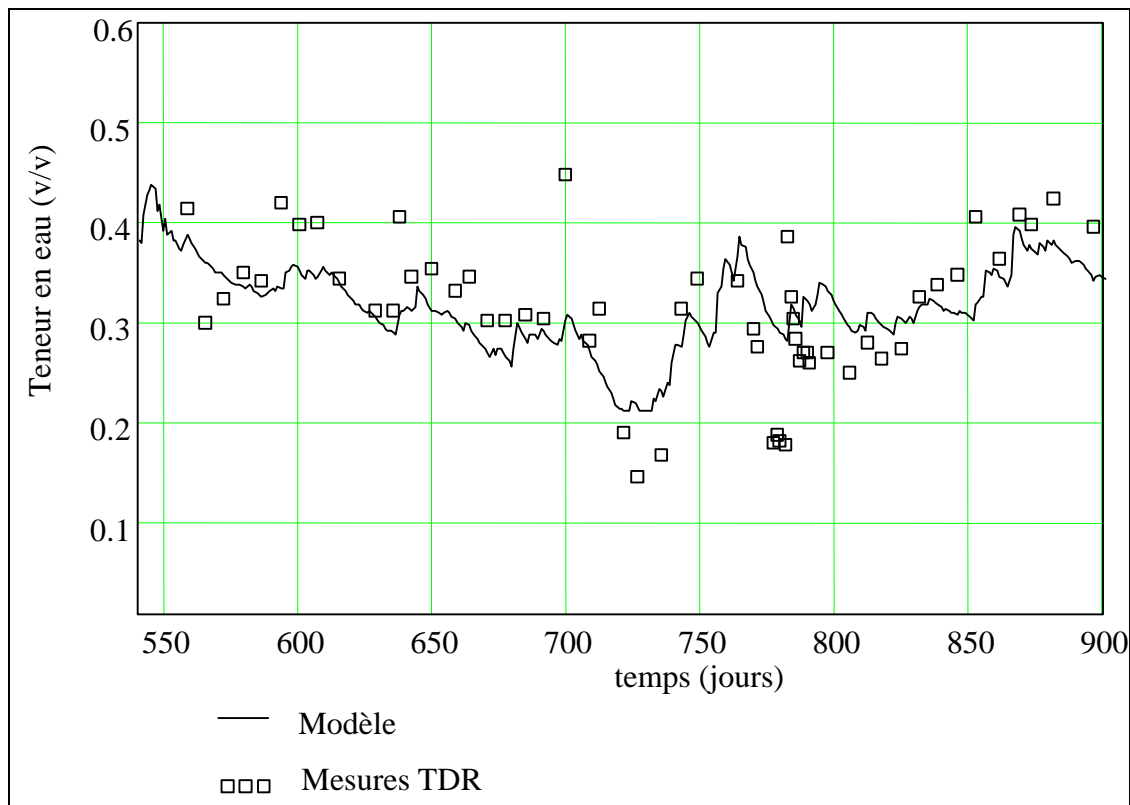


Figure D35 : Variations d'humidité moyenne calculées et mesurées dans les 60 premiers centimètres de la couverture

Le coefficient de corrélation (Annexe 3) entre la série mesurée et la série modélisée dans les premiers 30 cm de la couverture est de 0,76 et les valeurs moyennes sont respectivement 0,28 et 0,29. La modélisation respecte relativement bien les variations de teneur en eau à la surface de la couverture mais elle les surestime de 5 % en moyenne.

Le coefficient de corrélation entre les teneurs en eau mesurées et celles modélisées dans tout le profil de mesure (figure D35) est de 0,65 et les valeurs moyennes sont toutes les deux de 0,31. Le modèle a donc globalement tendance à lisser les variations de teneur en eau en profondeur, mais il respecte très bien la variation de stock globale.

La modélisation des variations de teneurs en eau dans la couverture et dans les déchets nous a permis de calculer l'infiltration à travers la couverture. Celle-ci représente 25 % de la pluviométrie, ce qui est assez élevé mais normal dans la mesure où la conductivité hydraulique de la couverture argileuse n'est que de $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

2.3.4.2 Le pompage des lixiviats

La couche de gravier étant mise en place sur une géomembrane imperméable, elle ne peut échanger d'eau avec le bas et, si les lixiviats ne sont ni pompés, ni drainés, le casier se sature en eau par le fond sous l'effet des forces de gravité.

Pour pouvoir modéliser le pompage, il est nécessaire de calculer la hauteur de la zone saturée en fond de casier. Elle est fonction de la teneur en eau de la couche de gravier et des couches de déchets situées au-dessus :

$$\text{charge}_t = \Delta z(0) \cdot \frac{q_{t,0} - q_{r,0}}{q_{s_0} - q_{r_0}} + \sum_1^n \left| \begin{array}{l} z(n) \cdot \frac{z_{t,n} - r_{t,n}}{s_n - r_n} \quad \text{si les couches } 0, \dots, n-1 \text{ sont saturées} \\ 0 \text{ m} \quad \text{sinon} \end{array} \right.$$

eD 12

avec :

- charge_t : hauteur d'eau en fond de casier au temps t ;
- couche 0 : couche de gravier ;
- couche n : n^{ième} couche de déchets.

Dans un casier réel, le pompage dépend de la hauteur de lixiviat au niveau du puits. Or, lorsqu'il y a pompage, la nappe de lixiviat va être rabattue plus rapidement au niveau de ce puits que dans le reste du casier. Comme on travaille en une seule dimension, l'équation eD14 ne tient pas compte de ce phénomène.

La recharge dans le puits de pompage dépendra de plusieurs paramètres :

- l'efficacité du système drainant ;
- la perméabilité des déchets autour de celui-ci ;
- l'écart entre la hauteur moyenne de lixiviat en fond de casier et celle en fond du puits.

La résolution de ce problème est délicate, car ces paramètres sont difficiles à quantifier et varient dans le temps (biodégradation, colmatage).

Nous avons développé une méthode simple mais qui nécessite un calage :

$$hpuits_{t+1} = hpuits_t - \frac{pompage_t}{Sp_t} + \left| \begin{array}{l} recharge_t \quad \text{si } hpuits_t - \frac{pompage_t}{Sp_t} + recharge_t > charge_t \\ 0 \text{ mètre} \quad \text{sinon} \end{array} \right.$$

eD 13

avec :

- hpuit_t : hauteur de lixiviat en fond de puits au temps t (m) ;
- charge_t : hauteur d'eau moyenne en fond de casier (m) ;
- Sp_t : surface d'action du puits au temps t (m², paramètre de calage) ;
- recharge_t : hauteur de recharge journalière au temps t (m, paramètre de calage).

Cette formule permet de tenir compte du rayon d'influence du puits, si on effectue des mesures régulièrement, car la recharge peut être facilement mesurée à l'aide d'une sonde à ruban (Chap. B, § 2.1.5).

Initialement, les données de pompage de lixiviat devaient être comparées avec les volumes de lixiviats modélisés afin de juger de la qualité du modèle. Dans la mesure où le pompage n'a pas été assez important (seuls 458 m³ ont été pompés, soit 5,8 % de la pluie pour une infiltration modélisée représentant 25 % de la pluie), ni bien réparti dans le temps (figure D36), il n'a pas été possible d'utiliser le modèle de cette manière. Les valeurs de pompage ont donc été intégrées dans le modèle et on a comparé les variations de hauteur de lixiviat en fond de puits.

Voici les résultats des variations de hauteurs de lixiviat en fond de puits simulées pour le casier de Hochfelden (les volumes de pompages représentés correspondent aux volumes réellement pompés sur site) :

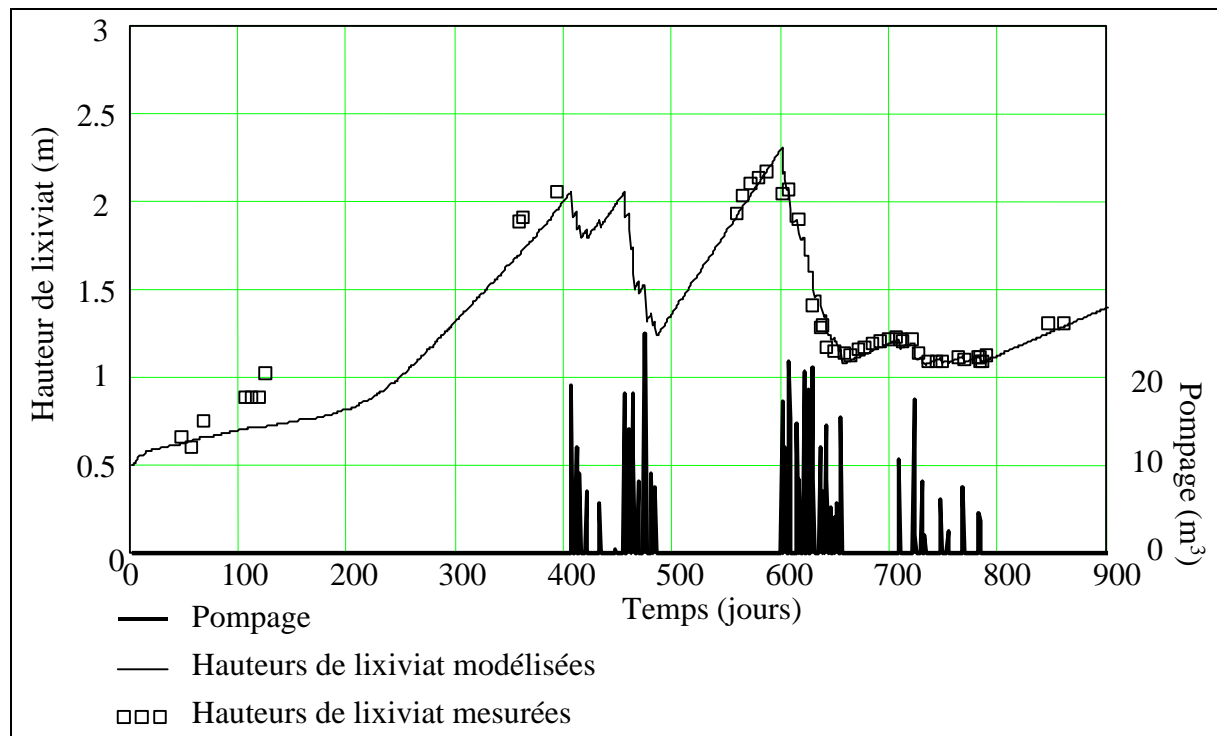


Figure D36 : Comparaison entre les hauteurs de lixiviat en fond de puits simulées et celles mesurées sur site.

Les valeurs suivantes ont été utilisées :

Recharge : 0,93 cm pour t inférieur à 600 jours, 0,27 sinon ;
 S_p : 115 m² pour t inférieur à 600 jours, 190 m² sinon.

De 0 à 300 jours (le début d'exploitation du casier correspond au jour 0), le modèle a tendance à sous-estimer la mesure et on observe des écarts de 40 cm entre les deux. L'absence de données entre 400 et 550 jours ne nous permet pas de conclure pour cette période, toutefois on remarque le bon comportement du modèle par rapport aux phases de pompage. A partir du 550^{ème} jour, les points de mesures et les résultats de la simulation sont quasiment confondus.

2.3.5 Résultats de la simulation de la teneur en eau en fond de casier

D'après le chapitre B, nous avons vu que les mesures des deux sondes TDR du fond étaient bien corrélées avec les variations de hauteur de lixiviat en fond de puits. Celles-ci se trouvent donc dans la zone d'influence de ce puits. Il paraît donc intéressant de comparer ces mesures avec les résultats du modèle. Toutefois, le modèle calculant l'humidité moyenne de toute la surface de la couche (et non pas seulement la teneur en eau de la zone d'influence du puits), les variations de teneurs en eau dues au pompage sont complètement lissées et la comparaison est inutile.

Nous avons donc modifié le modèle en considérant que les couches ont une surface plus réduite de 750 m² ce qui correspond à un rayon d'action du puits de 15,45 m (la distance entre le puits et les sondes TDR est de 15 m). Les comparaisons entre la sonde TDR H1 et la

couche du modèle correspondant à la même côte sont représentées sur la figure D37. La sonde TDR surestimant les teneurs en eau, les valeurs adimensionnelles ont été présentées (valeurs modélisées ou mesurées divisées par la valeur maximale modélisée ou mesurée).

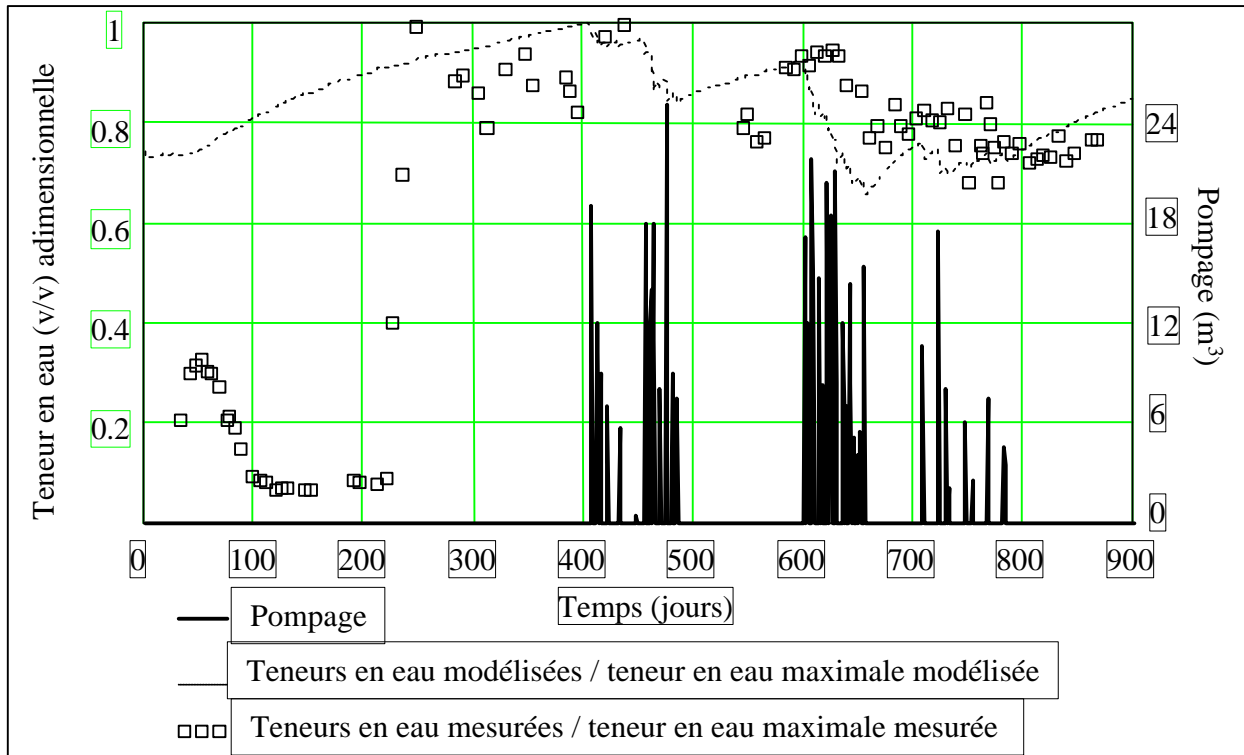


Figure D37 : Comparaison entre le modèle et la mesure de la sonde TDR H1

Durant les premiers mois, les résultats du modèle diffèrent de la mesure car il ne tient pas compte des problèmes de contacts entre la sonde et les déchets ni de l'amélioration progressive du signal après la mise en place. La simulation commence en considérant une teneur en eau initiale de 0,25, alors que la mesure débute à 0,06. Toutefois, il est intéressant de noter que le phénomène d'assèchement expliqué comme étant la conséquence des flux d'eau dus à un gradient thermique (figure C14), a aussi été modélisé ce qui confirme l'hypothèse initiale.

A partir de 250 jours après l'ouverture du casier, le modèle reproduit bien les variations de d'humidités mesurées par la sonde TDR.

2.3.6 Réflexion sur les conditions de stabilité

Pour des raisons de simplicité, le pas de temps du modèle a été fixé à 24 h, ce qui correspond au pas de temps d'acquisition des données météorologiques. La stabilité du modèle dépend donc essentiellement de l'épaisseur des couches et de leurs caractéristiques hydrauliques. On retrouve le même principe qu'avec le modèle thermique mais la situation est plus complexe car il faut tenir compte de la stabilité des 3 mécanismes de transport hydraulique (gravité, gradient hydraulique et thermique). De plus, selon les valeurs des gradients hydrauliques et thermiques, les flux s'ajoutent ou se compensent faisant varier la stabilité de la solution (plus les vitesses d'écoulement sont importantes, moins le modèle est stable). Le maillage utilisé pour simuler le comportement hydraulique du casier instrumenté (tableau D12) est optimisé, prendre des valeurs inférieures pour les épaisseurs des

couches risquant de provoquer une instabilité de la résolution. Ainsi, si l'on cherche à modéliser plus finement les couches de déchets, une résolution plus robuste comme celle du schéma implicite est conseillée.

L'erreur totale du modèle calculée à partir de l'équation du bilan massique est de $8,54 \cdot 10^{-14} \text{ m}^3$. L'erreur au pas de temps t est présentée dans la figure D38.

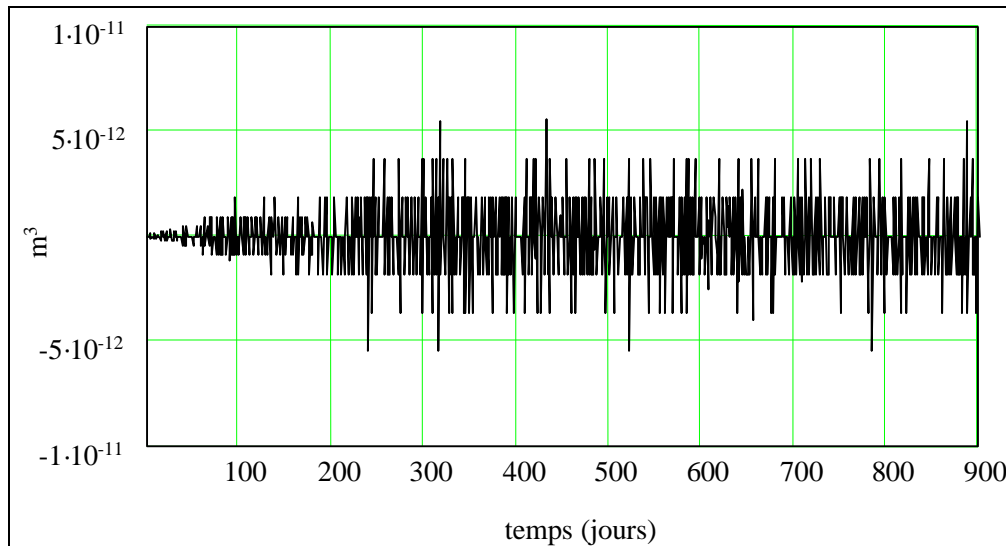


Figure D38 : Erreur du modèle couplé au pas de temps t

2.3.7 Analyse de sensibilité

2.3.7.1 Variation de la perméabilité et du coefficients de diffusion de masse non isotherme

Nous allons discuter rapidement des domaines de variations de la conductivité hydraulique (K) et du coefficient de diffusion massique non isotherme (Dt) afin de déterminer dans quelles circonstances l'un ou l'autre de ces paramètres domine le comportement hydraulique des déchets. Pour alléger la lecture nous utiliserons parfois leurs abréviations pour les nommer.

Tout d'abord, il paraît nécessaire de rappeler que la conductivité hydraulique des déchets dépend de la température du milieu (équation eA24). Ainsi, elle est multipliée par 2 lorsque l'on passe de 20 °C à $55,4 \text{ °C}$. Il est donc indispensable de tenir compte des températures pour calculer la conductivité hydraulique.

Contrairement à Dt , K dépend de la succion (équations eA20 et eA21). Ainsi, lorsque celle-ci augmente, Dt verra son influence augmentée, et lorsque les succions sont très fortes, Dt peut dominer les échanges hydrauliques. Ceci explique pourquoi, dans les déchets, des zones sèches et chaudes peuvent se maintenir. En effet, les fortes succions réduisent l'influence de K . K étant négligeable devant Dt , les gradients thermiques dominent les gradients hydrauliques et la zone reste sèche.

Le phénomène d'assèchement d'une couche sous l'effet du gradient thermique a été observé au niveau de la sonde TDR installé au fond du casier (figure C14) au moment où des températures exceptionnellement élevées de 90 °C avaient été mesurées.

La figure D39 permet de visualiser l'influence des paramètres de Van Genuchten sur la conductivité hydraulique. Lorsque l'on fait varier le paramètre de Van Genuchten α , on modifie le rôle des gradients hydrauliques. Lorsque α augmente, D diminue (équation eD10). Ainsi, il est possible de modéliser le comportement de déchets à la structure très grossière où les écoulements sont essentiellement gravitaires en augmentant α . Lorsque n augmente D et K augmentent (pour n compris entre 1 et 5).

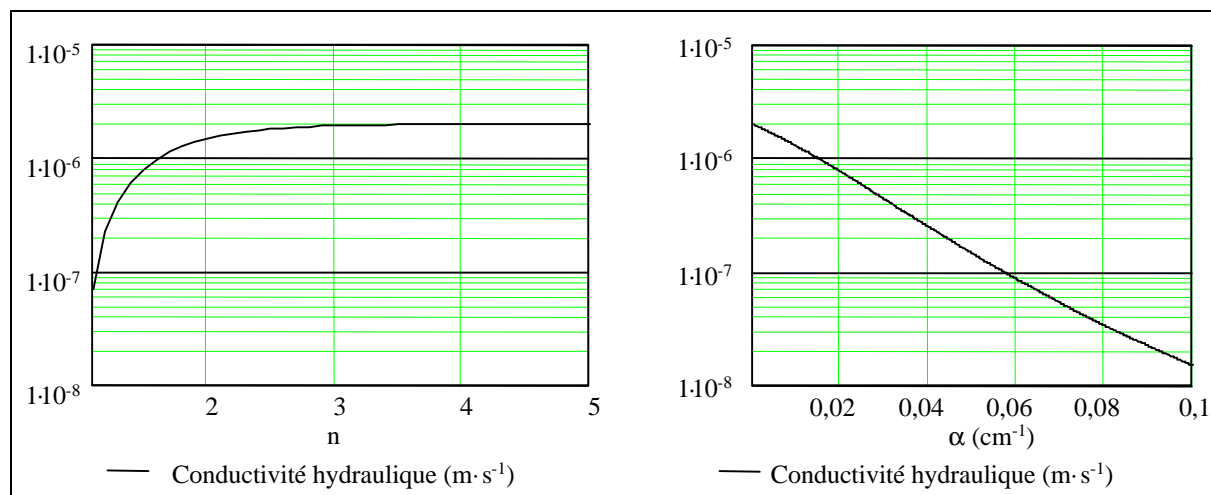


Figure D39 : Influence des paramètres de Van Genuchten sur la conductivité hydraulique

2.3.7.2 Tests à long terme

Le modèle décrit précédemment a été testé sur une période de 10 ans en faisant varier la perméabilité de la couverture, la perméabilité des déchets, le coefficient de diffusion de l'eau non isotherme, les paramètres de Van Genuchten.

Les données météorologiques ont été créées artificiellement en prenant les données de 1997, 1998, 1999 et 2000 de la station du CSD de Hochfelden et en répétant ces chroniques afin d'obtenir les 10 années successives.

La pluviométrie et l'ETP moyennes annuelles sont respectivement de 744 mm et de 614 mm.

Les lixiviats ont été drainés selon la méthode suivante :

- le drainage est possible uniquement lorsque la couche drainante est saturée ;
- le drainage est égal à la quantité de lixiviat s'infiltrant de la couche de déchet en fond de casier vers la couche drainante.

Le jeu de paramètre de base est le suivant :

Tableau D14 : Paramètres du cas type utilisés pour l'étude de sensibilité à long terme

Paramètre :	Paramètres analysés				Paramètres fixes	
	$K (m \cdot s^{-1})$	$a (cm^{-1})$	n	$Dt (m^2 \cdot s^{-1} \cdot K^{-1})$	qs	qr
Couverture	$1 \cdot 10^{-7}$	0,007	3	$1 \cdot 10^{-11}$	0,5	0,1
Déchets	$1,75 \cdot 10^{-6}$	0,004	1,7	$1 \cdot 10^{-9}$	0,5	0,1
Graviers	$1 \cdot 10^{-3}$	0,01	1,7	$1 \cdot 10^{-11}$	0,5	0,02

Le casier a les mêmes caractéristiques l'alvéole instrumentée pour l'étude :

Tableau D15 : Caractéristiques du cas type utilisé pour l'étude de sensibilité à long terme

Surface de la couverture (m ²)	3 840
Surface du fond (m ²)	960
Volume des déchets (m ³)	31 609
Epaisseur de la couverture (m)	1 m (3 couches de 0,33 m)
Epaisseur des déchets (m)	14 (14 couches de 1 m)
Epaisseur des graviers (m)	0,5 (1 couche de 0,5 m)

Le casier a été exploité durant 231 jours. Il a donc été rempli à une vitesse de 116 tonnes de déchets par jour en considérant une densité des déchets de 0,85.

Le modèle thermique et le modèle de ruissellement ont les mêmes paramètres que pour la simulation du CSD de Hochfelden. Il en est de même pour les paramètres θ_r et θ_s de la couverture, des graviers et des déchets. La teneur en eau initiale des déchets est de 0,25 (v/v), celle de la couverture 0,32 (v/v) et celle du gravier 0,08 (v/v).

Les bilans (en % de la pluie) de la simulation avec les paramètres de base sont : 18,5 % de lixiviat (soit environ 110 m³·ha⁻¹·mois⁻¹), 5,6 % de ruissellement, 25 % d'infiltration et 6,6 % de variation de stock. On observe un écart moyen de 210 jours entre les pics d'infiltration à travers la couverture et les pics de drainage de lixiviat, ce qui correspond à une vitesse d'infiltration réelle dans les déchets de 6·10⁻⁷ m·s⁻¹.

L'analyse des simulations nous a permis les observations suivantes concernant le comportement :

- De la couverture (tableau D16) : on a fait varier sa perméabilité entre 1·10⁻¹⁰ et 1·10⁻⁶ m·s⁻¹.

Lorsque la perméabilité de la couverture augmente, l'infiltration à travers la couverture et la génération de lixiviat augmentent tandis que le ruissellement diminue. On observe une zone sensible entre 10⁻⁷ et 5·10⁻⁹ m·s⁻¹, dans laquelle la production de lixiviat passe respectivement de 18,5 à 0,1 % de la pluie.

- Des déchets (tableaux D16 et D17) : deux situations sont possibles, selon que l'on considère le coefficient de diffusion non isotherme ou non (dans ce cas sa valeur est fixée à 1·10⁻⁵⁰ m²·s⁻¹·K).

Si on le néglige, lorsque la conductivité hydraulique passe de 10⁻⁸ à 1·10⁻⁴ m·s⁻¹, le lixiviat passe de 0 à 28 % de la pluie de manière continue.

Si D_t est pris en compte, on observe la même tendance lorsque la perméabilité des déchets est comprise entre 1·10⁻⁶ (16,8 % de la pluviométrie) et 1·10⁻⁴ m·s⁻¹ (31,5 % de la pluviométrie), en dessous de 1·10⁻⁶ m·s⁻¹, la production de lixiviat chute brutalement (6,1 % à 9,5·10⁻⁷ m·s⁻¹ et 0,76 % à 6·10⁻⁷ m·s⁻¹). Lorsque l'on analyse la simulation plus finement, on se rend compte qu'en dessous de 1·10⁻⁶ m·s⁻¹, les échanges d'eau causés par la gravité et les gradients d'humidité deviennent négligeables devant ceux provoqués par les gradients thermiques. Le centre du casier étant la zone la plus chaude, elle devient la plus sèche ce qui provoque une diminution de K et D . L'eau ne peut plus circuler entre la partie supérieure et la partie inférieure du casier. Une barrière thermique se forme donc, ce qui explique cette diminution très importante de la production de lixiviat.

Dans la réalité, ce phénomène peut exister provoquant l'apparition de zones sèches mais son rôle est réduit car l'eau peut s'écouler le long des flancs du casier là où les températures sont plus faibles.

- Du coefficient de diffusion massique non isotherme (tableau D18) : on a fait varier sa valeur entre $1 \cdot 10^{-8}$ et $1 \cdot 10^{-50} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$.

Lorsque Dt est supérieure à $2,21 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}$, on observe l'effet de barrière capillaire décrit précédemment avec une faible production de lixiviat (autour de 6 % de la pluie). Lorsque Dt est inférieur à cette valeur critique, la barrière capillaire disparaît et la production de lixiviat est d'environ 18,7 % de la pluie. Le coefficient de diffusion massique non isotherme a une forte influence sur l'infiltration de l'eau à travers la couverture, lorsque qu'il dépasse $5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}$ l'eau remonte des déchets vers la couverture sous l'influence du gradient thermique.

Tableau D16 : Résultats des analyses de simulations en considérant $Dt = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

Perméabilité Couverture ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	ETR (% pluie)	R. (% pluie)	Inf. (% pluie)	L (% pluie)	DS (% pluie)	Volumes de lixiviat drainés ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$)	Erreur totale (% pluie)
$1,0 \cdot 10^{-6}$	64,6	3,3	32,3	25,1	7	153,6	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-7}$	65	2,8	32,4	25,4	6,8	155,4	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,5 \cdot 10^{-7}$	66,6	3,8	30	23,2	6,8	141,8	$1,0 \cdot 10^{-12}$
$1,0 \cdot 10^{-7}$	69,3	5,6	25	18,5	6,6	113,3	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-8}$	71,6	9,4	18,6	12,7	6,1	78,1	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$4,0 \cdot 10^{-8}$	72,4	10,9	16,3	10,7	5,9	65,5	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$3,0 \cdot 10^{-8}$	73,3	12,6	13,6	8,3	5,7	51,0	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,0 \cdot 10^{-8}$	74,1	14,9	10,3	5,5	5,4	33,6	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-8}$	74,7	18,4	5,9	2	4,8	12,2	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$7,5 \cdot 10^{-9}$	74,7	19,7	4,5	1	4,5	6,3	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$6,0 \cdot 10^{-9}$	74,7	20,6	3,7	0,5	4,2	2,8	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-9}$	74,6	21,3	3	0,1	4	0,7	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-9}$	74	24,4	0,4	0	1,6	0,0	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-10}$	74,1	25,3	-0,3	0	0,6	0,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
Perméabilité Déchets ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	ETR (% pluie)	R. (% pluie)	Inf. (% pluie)	L (% pluie)	DS (% pluie)	Volumes de lixiviat drainés ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$)	Erreur totale (% pluie)
$1,0 \cdot 10^{-04}$	68,7	5,2	25,7	31,5	-5,4	192,4	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-05}$	69	5,2	25,6	25,2	0,6	154,2	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-06}$	69	5,3	25,6	22,9	2,8	140,1	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,0 \cdot 10^{-06}$	69,3	5,6	25	18,5	6,6	113,3	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-06}$	69	5,2	25,6	16,8	9	102,8	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$9,5 \cdot 10^{-07}$	79,7	12	4,9	6,1	0,9	37,6	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$8,0 \cdot 10^{-07}$	77	10,1	9,2	5	6,2	30,3	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$7,0 \cdot 10^{-07}$	74,9	10	12,2	4	10,1	24,4	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$6,0 \cdot 10^{-07}$	73,4	7,7	15,9	0,8	17	4,6	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-07}$	74,3	9,4	12,6	1,2	13,3	7,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-07}$	78,8	13,3	2,2	5,2	-1,2	32,1	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-08}$	79,9	15,7	-3,4	2,7	-4	16,4	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-09}$	79,6	14,7	-1	0,9	0,1	5,5	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-09}$	79,6	14,5	-0,5	0,2	1,3	1,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$

Tableau D17 : Résultats des analyses de simulations en considérant $Dt = 1 \cdot 10^{-50} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

Perméabilité Déchets ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	ETR (% pluie)	R. (% pluie)	Inf. (% pluie)	L (% pluie)	DS (% pluie)	Volumes de lixiviat drainés ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$)	Erreur totale (% pluie)
$1,0 \cdot 10^{-04}$	71,7	5,7	21,7	28,3	-5,7	172,7	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-05}$	69,1	5,5	25,4	25,2	0,3	153,7	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-06}$	69,1	5,5	25,3	22,8	2,6	139,5	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-06}$	69,1	5,5	25,3	16,7	8,7	102,4	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-07}$	69,9	5,3	24,6	13,4	11,5	81,7	$-8,0 \cdot 10^{-13}$
$4,0 \cdot 10^{-07}$	70,1	5,4	24,2	12	12,5	73,5	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$3,0 \cdot 10^{-07}$	71,2	6,4	21,5	8,1	13,8	49,3	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,5 \cdot 10^{-07}$	71,9	7,5	19,1	4,9	14,6	29,8	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,2 \cdot 10^{-07}$	72,5	7,8	18	3,2	15,3	19,2	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,0 \cdot 10^{-07}$	73,4	8,5	16	0,7	15,7	4,5	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,4 \cdot 10^{-07}$	76,3	10,8	9,8	0	10,4	0,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,2 \cdot 10^{-07}$	77,8	12,7	5,2	0	6	0,0	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-07}$	79,4	13,8	1,1	0	2,7	0,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-08}$	79,6	14,2	0,1	0	1,9	0,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-08}$	79,6	14,3	0,01	0	1,9	0,0	$9,0 \cdot 10^{-13}$

Tableau D18 : Analyse du coefficient de diffusion de masse non isotherme des déchets

Dt ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)	ETR (% pluie)	R. (% pluie)	Inf. (% pluie)	L (% pluie)	DS (% pluie)	Volumes de lixiviat drainés ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$)	Erreur totale (% pluie)
$1,0 \cdot 10^{-08}$	79,8	15,3	-1,9	6,64	-6,7	40,6	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$7,5 \cdot 10^{-09}$	79,8	15,3	-1,9	6,6	-6,7	40,3	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-09}$	78,6	13,8	2,1	6,4	-2,4	38,8	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,5 \cdot 10^{-09}$	74,1	9,5	12,7	5,8	8,8	35,2	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,4 \cdot 10^{-09}$	74,1	9,51	12,7	5,7	8,8	35,2	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,3 \cdot 10^{-09}$	73,3	7,8	15,9	5,8	12	35,4	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,22 \cdot 10^{-09}$	73,2	7,8	16	5,8	12	35,7	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$2,21 \cdot 10^{-09}$	69,1	5,4	25,5	18,8	6,8	114,6	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$2,1 \cdot 10^{-09}$	69,1	5,4	25,4	18,7	6,8	114,6	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-09}$	69,3	5,6	25	18,5	6,6	113,3	$9,0 \cdot 10^{-13}$
$5,0 \cdot 10^{-10}$	69,4	5,8	24,7	18,3	6,5	112,0	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-10}$	69,6	5,9	24,3	18	6,4	110,2	$8,0 \cdot 10^{-13}$
$1,0 \cdot 10^{-50}$	69,8	6,1	23,9	17,7	6,3	108,1	$9,0 \cdot 10^{-13}$

R. : ruissellement, Inf. : infiltration à travers la couverture, L : Volumes de lixiviats drainés, ΔS : Variation de stock en eau, Erreur total = ETR + R + L + ΔS - 100

Pour étudier l'influence de la décroissance thermique sur la production de lixiviat, nous avons analysé deux cas : le premier en considérant le terme de production de chaleur anaérobie décroissant (cas classique) et le second en le considérant constant. Sur la figure D40, la température moyenne des déchets dans les deux situations a été tracée au cours du temps.

Dans le premier cas, la température atteint 20 °C au bout des 20 ans de simulation, alors qu'elle conserve une valeur de 33 °C dans le second (cf. figure D40). Cet écart a une influence sur la production de lixiviat.

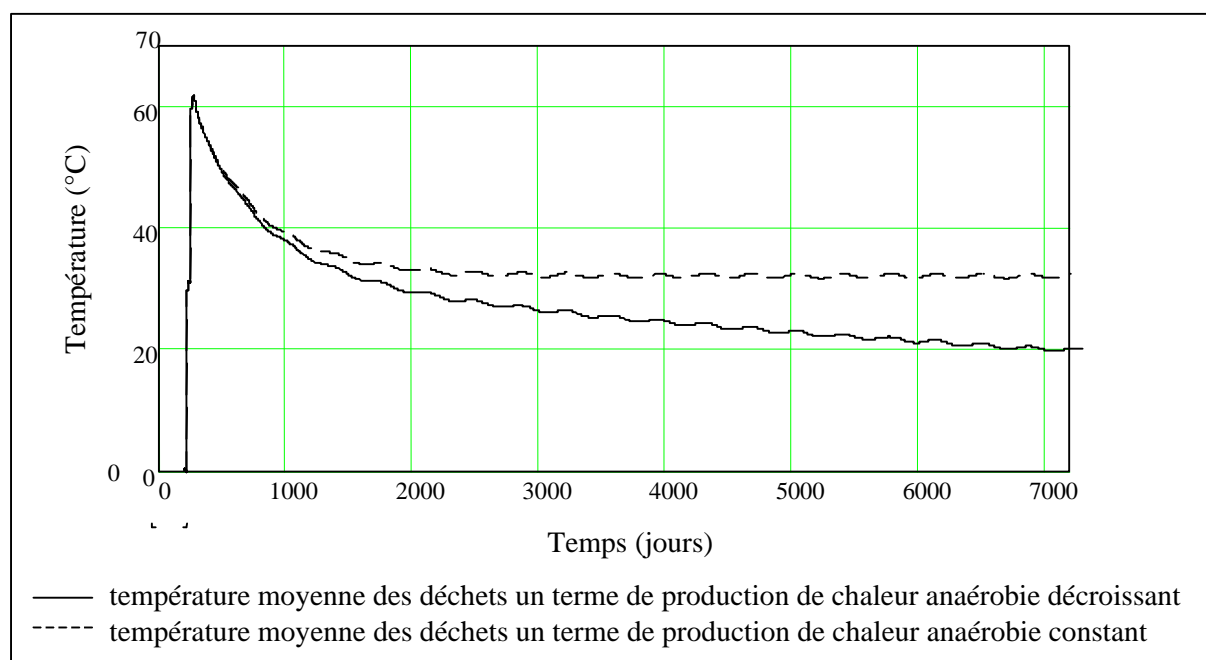


Figure D40 : Evolution de la température moyenne des déchets en fonction du terme de production de chaleur anaérobie

La production de lixiviat est 23 % de la pluie lorsque les températures restent importantes et 21,8 % dans l'autre situation. Cette différence est principalement due au fait qu'à la fois la conductivité hydraulique et le coefficient de diffusion massique isotherme dépendent de la température. Ainsi, ces paramètres ont de plus faibles valeurs dans le cas 1 que dans le cas 2.

2.4 Comparaison avec HELP et Mobydec

2.4.1 Paramètres utilisés par les modèles

Les paramètres utilisés par les trois modèles ont été regroupés dans le tableau suivant :

Tableau D19 : Comparaison des paramètres utilisés par le modèle couplé, HELP, et Mobydec

Modèle	Mobydec	HELP	Modèle couplé	
Pas de temps	Jour	Jour	Jour	
Historique de remplissage	Tonnages mensuels	Pas d'historique (Simulation par années complètes)	Création des couches en fonction de l'historique	
Surface du casier	m ²	m ²	m ²	
Données climatologiques				
Pluviométrie	mm (jour)	mm (jour)	mm (jour)	
ETP	Correction ETP/déchets	0,43		
	Coefficient cultural	0,8		
	Latitude du site	ETP est une variable d'entrée	Degré	Degré
	Vitesse du vent		m·s ⁻¹ (moyenne annuelle)	m·s ⁻¹ (jour)
	Rayonnement global		MJ·m ⁻² (jour)	MJ·m ⁻² (jour)
	Température de l'air		°C (jour)	°C (jour)
Humidité relative	% (trimestre)		% maximale et minimale (jour)	

Température déchets en surface			°C (jour)
Profondeur évaporation		cm	
LAI (Leaf Area Index)		Sans unité	
Début/fin saison végétative		Dates (jour julien)	
Données structurales			
Volume stagnant	m ³		
Eau des boues de STEP	m ³		
Densité des déchets	Sans unités		
Epaisseur des couches		m	m
Surface des couches			m ²
Caractéristiques hydrauliques			
Perméabilité couverture	m·s ⁻¹	m·s ⁻¹	m·s ⁻¹
Teneur en eau maximale	Massique	Volumique	Volumique
Teneur en eau minimale	Massique	Volumique	Volumique
Teneur en eau critique	Massique	Volumique	
Teneur en eau initiale	Massique	Volumique	volumique
Perméabilité déchets		m·s ⁻¹	m·s ⁻¹
Relation entre Ks et θ		λ : index de distribution de taille de pores : non modifiable par l'utilisateur	Paramètres de Van Genuchten (n et α)
Coefficient de diffusion de l'eau non isotherme			m ² ·s ⁻¹ ·K ⁻¹
Alpha : % infiltration	%		
T _{0,5} : temps de demi-vie	mois		
RU maximale	cm		
RU initiale	cm		
Ruissellement			
Coef. de ruissellement	Sans unité		Sans unité
Seuil de ruissellement			mm
CN	Texture couverture	Sans unité	
	Longueur de pente	m	
	Angle pente	degré	
	Type de végétation	Sans unité	
	Surface ruisselante	%	
Calcul des fuites			
Perméabilité géomembrane	m·s ⁻¹	m·s ⁻¹	
Qualité de la géomembrane		Nombre de trous /cm ²	
Gradient flux	1		
Caractéristiques thermiques			
Température initiale			°K
Température substratum			°K
capacité calorifique massique			J·kg ⁻¹ ·K ⁻¹
conductivité thermique			W·m ⁻¹ ·K ⁻¹
masse volumique			kg·m ⁻³
Production de chaleur aérobie			J·m ⁻³ ·s ⁻¹
Production de chaleur anaérobie			J·m ⁻³ ·s ⁻¹

2.4.2 Comparaison de Mobydec et du modèle couplé

Les deux approches sont différentes. Mobydec est un modèle global, considérant les déchets comme une « boîte noire » dont le comportement hydraulique est simulé de manière simple. Ainsi, il nécessite moins de paramètres, il est plus facile à utiliser et ses temps de calculs sont très courts.

Par contre, il ne calcule pas l'évapotranspiration potentielle qui devient une variable à entrer. Le modèle couplé propose une approche plus précise du comportement hydraulique de la couverture et du ruissellement.

Comme Mobydec est un modèle global, il ne peut pas tenir compte des gradients de températures. Le risque est qu'il ne puisse pas simuler les phénomènes dus à ces gradients comme l'apparition de zones sèches au milieu du casier qui peuvent ralentir la génération de lixiviat.

2.4.3 Comparaison de HELP et du modèle couplé

Sur le principe, les deux modèles sont proches. Ils considèrent tous deux que les déchets constituent un milieu poreux dans lequel l'équation de transport de l'eau en milieu non saturé est applicable. Le casier est discrétisé verticalement en couches définies par leurs épaisseurs et leurs caractéristiques hydrauliques propres.

L'avantage de HELP est qu'il tient compte des fuites à travers la géomembrane et il peut simuler la recirculation de lixiviat au sein des déchets. Il intègre la neige, le gel et le rôle de la végétation dans l'évapotranspiration. Il permet de reproduire dans sa version VISUAL HELP les caractéristiques climatiques de la plupart des régions du globe, ce qui facilite son utilisation en mode prédictif notamment à long terme.

Toutefois il présente des limites importantes par rapport au modèle couplé :

- il ne tient pas compte de l'historique de remplissage. Or, cette phase est critique pour le fonctionnement thermique et hydraulique du casier. Les simulations se font par années complètes. Ces deux points font que ce modèle est délicat à appliquer pour des simulations à court terme sur des sites réels ;
- il n'intègre pas les températures. Nous avons pourtant vu que les conductivités hydrauliques augmentent avec les températures (elles sont multipliées par deux lorsque la température passe de 20 °C à 55°C). De plus, le comportement hydraulique du casier peut être modifié par les gradients de températures ;
- une fois la zone d'évapotranspiration passée, les écoulements ne se font que sous l'influence de la gravité, le coefficient de diffusion de l'eau isotherme est négligé. Cette hypothèse n'est pas justifiable lorsque le climat est très sec ou lorsque les écarts de températures sont importants entre le cœur chaud et les bords plus froids du casier ;
- il n'est pas possible de modifier le paramètre λ (index de distribution de taille de pores) contrôlant la relation entre les teneurs en eau et la perméabilité. Ceci ne permet pas d'ajuster le modèle à un sol ou à des déchets aux caractéristiques connues ;
- la simulation de l'ETP est moins précise. HELP utilise une version de Penman modifiée (Ritchie, 1972) qui ne considère certains paramètres que d'une manière globale (humidités relatives trimestrielles, moyenne annuelle de la vitesse du vent) ;
- l'application de la méthode SCS de ruissellement pour des surfaces de petites tailles comme celles des casiers de CSD ménagers est peu validée. Ainsi, il n'a pas été possible de reproduire les événements ruisselants observés sur Hochfelden avec cette méthode ;
- contrairement au modèle couplé, HELP ne tient pas compte de la forme du casier (surface plus réduite au fond qu'en surface).

2.5 Conclusions

L'analyse des mesures de températures nous a permis de développer un modèle capable de reproduire de manière satisfaisante le comportement thermique du casier instrumenté. Il a été intégré dans un modèle de transfert d'humidité destiné à étudier le comportement hydraulique d'un casier de CSD.

Ce modèle est basé sur la résolution monodimensionnelle en différences finies selon un schéma explicite de l'équation de transfert de l'eau dérivée des travaux de Philips et de Vries (1957). En surface, la pluviométrie, le ruissellement et l'ETR sont calculés selon un bilan de type Thorthwaite et Matter (1955). En fonction de la situation, le modèle peut considérer le drainage ou le pompage comme mode de récupération du lixiviat.

Ce modèle, appliqué au casier instrumenté, s'est révélé capable de reproduire les variations d'humidités et de hauteur de lixiviat en fond de puits ainsi que les teneurs en eau mesurées dans la couverture (à part certains phénomènes dus à l'apparition de fissures). Ainsi, même si les données de pompage n'ont pas été suffisantes pour effectuer un calage du modèle, le calcul de l'infiltration à travers la couverture (et donc la connaissance de la variation de stock dans les déchets) et la bonne reproduction du comportement hydraulique du fond du casier confirment la capacité du modèle à reproduire le comportement hydraulique d'un casier réel. Des analyses de sensibilité à long terme ont été menées sur plusieurs paramètres du modèle, il ressort de ces simulations que :

- la viscosité dynamique de l'eau étant sensible aux températures, leur prise en compte dans le calcul de la conductivité hydraulique est nécessaire ;
- pour des valeurs comprises entre 10^{-7} et $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, la conductivité hydraulique de la couverture a une influence très marquée sur la production de lixiviat. Si on s'intéresse au bilan hydrique dans un casier de CSD, le contrôle de la mise en place de la couverture et des perméabilités obtenues est fondamental ;
- lorsque les gradients thermiques dominent intégralement le comportement hydraulique du casier, les barrières de températures crée des zones de flux nuls provoquant une diminution importante de la production de lixiviat. La prise en compte des écoulements latéraux au niveau des bords du casier est nécessaire pour éviter que ces phénomènes ne provoquent des artefacts de simulation.

Etant donné les températures importantes observées dans les casiers de CSD ménagers et l'influence qu'elles peuvent avoir sur les transferts hydrauliques, l'intégration des températures, même si elle nécessite la prise en compte de paramètres supplémentaires, apporte une réelle amélioration par rapport à HELP. Le calcul du ruissellement par la méthode développée durant la thèse a donné de meilleurs résultats qu'avec celle de HELP.

L'avantage de Mobydec est qu'il propose une approche globale du comportement hydraulique d'un casier. Cela rend son utilisation plus simple, mais la prise en compte du comportement hydraulique de la couverture ne permet pas un suivi réaliste du ruissellement et de l'infiltration de l'eau vers les déchets.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le travail de thèse présenté dans ce mémoire a été motivé par la nécessité de mieux comprendre le fonctionnement hydraulique et thermique des casiers de stockage de déchets ménagers afin d'apporter des réponses aux préoccupations environnementales et économiques liées à ce mode de traitement des déchets.

Nous avons étudié les échanges d'eau entre l'atmosphère et les déchets en étudiant le comportement de la couverture et nous nous sommes intéressés aux transferts couplés d'humidité et de chaleur dans les déchets, afin de mieux comprendre les mécanismes de génération du lixiviat.

La démarche adoptée pour mener cette étude s'appuie sur les approches suivantes

- étude bibliographique, pour identifier les paramètres et les processus gouvernant le bilan hydrique d'un casier de CSD ;
- étude expérimentale à l'échelle réelle, afin de suivre dans le temps et l'espace les paramètres présentés précédemment ;
- modélisation numérique du fonctionnement d'un casier de CSD, justifiée et validée par les observations expérimentales.

L'étude bibliographique a permis de mettre en évidence les termes du bilan hydrique d'un casier nécessitant un suivi sur site et d'approfondir les paramètres peu ou mal connus nécessitant un suivi spécifique. L'étude expérimentale du casier de Hochfelden a consisté à instrumenter un casier de 60 000 tonnes du CSD de Hochfelden. Une station météorologique automatique a permis la mesure de la pluviométrie et des paramètres nécessaires au calcul de l'ETP. Le comportement de la couverture a été suivi à l'aide d'un canal Venturi pour le ruissellement, de 2 sondes TDR et 2 thermocouples pour les humidités et les températures. 7 sondes TDR et 32 thermocouples ont été mis en place directement dans les déchets au fur et à mesure du remplissage du casier. Les volumes de lixiviat pompés et les variations de hauteur d'eau en fond de puits ont été mesurés. Enfin, 2 lysimètres ont été conçus afin de suivre l'évapotranspiration réelle des déchets.

Ce dispositif expérimental, innovant par les technologies employées (sondes TDR dans des déchets), sa complémentarité (tous les paramètres importants du bilan hydrique sont suivis) et par le nombre important de points de mesure répartis dans la masse de déchet, a permis d'observer l'évolution des variables mesurées pendant 2 ans et demi.

Cette étude expérimentale a fourni des résultats originaux concernant :

- Le comportement de la couverture :

La connaissance du ruissellement, de la pluviométrie, de l'ETP et des variations de teneur en eau nous a permis de quantifier l'infiltration vers les déchets.

- Les températures des déchets :

Les phases de production de chaleur aérobie et anaérobie sont bien mises en évidence. La température du déchet augmente brutalement dès son dépôt sur site à une « vitesse » d'environ 2 à 4 °C·jour⁻¹ (un accroissement de 8 °C·jour⁻¹ a même été mesuré). Une fois recouvert, sa température continue à monter mais de manière beaucoup moins rapide. Des

températures exceptionnellement élevées, atteignant 90 °C, ont été atteintes. Une fois le casier recouvert et tout l'oxygène consommé, le système tend vers un régime stable s'établit. La température devient uniforme dans le casier, soit 55 °C deux ans et demi après le début de l'exploitation. Les zones où les gradients thermiques restent important se trouvent aux conditions limites du casier (couverture, fond et, flancs latéraux) avec des valeurs d'environ 10 °C·m⁻¹. On a aussi montré que la température des déchets de surface, supérieure à celle de l'air ambiant, entraînait une augmentation de leur évaporation .

- Les humidités des déchets :

Les sondes TDR utilisées surestiment la teneur en eau réelle, mais elles permettent un suivi qualitatif de leurs variations. Elles sont très délicates à calibrer car chaque point de mesure nécessiterait une étude spécifique de la composition des déchets. De plus, la calibration devra être refaite au fur et à mesure de l'évolution de la composition des lixiviats présents au niveau du point de mesure. Dans notre étude, seules les mesures d'humidité du fond sont exploitables, les variations de teneur en eau à 1 m et 3 m au-dessus de la couche de graviers drainant sont bien corrélées avec les variations de hauteur en fond de puits et avec les épisodes de pompage.

- L'évaporation des déchets :

Pour calculer l'évaporation des déchets, il est d'usage d'utiliser un coefficient de rabatement pour passer de l'ETP à l'ETR des déchets, afin de tenir compte que les déchets ne possèdent pas de végétation permettant la transpiration. Or, sous l'effet des réactions de biodégradation aérobies, les déchets de surface possèdent une température supérieure à celle de l'atmosphère, notamment en hiver. Nous avons donc proposé une méthode basée sur la mesure des températures des déchets de surface.

L'analyse des températures nous a décidé de développer un modèle permettant de prévoir l'évolution, dans un casier en cours de remplissage, puis après couverture. Il s'appuie sur un bilan énergétique qui suppose que les transferts de chaleur sont verticaux et conductifs. Le terme source de chaleur entretenu par les réactions de biodégradations est utilisé comme variable de calage du modèle. En phase aérobie, il est supposé constant et en phase anaérobie sa valeur décroît de manière exponentielle afin de tenir compte de l'appauvrissement du substrat. Ce modèle s'étant révélé capable de reproduire avec satisfaction le comportement thermique du casier instrumenté, il a été intégré dans un modèle de transfert d'humidité destiné à étudier le comportement hydraulique d'un casier de CSD.

Ce modèle est basé sur la résolution monodimensionnelle en différences finies selon un schéma explicite de l'équation de transfert de l'eau dérivée des travaux de Philips et de Vries (1957). Celle-ci intègre l'influence des températures sur les transferts d'eau en considérant un coefficient de diffusion massique non isotherme. En surface, la pluviométrie le ruissellement et l'ETR sont calculés selon un bilan de type Thornthwaite et Matter (1955). Le modèle considère le pompage comme mode de récupération du lixiviat. Ce dernier est obtenu à partir de la détermination de la hauteur de lixiviat en fond de puits.

Ce modèle, appliqué au casier instrumenté, s'est révélé capable de reproduire les variations de hauteur de lixiviat et de teneurs en eau en fond de puits ainsi que les humidités observées dans la couverture (à part certains phénomènes dus à l'apparition de fissures).

Des analyses de sensibilité à long terme (20 ans) ont été menées sur plusieurs paramètres : la perméabilité de la couverture, des déchets et des graviers, le coefficient de diffusion thermique non isotherme et les valeurs des coefficients de Van Genuchten (contrôlant la

relation entre la teneur en eau d'une part et la perméabilité et la diffusion hydraulique d'autre part). Il ressort de ces simulations que :

- la viscosité de l'eau étant sensible aux températures, il est nécessaire de les prendre en compte pour calculer les variations de la conductivité hydraulique ;
- pour des valeurs comprises entre 10^{-7} et $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, la conductivité hydraulique de la couverture a une influence très marquée sur la production de lixiviat. Si on s'intéresse au bilan hydrique dans un casier de CSD, le contrôle de la qualité de la mise en place de la couverture et des perméabilités obtenues est fondamental ;
- les gradients thermiques dominant intégralement le comportement hydraulique des déchets lorsque leur coefficient de diffusion non isotherme est supérieur à $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. Ils ont alors un impact notable sur la génération de lixiviat. L'intégration de l'influence des températures dans les écoulements nécessite donc une bonne connaissance de ce paramètre. Or, il est difficile à mesurer et peu de valeurs existent dans la bibliographie. De plus, nous l'avons considéré comme étant constant. Une meilleure prise en compte des transferts d'humidité dus aux gradients de température passe donc par la connaissance des relations qui existent entre le coefficient de diffusion de l'eau non isotherme d'une part et la teneur en eau, la température, la nature des déchets, d'autre part ;
- l'hypothèse des écoulements uniquement verticaux n'est pas suffisante dans certaines situations notamment lorsque les gradients de températures provoquent l'apparition de barrières thermiques qui bloquent les échanges d'eau entre le haut et le bas du casier. La prise en compte des écoulements latéraux au niveau des bords du casier permettrait d'éviter ces artefacts.

Pour les exploitants de CSD, le choix se fait toujours entre des modèles sophistiqués nécessitant d'être renseignés de façon très précise et qui ne sont pas toujours réalistes et des modèles beaucoup plus simples, facilement utilisables. Les modèles complexes aident à réfléchir et à mieux comprendre les phénomènes, mais pas forcément à gérer les sites. Durant le développement de ce modèle nous avons modélisé les phénomènes observés sur site en essayant de conserver une approche relativement simple. Si on compare le modèle couplé à HELP, on constate que sa prise en compte des mécanismes de transport de l'eau est physiquement mieux fondée (HELP ne tient pas compte des remontés capillaires en dehors de la zone d'évapotranspiration ni des températures) et qu'il tient compte de l'historique de remplissage du casier. Il est plus facilement utilisable pour modéliser le comportement d'un casier déjà existant. Le modèle couplé est plus complexe que Mobydec, qui propose une approche globale du comportement hydraulique d'un casier de CSD, mais il offre une modélisation plus réaliste du comportement de la couverture et permet donc une meilleure estimation de l'infiltration dans les déchets.

Perspectives

On peut tout d'abord souhaiter que les mesures de températures du casier instrumenté se poursuivent afin d'étudier à quelle vitesse évolue la décroissance thermique (un pas de temps mensuel est suffisant).

Il serait intéressant de voir dans quelle mesure la technologie TDR peut être améliorée. L'augmentation du volume de mesure permettrait d'obtenir une mesure plus représentative de l'humidité des déchets et de réduire les problèmes de contacts observés sur le terrain.

Des études expérimentales paraissent nécessaires afin de connaître les variations du coefficient de diffusion massique non isotherme en fonction de la température et de l'humidité.

L'étude de la couverture pourrait être améliorée en mesurant la pluviométrie à un pas de temps très fin (2 mn) et en effectuant la mesure des teneurs en eau avec un pas temps journalier voire horaire (dans ce cas, un multiplexage serait nécessaire).

L'application du modèle de température sur d'autres sites instrumentés en thermocouples (le site de Montech ou de Vert le Grand, par exemple) apporterait une validation supplémentaire ainsi qu'une meilleure estimation de la variation des termes sources de production de chaleur aérobie et anaérobie.

Le modèle couplé humidité/température pourrait être amélioré en passant à une modélisation 2D, celle-ci permettrait :

- de mieux modéliser le pompage en tenant compte du rabattement de nappe au niveau du puits de pompage ;
- de mieux modéliser le drainage en calculant les gradients horizontaux de teneur en eau dans la couche de graviers drainant ;
- de considérer les effets de bords latéraux sur les températures, ceci permettrait de réduire l'effet des barrières thermiques apparues lors des analyses de sensibilité à long terme.

L'intégration du tassement dans le modèle permettrait de tenir compte des phénomènes de relargage d'eau dus à la diminution de la porosité (et donc de la teneur en eau maximale). Toutefois, cela nécessite une bonne connaissance de la distribution des effets de la compression le long de l'axe vertical.

Au cours du temps le système drainant connaît une réduction de son efficacité due aux colmatages (Bordier *et al.* 1997). Il serait intéressant d'en tenir compte pour modéliser le comportement de casier vieux de plusieurs années ou pour effectuer des simulations à long terme.

L'intégration de la modélisation des fuites permettrait de modéliser l'impact du casier sur son environnement. Le modèle couplé durant la thèse pourrait alors être couplé à un modèle de transport de polluants. La connaissance du gradient de température entre le substratum et les graviers devrait permettre une meilleure estimation de ces fuites par diffusion de l'eau sous forme de vapeur à travers la géomembrane.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

AHMED S., KHANBILVARDI R.M., FILLOS J. and GLEASON P.J. (1992). – Two-dimensional leachate estimation through landfills. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 118(2), p.306.

AL-YOUSFI B. A., POHLAND F.G and VASUKI N.C. (1992). – Design of landfill leachate recirculation systems based on flow characteristic. *Proceeding of the 47th Purdue University Industrial Waste Conference Proceedings*, Purdue University, West Lafayette, Indiana, pp. 191-200, May 11-13.

ANRED (1986). – Evaluation of leachate volumes on landfills sites. Final summary report. *Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets*, Angers, France. 122pp. Report prepared for the commission of the European Communities.

Agence de l'eau Seine-Normandie (1997). – Evaluation des flux polluants liquides générés par les décharges d'ordures ménagères. *Rapport réalisé par ANTEA sous la direction des Agences de l'Eau et du Ministère de l'Environnement* – 165 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 les centres de stockage. *Thèse de l'Institut Nationale Polytechnique de Toulouse*. 9 mars 2001.

AUGENSTEIN D. and PACEY J. (1991). – Modelling landfill methane generation. *Proceedings : Sardinia 91 Third International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Caligari, Italy, pp 115-148.

BALDI M., COLLIVIGNARELLI C. and CONTI F. (1991). – Leachate production from an industrial-waste landfill. Approach method and experimental results. *Proceedings : Sardinia 91 Third International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Caligari, Italy, pp. 833-842.

BARRES M., BONIN H., BROSSIER G., GADEFAIT D. & LEFEVRE P. (1990). - Etude en installation pilote de l'écoulement de l'eau à travers un déchet. 4^{ème} programme CCE de Recherche et Développement « Protection de l'environnement » . *BRGM unpublished report*. BRGM, 3 av. C. Guillemein, BP 6009, 45061 Orléans, France.

BAUDOIN A., THOMAS S., PIERSON P. and RATHLE J. (1997). - Lab and Full Scale Investigation of Leachate Production. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, pp. 31-38.

BEAVEN R., and W. POWRIE (1995). - Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse Using a Large Compression Cell. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, pp. 745-760.

- BEAVEN R.P. (1997). - Hydraulic and Engineering Properties of Household Waste. In : *Proceedings of the Conference on the Design and Management of Sustainable Landfill*. Loinfoseekndon.
- BENDZ D., SINGH V. P. and BERNDTSSON R. (1997). - The Flow Regime in Landfills – Implication for Modelling. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari pp. 97-108.
- BENDZ D, and BENGTTSSON L. (1999). – Evaporation from an active, uncovered landfill. *Journal of Hydrology*, 182, 143-155.
- BENGTTSSON L., BENDZ D., HOGGLAND W. and ROSQVIST H. (1994). – Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, 158, 203-217.
- BLAKEY N.C. (1990). – Leachate generation. *Proc. Conf. 'Landfill Problems and Solutions'* Brunel University, Uxbridge, 15-18 May.
- BLEIKER D., Farquar G. and McBEAN E. (1995) – Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity., *Waste Manag. Res.*, 13: pp. 533-554.
- BOEHM, R.G. and SCHERBERT G.S. (1997). - Development of the Glendale Landfill TestCover Study. *Proceedings, Waste Tech '97*, Tempe, Arizona, February, 1997, pp. 95-120.
- BORDIER C., RATHLE J., ZIMMER D. (1997). - Hydraulic Functioning and Clogging Diagnosis of Leachate Collection System. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 361-372.
- BUCHANAN D. and CLARCK C. (1997). - The Impact of Waste Processing on the Hydraulic Behaviour of Landfilled Wastes. In : *Proceedings of the Conference on the Design and Management of Sustainable Landfill*. London.
- BURROWS M.R., JOSEPH J.B and MATHER J.D. (1997). - The Hydraulic Properties of in-situ Landfilled Waste. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 73-83.
- CAMPBELL G. S. (1974). – A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Si.*, 117(6), pp. 311-314.
- CAMPBELL D., CAINE M., MEADOWS M. and KNOX K. (1995). - Enhanced Landfill Gas Production at Large-Scale Test Cells. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
- CANZIANI R. and COSSU R. (1989). – Landfill hydrology and leachate production. In *Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press, Christensen, T.H., Cossu, R. and Stegmann, R., Ch. 4.1 pp. 185-212, London.
- CEMAGREF (1994). - Drainage des Centres de Stockage de déchets - Synthèse des connaissances relatives à la conception, à la réalisation et à la gestion des systèmes de drainage de fond et de couverture. *Rapport CEMAGREF-ADEME*, 202p. +annexes (DEAN, Etude).

CHRISTENSEN T. H. and KJELDSEN P. (1989). – Basic biochemical processes in landfills. *Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 29-49.

CHOW V. T. MAIDMENT D. R. and MAYS. L. W. (1988). – *Applied hydrology*, McGraw-Hill Book Co., New York, N. Y., pp. 281-302.

COLLIVIGNARELLI C., BERTANZA G., ZAMBONINI E. and AVANZI P. (1999). – Correlation among design-construction and operation criteria of MSW landfills and their emissions. *Sardinia 99 Seventh International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 589-596.

COSSU R., FRONGIA G., MUNTONI A., NOBILE A. and RAGA R. (1997). - Use of Pumping Tests for the Assessment of Leachate Flow Regime, Waste Hydraulic Parameters and Well Efficiency. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 53-61.

DACH J. and JAGER J. (1995). - Prediction of Gaz and Temperature With the Disposal of Pretreated Residential waste. *Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 665-677.

DARCY H. (1856). – Les fontaines publiques de la ville de Dijon. Dalmont, Paris.

DASS P., TAMKE G.R. and STOFFEL C.M. (1977). – Leachate production at sanitary landfill sites. *A.S.C.E. J. Env. Eng Div.* 103 (EE6), pp. 981-988.

DEMATRACOPOULUS A. C., SEHAYEK L. and ERDOGAN H. (1986). - Modeling leachate production from municipal landfill leachates. *Environ. Sci. Technol* 26, pp. 517-521.

DEMETRACOPOULOS A. C., KORFIATIS G. P., BOURODIMOS E. L. and NAWAY E. G. (1986). – Unsaturated flow through solid waste landfills : model and sensivity analysis. *Water Resour. Bull.*, 22(4), pp. 601-609.

DEMIREKLER E., ROWE R. K. and UNLU K. (1999). – Modeling leachate production from municipal solid waste landfills. *Sardinia 99 Seventh International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 17-24.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (1991). - The Technical Aspects of Controlled Waste Management : A Review of Water Balance Methods and their Application to Landfill in the UK. *Department of the Environment Wastes Technical Division* : Report No. CWM/031/91.

EHRIG H. J. (1983). - Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. *Waste Management and Research*. 1, pp. 53-68.

EHRIG H. J. (1991). – Prediction of gas production from laboratory scale tests *Proceedings : Sardinia 91 Third International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Caligari, Italy, pp. 87-114.

- EL-FADEL M., FINDIKAKIS A.N. and LECKIE J.O. (1996). – Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model Formulation. *Waste Management and Research*, N°14, pp. 483-504.
- EL-FADEL M., FINDIKAKIS A.N. and LECKIE J.O. (1997). – Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental Technology*, vol 18, pp. 669-686.
- EVETT S.R., and LASCANO R.J. (1993). - ENWATBAL.BAS : A mechanistic evapotranspiration model written in compiled BASIC. *Agronomy Abstracts*, pp. 16
- FAIRTEC (1998). – Calcul du volume de lixiviats d'un C.E.T de classe 2. Note interne FAIRTEC du 22/10/98.
- FARQUHAR G. J. and ROVERS F.A (1997). - Gas Production During Refuse Decomposition. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 3-12.
- FENN D. G., HANKLEY K. J., and DEGEARE T. V. (1975). - Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/530/SW-168, Washigton, D.C., 40 pgs.
- FIGUEROA R.A. and STEGMANN R. (1991). - Gas migration through natural covers. *Proceedings: Sardinia 91, Third International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Caligari, Italy, October 1991, pp. 167-177.
- FLEENOR W. E. and KING I. P. (1994). - Identifying limitations on use of the HELP model. *Landfill closures environmental protection and land recovery. Geotechnical Special Publication*, No. 53.
- FUGAROLI A. and STEINER R. (1979). – Investigation of sanitary landfill behavior – Volume I. *Final Rep. EPA-600-2-79-053a*, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- FUTURA H., NAKAJIMA S. and HARADA H. (1995). - Calculation of leachate quantity and capacity of leachate storage basins. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 285-296.
- GARDNER W. H. (1986). – Water content. In A. K. Klute (Ed.), *Method of soil analysis*. Madison, Wisconsin USA.
- GIARDI M. (1997). - Hydraulic Behaviour of Waste : Observations from Pumping Tests. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 63-72.
- GOODSPEED M. J. (1981). – Neutron moisture meter theory. E. L. *Greacen, ed.*, Soil water assessment by the neutron method. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia.

- GUYONNET D., DIDIER-GUELORGET B., PROVOST G. et FEUILLET C. (1996). - Interprétation des volumes d'effluents liquides collectés sur deux sites de stockage de déchets ménagers et assimilés. *TSM n° 12* -décembre 96, pp. 59-67.
- GUYONNET D. and BOURIN, A. (1994). - MOBYDEC (Modèle global de Bilan Hydrique de Décharge), version 2.1. User's manual. *ANTEA Report A01419 (unpublished)*. ANTEA, 3 av C. Guillemein, BP 6119, 45061 Orléans, France.
- HAM R.K. and BOOKTER T.J. (1997). - Decomposition of Solid Waste in Test Lysimeters. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 13-36.
- HANNOURA A, McMANIS, K and NATARAJ M. (1994). – Nonlinearity effects on leachate movement in landfills. *Proceedings from the Tenth International Conference on Solid Waste Management*, Philadelphia, Pa., November, pp. 13-16, 1994.
- HETTIARATCHI J. P. A., SHROFF V. and ACHARI G. (1999). – Effect of individual rainfall events on leachate production in a young semi-arid landfill. *Sardinia 99 Seventh International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 3-10.
- HJELMAR O. (1989). - Characterisation of leachate from landfilled MSWI ash. *International conference on Municipal waste Combustion*, Hollywood, Florida, USA, April, pp. 11-14.
- HJELMAR O., JOHANNESSEN L.M., KNOX K., EHRIG H.J., FLYVBERG J., WINTHER P., CHRISTENSEN T.H. (1995). - Composition and Management of Leachate from Landfills within the EU. *Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 243-262.
- HOLMES R. (1980) – The water balance methods of estimating leachate Production from landfills sites. *Solid Wastes*, n. 1.
- HOOK W. R. and LIVINGSTON N. J. (1995a). – Propagation velocity Errors in Time Domain Reflectometry measurements of soil water. *Soil Science Society of America Journal*. Volume 59, no 1, pp. 92-96, January-February 1995.
- HOOK W. R. and LIVINGSTON N. J. (1995b). - Errors in converting time domaine reflectometrie measurements of soil water. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, Volume 59, pp. 35-41.
- HOOK W. R., LIVINGSTON N. J., SUN Z. J., HOOK P. B., (1992). - Remote diode shorting improves measurement of soil water by time domaine reflectometry. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, Volume 56, no 5, pp. 1384-1391.
- HOUÏ D., PAUL E. and COUTURIER C. (1997). - Heat and Mass Transfer in Landfills and Biogaz Recovery. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 101-108.
- ITIER B. (1981). – Une méthode simple pour la mesure de l'évapotranspiration réelle à l'échelle de la parcelle. *Agronomie*, 1 (10), pp. 869-876.

- JACQUART C. et CHOISNEL E. (1995). - Un modèle de bilan hydrique simplifié à deux réservoirs utilisable en agrométéorologie. *La Météorologie 8^e série* - n° 9 - mars 1995, pp. 29-44.
- KHANBILVARDI R. M., AHMED S. and GLEASON P. J. (1995). - Flow Investigation for Landfill Leachate (FILL). *J. Environ. Eng.* 121, pp. 45-57.
- KORFIATIS G. P., DEMETRACOPOULOS A. C., BOURODIMOS E., L. and NAWY E. G. (1984). - Moisture transport in a solid waste column. *J. Env. Eng.*, 110(4), pp. 789-796, August, 1984.
- LANINI S., AGUILAR O., LEFEBVRE X. and BALLANSAT G. (1997). - Temperature Increase in Landfills During the Aerobic Period. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 121-126.
- LANINI S. (1998). - Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. *Thèse de l'Institut Nationale Polytechnique de Toulouse*. 10 avril 1998.
- LEE J. J., SHIN H. S., LEE W.B. and CHUNG H. (1991). - Simulation of leachate quality using lab-lysimetre. *Proceedings : Sardinia 91 Third International Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Caligari, Italy, pp. 865-875.
- LIBERTI L., NOTARNICOLA M., BOGHTICH G., CAMPANARO V. and NUZZO G. (1997). - Field evaluation of leachate characteristics. *Proceeding Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 151-159.
- LING H. I., LESHCHINSKY D., MOHRI Y. and KAWABATA T. (1998). - Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement. *Journal of Geotechnical and GeoEnvironmental Engineering*, Vol. 124, No 1, pp. 21-28. January, 1998.
- LUXMOORE R. J. (1991). - On preferential flow and its measurement. *Proc. National Symp. Preferential path*, pp. 113-121. Am. Soc. Agricult. Engineers, Chicago, IL.
- MALOSZEWSKI P., MOSER H., STICHLER W., and TRIMBORN P. (1995). - Isotope hydrology investigation in large refuse lysimeters. *J. Hydrol.* 167, pp. 149-166.
- McCREANOR P. T. (1998). - Landfill Leachate Recirculation Systems . Mathematical Modeling and Validation. *Thesis, PhD Dissertation*, University of Central Florida, 1998.
- McDOUGALL J.R. and PYRAH (2000). - States of saturation and flow as key inputs in modelling the biodegradation of waste refuse. *Unsaturated Soils for Asia*, Rahardjo, Toll & Leong (eds) © 2000 Balkema, Rotterdam, pp. 477-482.
- MOCKUS, V. (1949). Estimation of the total (peak rates of) surface runoff for individuals storms. *Exhibit A of Appendix B, Interim Survey Rep. Grand (Neosho) River Watershed, USDA, Washington, D.C.*
- MODECOM (1993). - Méthode de caractérisation des ordures ménagères. *Ademe*, 61p.

NATIONAL ENGINEERING HANDBOOK (1972). - USDA-NRCS, *Hydrology Section 4*, 1972.

NASH J. E. and SUTCLIFFE J. V. (1970). – River flow forecasting through conceptual models. Part I- A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 27 (3), pp. 282-290.

NILSSON P. and ÅKESSON M. (1995). - Comparison of Emissions from Different Test Cells. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 173-182.

NILSSON P., KARLSSON H., LAGERKVIST A. and MEIJER J.E. (1995). - The Coordinated Test Cell Program in Sweden. *Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 603-614.

NOBLE J. J. and ARNOLD A.E. (1991). – Experimental and mathematical modelinf of moisture transport in landfills. *Chemical Eng. Comm.*, 100, pp. 95-111.

NOLTING B., GÖSSELE P., WEFER H. and BENDER M. (1995). - Use of Water Balances for Landfill Site Monitoring. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 263-274.

NYHAN J. W., LANGHORST G. J., MARTIN C. E., MARTINEZ J. L. and SCHOFIELD T. G. (1994). – Hydrologic studies of multilayered landfill covers for closure of waste landfills at Los Alamos, New Mexico. *Proceeding of ER '93, Environmental Remediation Conference, U.S. Department of Energy, Washington, D.C., v. 2*, pp. 973, 1994.

OMAN C. and ROSQVIST H. (1999). – Transport fate of organic compounds with water through landfills. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 10, pp. 2247-2254.

OWEIS I.S., SMITH D.A., ELLWOOD R.B and GREEN D.S (1990) – Hydraulic characteristics of municipal refuse. *A.S.C.E. J. Geotech. Eng.* 116 (4), pp. 539-553.

OWEIS I.S. and KHERA RAJ. P. (1990). – *Geotechnology of Waste Management*. Butterworths, Sydney.

PARSONS, R. (1995). - Water balance method to predict leachate generation . geohydrological experiences. *Proceeding Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 275-284.

PENMAN H. L. (1948). – Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy Soc. London.* A193, pp. 120-146.

PEYTON R. L. and SCHROEDER P. R (1988). – Field verification of HELP model for landfills. *Journal of Environmental Engineering.* Vol. 114, No. 2, pp. 247-269.

PHILIPS J. R. and DE VRIES D. A. (1957). – Moisture movement in porous materials under temperature gradients. *Trons. American Geotechnical Union*, Vol. 38, pp. 222-232.

REES J. F. (1980). – Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *J. Chem. Tech. Biotech.* 30, pp. 458-465.

- REMSON I., FUNGAROLI A. and LAWRENCE A. (1968). – Water movement in a unsaturated sanitary landfill. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, Proceeding of the American Society of Civil Engineers, 94(SA2), pp. 307-317.
- RESELE G., GILBY D. and SUTER D. (1994). - Deponierisikostudie. *Report of Dr. Ing. Steffen Ingenieurgesellschaft mbH*, Essen, for the BayerischesStaatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (unpublished). Essen, Germany.
- RITCHIE J. T. (1972). – A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research* 8(5), pp. 1204-1213.
- ROSQVIST H., BENDZ D., ÖMAN C. and MEIJER J.-E. (1997). - Water Flow in a Pilot-Scale Landfill. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 85-96.
- ROSQVIST H. (1999). - Solute transport through Preferential Flow Paths in Landfills. *Sardinia 99 Seventh International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 51-60.
- ROSS P.J. (1990). - Efficient numerical methods for infiltration using Richards's equation. *Water Resources Research* 26(2), pp. 279-290.
- ROVERS F.A and FARQUHAR G. J. (1972). – Sanitary landfill study final report, Volume 11, Effect of season on Landfill leachate and gaz production, *Waterloo Research Institut*, Project 8083.
- SCHROEDER P. R., MORGAN J. M., WALISKI T. M. and GIBSON A.C. (1984). – The hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. Vol I. User's Guide for version I, PB85-100840, U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
- SCHROEDER P. R., LLOYD C.M., ZAPPI P. A. and AZIZ N. M. (1994). - The Hydrologique Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. User's Guide for version 3. *United States Environmental Protection Agency*, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-94/168a.
- SCHROEDER P. R., DOSIER T. S., ZAPPI P. A., MCENROE B. M., SJOSTROM J. W. and PEYTON R. L. (1994). - The hydrological Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model . *Engineering Documentation for version 3 (No. EPA/600/R-94/168b)*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C.
- SITA-EIA.REF-CREED (1998). - LCI of a Modern Municipal Solid Waste Landfill. *Final report*, 3 August 1998.
- SITA (1999). – Leachate volume prediction from MSW landfills elements for the choice of an empirical calculation method. *Internal Note*, ref. TD/WAB/1099.
- SMART P.C. (1997). – Leachate managment in deep quarry landfills. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 335-342.

- STEGMAN, R. (1982). - The pollution potential of a sanitary landfill. Conference Proceeding : « *Effects of Waste Disposal on groundwater and Surface Water* », International Association of Hydrogeologists Publication, 139, pp 125-135.
- STEGMAN R. and EHRIG H-J. (1989). – Leachate production and quality – results of of landfills processes and operation. *Conference proceeding, 2nd International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, XXVIII*, pp. 1-16.
- STEPHENS D. and COONS L. M. (1994). – Landfill performance assessment at a semiarid site : modelling and validation. *Groundwater Modeling and Research*, pp. 101-109.
- STONE J. F. (1990). – Neutron physic consideration in moisture probe design. *Proc., 1990 Nat Conf. Irrig. and Drain.*
- STRAUB, W. A. and LYNCH D.R. (1982). – Models of landfill leaching : Moisture flow and inorganic strength. *Environmental Engineering Div.*, Vol. 108, pp. 231-250.
- THOMAS H. R. and FERGUSON W. J. (1999). - A fully coupled heat and mass tranfert model incorporating gas transfer in an unsaturated porous medium. *Computers and Geotechnics*, 24 (1999) pp. 65-87.
- THORNTHWAITE C. W. and HOLZMAN B. J. (1942). - Measurement of evaporation from land and water surfaces. *U. S. Dept. of Agric., Technical Bulletin No. 817*, 143 pp.
- THORNTHWAITE C. W. and MATTER J. R. (1955). - The water balance. *Climatology Vol. 8 n°1*. Laboratory of Climatology, Clenterton, New Jersey.
- TOPP G. C., DAVIS J. L. and ANNAN A. P. (1980). – Electromagnetic determination of soil water content : measurements in coaxial transmission lines. *Water Ressources Reasearch*. Vol. 16, No. 3, pp. 574-582.
- TURC, L. (1961). - Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule simplifiée et mise à jour. *Ann agron* 12, pp. 13-49; 1961
- URBINI G., ARIATI L., TERUGGI S. and PACE C. (1999). – Leachate quality and production from real scale MSW landfills. *Sardinia 99 Seventh International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 73-80.
- USDA, Soil Conservation Service. (1985) . National engineering handbook, section 4, Hydrology. *US Government Printing Office, Washigton, D.C.*
- VAN GENUCHTEN (1980). – A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. America. J.*, Vol. 44, pp. 892-898.
- VINCENT, F. (1991). – Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge. Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet type. *Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*.
- WEAST R. C. (1981). – Handbook of chemistry and physics. *61st ed.* Boca Raton, FL : CRC Press, 1981.

WEAST R. C. (1986). – Handbook of chemistry and physics. 67st ed. Boca Raton, FL : CRC Press, 1986.

YOSHIDA H., TANAKA N. and HOZUMI H. (1997). - Theoretical Study on Heat Transport Phenomena in a Sanitary Landfill. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 109-120.

YUEN S. T.S. (1999). - Bioreactor Landfills Promoted By Leachate Recirculation . A Full-Scale Study. *Thesis, PhD Dissertation*. University of Melbourne, March 1999.

YUEN S. T. S., McMAHON T. A. and STYLES J. R. (2000). – Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering*. Dec 2000, pp. 1088-1095.

ZEISS C. (1997). - A Comparison of Approaches to the Prediction of Landfill Leachate Generation. *Sardinia 97 Sixth International Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, pp. 13-22.

ZEISS C. and MAJOR W. (1993). – Moisture flow through municipal solid waste : pattern and characteristics. *Journal of Environmental Systems*, 22(3), pp. 211-232.

ZEISS C. and UGUCCIONO (1995). – Mechanisms and patterns of leachate flow in municipal solid waste landfill. *J. Environmental Systems*, Vol. 23(3), pp. 247-270, 1994-95

ZORNBERG J. G., JERNIGAN B. L., SANGLERAT T. R. and COOLEY B. H. (1999). - Retention of Free Liquids in Landfills Undergoing Vertical Expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Vol. 125, No 7, pp. 583-594.

ANNEXES

Annexe 1 : Evapotranspiration -Formule de Penman

L'équation de Penman-Monteith est formulée ainsi :

$$L ET = \frac{\Delta(R_n - G) + r \cdot C_p \cdot \frac{(e_a - e_d)}{r_a}}{\Delta + g \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad \text{A 1}$$

avec :

- R_n : rayonnement net (MJ·m⁻²) ;
- L : chaleur latente de vaporisation de l'eau (MJ·kg⁻¹) ;
- ET : flux d'eau massique (kg·m⁻²) ;
- G : flux de chaleur entre le système et le sol (MJ·m⁻²) ;
- Δ : pente de la courbe de pression saturante (kPa·°C⁻¹) ;
- γ : constante psychrométrique (kPa·°C⁻¹) ;
- e_a : pression de vapeur saturante (kPa) ;
- e_d : pression de vapeur au point de rosée (kPa) ;
- r_a : résistance aérodynamique (s·m⁻¹) ;
- r_s : résistance de surface de la culture de référence (s·m⁻¹).

Dans l'équation, le premier terme du numérateur est un terme énergétique, tandis que le second est un terme aérodynamique. Dans ce cas, on oppose au flux de chaleur latente deux résistances, r_c et r_h, mais seulement r_h, au flux de chaleur sensible. Cette équation n'est théoriquement utilisable que si les mesures sont effectuées dans une zone et seulement si le couvert satisfait au postulat de feuille unique (big leaf), c'est-à-dire, si les sources de flux de chaleur sensible et latente se trouvent à la même hauteur et à la même température. Cette dernière hypothèse est valable pour les couverts continus ou pour les surface de sol nu et non pour un couvert discontinu.

Chaleur latente de vaporisation (MJ·kg⁻¹)

$$L = 2,501 - (2,361 \cdot 10^{-3}) \cdot T \quad \text{A 2}$$

T : température de l'air (°C)

Pente de la courbe de pression de vapeur saturante (kPa·°C⁻¹)

$$\Delta = \frac{2504 \cdot \exp\left(\frac{17,27T}{T + 237,3}\right)}{(T + 237,3)^2} \quad \text{A 3}$$

Constante psychrométrique (kPa·°C⁻¹)

$$g = \frac{C_p \cdot P}{e \cdot L} \cdot 10^{-3} = 0,00163 \frac{P}{L} \quad \text{A 4}$$

P : pression atmosphérique (kPa) ;
 C_p : chaleur spécifique de l'air humide (1,013 kJ·kg⁻¹·°C⁻¹) ;
 ε : rapport du poids moléculaire de la vapeur d'eau sur l'air sec (0,622) ;
 L : chaleur latente de vaporisation (2,45 MJ·kg⁻¹).

Constante psychrométrique modifiée (kPa·°C⁻¹)

$$g^* = g \cdot \left(1 + \frac{rs}{ra}\right) \approx g \cdot (1 + 0,34 \cdot U_2) \text{ pour la culture de référence} \quad \mathbf{A\ 5}$$

Pression atmosphérique (kPa)

$$P = P_0 \cdot \left(\frac{T_{k0} - \alpha_1(z - z_0)}{T_{k0}}\right)^{\frac{g}{\alpha_1 R}} = 101,3 \cdot \left(\frac{293 - 0,0065 \cdot z}{293}\right)^{5,26} \quad \mathbf{A\ 6}$$

P_0, z_0, T_{k0} : pression atmosphérique, altitude et température (en K) au niveau de la mer ;
 g : accélération gravitationnelle (9,8 m·s⁻²) ;
 R : constante des gaz parfaits (287 J kg⁻¹·K⁻¹) ;
 α_1 : 0,0065 K·m⁻¹.

Masse volumique de l'air

$$r = \frac{1000 \cdot P}{T_{kv} \cdot R} = 3,486 \cdot \frac{P}{T_{kv}} \quad \mathbf{A\ 7}$$

T_{kv} : température virtuelle (K) = $T_k \cdot \left(1 - 0,378 \frac{e_d}{P}\right)^{-1}$;

T_k : température absolue (K) ;
 e_d : pression de vapeur au point de rosée (kPa).

Pression de vapeur saturante (kPa)

$$e_a = e^\circ(T) = 0,611 \cdot \exp\left(\frac{17,27 \cdot T}{T + 237,3}\right) \quad \mathbf{A\ 8}$$

Pression de vapeur réelle (kPa)

$$e_d = \frac{1}{2} \left[e^\circ(T_{\min}) \cdot \frac{RH_{\max}}{100} + e^\circ(T_{\max}) \cdot \frac{RH_{\min}}{100} \right] \quad \mathbf{A\ 9}$$

RH_{\max}, RH_{\min} : humidités relatives journalières extrêmes (max et min)

Rayonnement extraterrestre journalier (MJ·m⁻²·d⁻¹)

$$R_a = \frac{24 \cdot 60}{p} \cdot G_{sc} \cdot d_r \cdot (w_s \sin j \sin d + \cos j \cos d \sin w_s) \quad \mathbf{A\ 10}$$

G_{sc} : constante solaire = 0,0820 (MJ·m⁻²·min⁻¹) ;

D_r : distance relative Terre-Soleil = $1 + 0,033 \cos\left(\frac{2p}{365} J\right)$ (m) ;

J : nombre du jour Julien ;

$$\delta : \text{déclinaison solaire} = 0,409 \sin \left(\frac{2p}{365} J - 1,39 \right) (\text{rad}) ;$$

φ : latitude du site (rad) ;

ω_s : angle solaire horaire = $\arccos(-\tan j \tan d)$ (rad).

Rayonnement net journalier ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)

$$R_n = R_{ns} + R_{nl} \quad \text{A 11}$$

R_{ns} : rayonnement net pour les longueurs d'onde courte ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) ;

R_{nl} : rayonnement net pour les grandes longueurs d'onde ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

$$R_{ns} = (1 - \alpha) R_s \quad (\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}) \quad \text{A 12}$$

R_s : rayonnement global ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) ;

α : albédo (=0,23 en moyenne pour un gazon).

$$R_{nl} = -\left(a_c \cdot \frac{R_s}{R_{so}} + b_c \right) \cdot (a_1 + b_1 \sqrt{e_d}) \cdot \sigma \cdot \frac{(T_{k\max}^4 + T_{k\min}^4)}{2} \quad (\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}) \quad \text{A 13}$$

R_{so} : rayonnement solaire par ciel clair = $(0,75 + 2 \cdot 10^{-5} \cdot z) \cdot R_a$ ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) ;

z : altitude du site (m) ;

σ : constante de Stefan-Boltzmann = $4,9 \cdot 10^{-9}$ ($\text{MJ m}^{-2}\cdot\text{K}^{-4}\cdot\text{d}^{-1}$) ;

a_c, b_c, a_1, b_1 : paramètres recommandés (1,35 ; -0,35 ; 0,34 ; -0,14) respectivement.

Densité de flux de chaleur du sol ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)

$$G = c_s d_s (T_j - T_{j-1}) \quad \text{A 14}$$

d_s : profondeur efficace estimée du sol (m) ;

c_s : capacité calorifique du sol = 2,1 ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{°C}^{-1}$) ;

T_j, T_{j-1} : températures moyennes du jour J et du jour J-1.

Vitesse du vent (m s^{-1})

$$U_2 = U_z \frac{\ln \left(\frac{z_2 - d}{z_{om}} \right)}{\ln \left(\frac{z_m - d}{z_{om}} \right)} \quad \text{A 15}$$

U_z : vitesse du vent moyenne mesurée à la cote z ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;

U_2 : vitesse du vent moyenne mesurée à 2 mètres ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ;

z_m : cote de la mesure de la vitesse du vent (m) ;

z_2 : cote standard à 2 m de la mesure de la vitesse du vent (m) ;

z_{om} : paramètre de rugosité dynamique = $0,123h_c$;

h_c : hauteur de culture (0,08 – 0,15 m) = 0,12 m dans le cas d'un gazon de référence.

$$d = \frac{2}{3} h_c$$

Résistance de surface de la culture de référence ($s \cdot m^{-1}$)

$$r_s = \frac{r_i}{0,5 \cdot LAI} \approx 70 \quad \mathbf{A\ 16}$$

r_i : résistance stomacale d'une feuille simple = 100 pour une période de 24 h ;
 LAI : Leaf Area Index, = $24 \cdot h_c$ pour un gazon tondu (clipped).

Résistance aérodynamique ($s \cdot m^{-1}$)

$$r_a = \frac{\ln\left(\frac{z_m - d}{z_{om}}\right) \cdot \ln\left(\frac{z_h - d}{z_{oh}}\right)}{k^2 \cdot U_z} \quad \mathbf{A\ 17}$$

k : constante de Von Karman = 0,41 ;
 z_h : cote des mesures de température et d'humidité (m) ;
 z_{oh} : paramètre de rugosité pour les vapeurs de chaleur et d'eau (m).

Dans le cas d'un sol nu, la formule de Penman est modifiée ainsi :

$$LET = \frac{\Delta(R_n - G) + r \cdot C_p \cdot \frac{(e_a - e_d)}{r_a}}{\Delta + g \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \cdot \frac{1}{1 + \frac{g}{g + \Delta} \frac{r_s}{r_a}} \quad \mathbf{A\ 18}$$

Annexe 2 : Ruissellement - Méthode SCS Curve Number

Cette méthode très répandue aux USA est utilisée dans HELP pour modéliser le ruissellement. Elle a été développée dans le cadre de fortes pluies sur de petits bassins versants. Cette formule est basée sur l'hypothèse que le rapport entre la quantité réelle de ruissellement et le potentiel maximal de ruissellement est égal au rapport entre la quantité d'infiltration réelle et le potentiel maximal de rétention.

$$Q = P' - S' \quad \text{A 19}$$

Où

Q = Ruissellement réel (cm) ;

P' = Ruissellement potentiel maximum (cm) ;

S' = Potentiel de rétention maximum après que le ruissellement ait commencé (cm).

L'équation suivante donne la relation entre les précipitations, le ruissellement et la rétention (la différence entre la pluie et le ruissellement) pour chaque point de la courbe de ruissellement.

$$\frac{F}{S'} = \frac{Q}{P'} \quad \text{A 20}$$

Où

F = rétention réelle après le début du ruissellement, cm (cumul de la hauteur d'eau infiltrée dans le sol).

$$= P' - Q \quad \text{A 21}$$

En substituant F ,

$$\frac{P' - Q}{S'} = \frac{Q}{P'} \quad \text{A 22}$$

Si on considère une absorption initiale du bassin (I_a), la courbe de ruissellement est décalée par la quantité de pluie qui tombe avant que le ruissellement débute.

$$P' = P - I_a \quad \text{A 23}$$

$$\frac{P - I_a - Q}{S'} = \frac{Q}{P - I_a} \quad \text{A 24}$$

P = Pluie réelle (cm) ;

I_a = absorption initiale, cm (hauteur d'eau retenu en surface ne participant pas au ruissellement).

Les deux termes de rétention S et S' sont égaux . $S = S'$

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S} \quad \text{A 25}$$

Des données de pluie et de ruissellement provenant d'un grand nombre de petits bassins versants expérimentaux indiquent une approximation raisonnable de l'absorption initiale (USDA 84).

$$I_a = 0.2 S \quad \text{A 26}$$

Ce qui donne :

$$Q = \frac{(P - 0.2 S)^2}{(P + 0.8 S)} \quad \text{A 27}$$

Soit :

$$\frac{Q}{S} = \frac{P}{S} - 1.2 - \frac{1.0}{\frac{P}{S} + 0.8} \quad \text{A 28}$$

Le paramètre de rétention (S) est transformé pour donner le fameux "Curve Number". CN, pour permettre des interpolations, des moyennes et des opérations plus proches de la linéarité. La relation entre CN et S est :

$$CN = \frac{1000}{S + 10} \quad \text{A 29}$$

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad \text{A 30}$$

Tableau An1 : Ordres de grandeur de CN* (source : National Engineering Handbook 1972).

	Hydrologic Soil Group			
	A	B	C	D
SOL NU	77	86	91	94
CULTURE, avec rotations				
Culture en rang, mauvaise gestion	72	81	88	91
Culture en rang, bonne gestion	65	75	82	86
Céréales, mauvaise gestion	65	76	84	88
Céréales, bonne gestion	61	73	81	84
Prairie	55	69	78	83
PATURAGE, permanent, enherbement moyen	39	61	74	80
BOIS, permanent, non enherbé	25	55	70	77
Routes, surface dures, toitures	74	84	90	92

A - Gravier et sable bien drainés, haute perméabilité.

B – Sol de texture fine à grossière moyen/bon drainage, perméabilité moyenne.

C – Sol de texture fine, bien drainé, perméabilité faible.

D – Mauvais drainage, sol de type argileux, très faible perméabilité.

* Pour des teneurs en eau moyenne dans un bassin versant.

Le ruissellement Q_i est calculé pour le jour i , à partir de l'équation 9 basée sur la pluie nette P_i . La pluie nette est zéro quand la température est inférieure ou égale à 0 °C; égale à la pluie réelle quand la température est supérieure à 0 °C et qu'il n'y a pas de neige; ou égale aux flux liés à la fonte de neige quand la température est supérieure à zéro.

$$P_i = \begin{cases} 0.0 & \text{for } T_i \leq 32 \text{ } ^\circ F \\ R_i & \text{for } T_i > 32 \text{ } ^\circ F, SNO_{i-1} = 0.0 \\ O_i - EMELT_i & \text{for } T_i > 32 \text{ } ^\circ F, SNO_{i-1} > 0.0 \end{cases} \quad \text{A 31}$$

où

P_i = pluie nette ou neige fondue disponible pour le ruissellement pour le jour i (cm) ;

R_i = pluie du jour i (cm) ;

O_i = flux provenant de la fonte des neiges soumis au ruissellement pour le jour i (cm) ;

$EMELT_i$ = évaporation de la neige fondue pour le jour i (cm) ;

SNO_{i-1} = volume d'eau équivalent à la couverture neigeuse de la fin du jour $i-1$ (cm).

- Ajustement du CN à l'humidité.

Le paramètre de rétention S varie, pour un sol donné, en fonction de l'humidité. Comme l'eau n'est pas distribuée de manière homogène dans le sol, et que l'humidité proche de la surface influence plus fortement l'infiltration que l'humidité dans le reste du profil, le paramètre de rétention est pondéré. La zone d'évapotranspiration est divisée en 7 segments

$$D_1 = EZD / 36$$

$$D_2 = 5 EZD / 36$$

$$D_3 = D_4 = D_5 = D_6 = D_7 = EZD / 36$$

avec :

D_j : longueur du segment j (cm) ;

EZD : profondeur de la zone d'évapotranspiration (cm).

$$S = \sum_{j=1}^{j=7} S_j W_j \quad \text{A 32}$$

$$S_j = \begin{cases} S_{mx} \left[1 - \frac{SM_j - [(FC_j + WP_j)/2]}{UL_j - [(FC_j + WP_j)/2]} \right] & \text{pour } SM_j > (FC_j + WP_j)/2 \\ S_{mx} & \text{pour } SM_j \leq (FC_j + WP_j)/2 \end{cases} \quad \text{A 33}$$

avec

W_j : coefficient de pondération du segment j (sans unité) ;

S_{mx} : valeur maximale de S (cm) ;

SM_j : hauteur d'eau du segment j (cm) ;

UL_j : stockage de l'eau dans le segment j à saturation (cm) ;

FC_j : stockage de l'eau dans le segment j à la capacité au champ (cm) ;

WP_j : stockage de l'eau dans le segment j au point de rétention (cm).

$$W_j = 1.0159 \left[e^{-4.16 \frac{D_{j-1}}{EZD}} - e^{-4.16 \frac{D_j}{EZD}} \right] \quad \text{A 34}$$

- Prise en compte du type de végétation

$$CN_{II0} = C_0 + C_1 \cdot IR + C_2 \cdot IR^2 \quad \text{A 35}$$

Où :

CN_{II0} = CN modifié par le type de sol et la végétation (pour une pente faible) ;

C_0 = Constante de régression pour un type de végétation donné ;

C_1 = Constante de régression pour un type de végétation donné ;

C_2 = Constante de régression pour un type de végétation donné ;

IR = Paramètre d'infiltration pour un type de sol donné.

Tableau An2 : Constantes utilisées dans l'équation A35.

Végétation en couverture	C_0	C_1	C_2
Sol nu	96.77	-20.80	-54.94
Enherbement faible	93.51	-24.85	-71.62
Enherbement moyen	90.09	-23.73	-158.4
Enherbement fort	86.72	-43.38	-151.2
Enherbement excellent	83.83	-26.91	-229.4

Les relations entre CN_{II0} , la végétation et la texture du sol sont montrés dans la figure suivante :

- Prise en compte de la pente

$$CN_{II} = 100 - (100 - CN_{II0}) \left(\frac{L^*}{S^*} \right)^{CN_{II0}^{-0.81}} \quad \text{A 36}$$

Où

L^* = longueur standardisée de la pente (L/500 ft) ;

S^* = Pente standardisée (S/0.04).

CN_I est relié à CN_{II} par la relation polynomiale suivante :

$$CN_I = 3.751 \cdot 10^{-1} CN_{II} + 2.757 \cdot 10^{-3} CN_{II}^2 - 1.639 \cdot 10^{-5} CN_{II}^3 + 5.143 \cdot 10^{-7} CN_{II}^4 \quad \text{A 37}$$

CN_I est directement utilisé dans l'équation (11) pour donner S_{mx} .

Toute la démarche du calcul du ruissellement par la méthode du « Curve number » est résumée dans l'organigramme suivant :

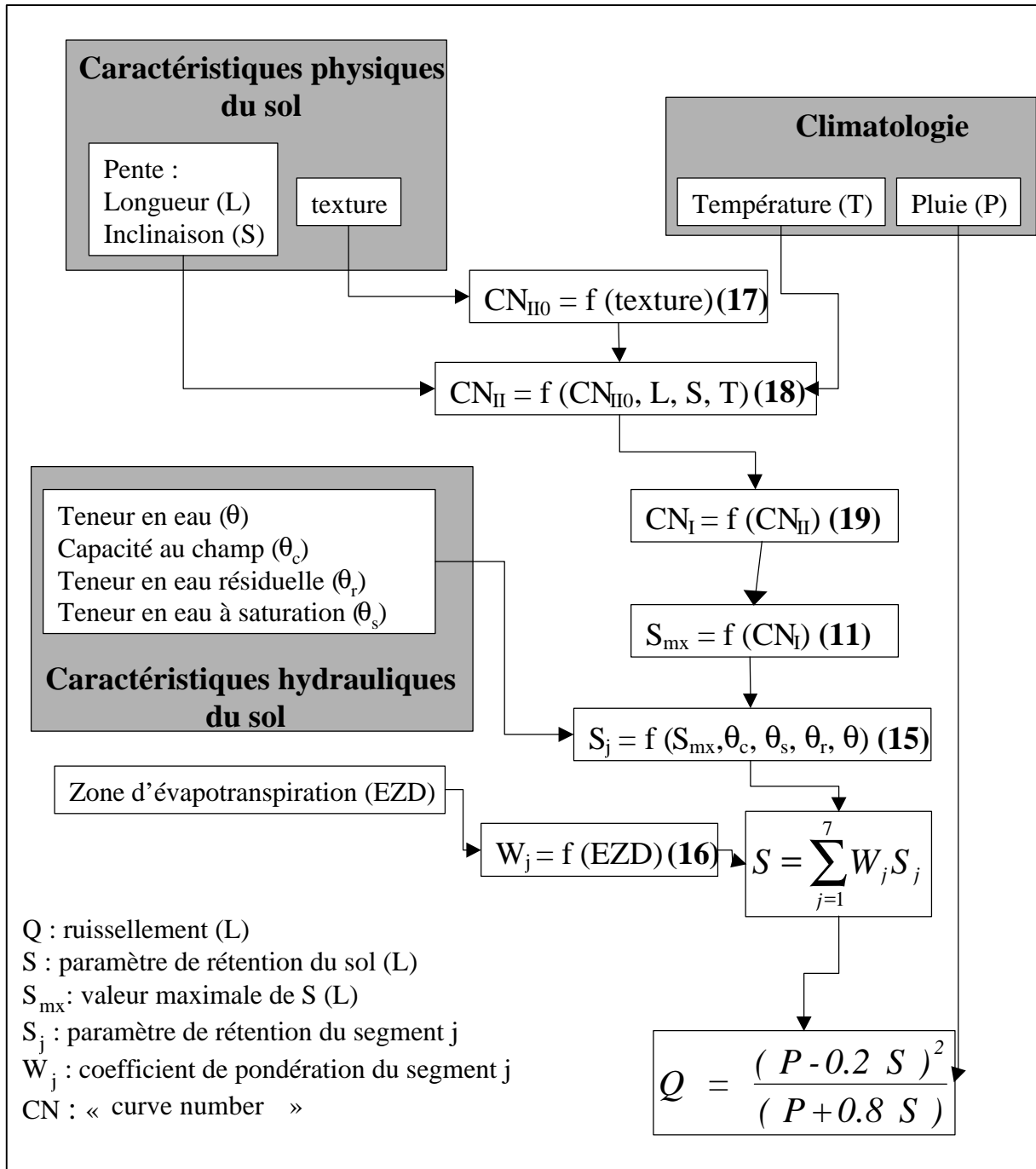


Figure An1 : Méthode SCS « curve number » : organigramme

Une origine de la formule SCS Curve Number :

La formule SCS-CN peut être retrouvée à partir de la relation empirique pluie-ruissellement développée par Mockus (1949) :

$$Q = P [1 - (10)^{-bP}] \quad \text{A 38}$$

Ou Q : ruissellement direct (m)

$$P = \text{Pluie} - I_a \quad (\text{m}) \quad \text{A 39}$$

B : coefficient de calage tenant compte de l'humidité du sol, du type de sol, de la végétation, de la saison, du type de pluie).

$$\text{Soit } B = b \ln(10) \quad \text{A 40}$$

On peut écrire :

$$Q/P = 1 - e^{-BP} \quad \text{A 41}$$

En dérivant on obtient :

$$\frac{dQ}{dP} = B(P - Q) + \frac{Q}{P} \quad \text{A 42}$$

Le premier terme tient compte des pertes et le second des excès en pluie. En respectant la condition que $Q = 0$ lorsque $P = 0$, la solution de A42 donne A41.

La formule de Mockus peut être retrouvée à partir du bilan hydrique :

$$Q = P - L \quad \text{A 43}$$

$$\text{Ou } L = F + I_a \quad \text{A 44}$$

Ce terme représente la quantité d'eau retenue en surface et en profondeur par le sol durant l'épisode pluvieux.

Supposons que :

$$\frac{dL}{dP} = a - L \quad \text{A 45}$$

Soit

$$\frac{dL}{dP} = -BL \quad \text{A 46}$$

Avec B constante.

$$\frac{dL}{L} = -BdP$$

$$\ln L = -BP + \text{constante} \quad \mathbf{A\ 47}$$

La constante peut être calculée à partir des limites, quand $P \rightarrow 0$, $L \rightarrow P$, ce qui implique que la constante approche $\ln P$. Donc :

$$L = P e^{-BP} \quad \mathbf{A\ 48}$$

En combinant A48 et A43, on obtient :

$$Q/P = 1 - e^{-BP} \quad \mathbf{A\ 49}$$

On retrouve bien la formule de Mockus.

Un développement limité de A49 donne :

$$\frac{Q}{P} = 1 - \left[1 - BP + \frac{(BP)^2}{2!} - \frac{(BP)^3}{3!} + \dots + (-1)^n \frac{(BP)^n}{n!} \right] \quad \mathbf{A\ 50}$$

Où n est un entier. Pour $BP < 1$, A51 peut être raisonnablement approximée par

$$\frac{Q}{P} = 1 - \left[1 - BP + (BP)^2 - (BP)^3 + \dots + (-1)^n (BP)^n \right] \quad \mathbf{A\ 51}$$

ou

$$\frac{Q}{P} = BP \left[1 - (BP) + (BP)^2 - (BP)^3 + \dots + (-1)^n (BP)^n \right] \quad \mathbf{A\ 52}$$

$$\frac{Q}{P} = \frac{BP}{1 + BP} \quad \mathbf{A\ 53}$$

$$\text{Soit } B = 1/S \quad \mathbf{A\ 54}$$

$$\frac{Q}{P} = \frac{P}{S + P} \quad \mathbf{A\ 55}$$

En remplaçant P par (P-Ia) dans A55 on obtient A25.

Ainsi la méthode SCS-CN est cohérente avec la méthode empirique proposée par Mockus(1949). La principale hypothèse est que $BP < 1$.

ANNEXE 3 : Les critères d'erreur

- **Le critère de Nash**

Les critères graphiques sont des outils appréciables pour juger de la qualité d'un modèle. Ils demeurent néanmoins des estimateurs subjectifs. Un critère quantitatif basé sur l'erreur quadratique et l'erreur absolue peut être utilisés pour évaluer les performances des modèles. Par analogie avec l'hydrologie, le critère de Nash peut être utilisé (Nash and Sutcliffe, 1970). Il permet de comparer l'écart quadratique d'une variable par rapport à la variance. Le modèle est d'autant meilleur que le Nash est proche de 1. Il est défini par :

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (D_{obs,i} - D_{calc,i})^2}{\sum_{i=1}^n (D_{obs,i} - \overline{D_{obs}})^2} \quad \text{A 56}$$

où $D_{obs,i}$ et $D_{calc,i}$ sont respectivement les données observées et simulées au pas de temps i , $\overline{D_{obs}}$ la moyenne des données observées et n le nombre total de pas de temps de la période d'étude.

- **Le coefficient de corrélation**

Le coefficient de corrélation est calculé selon la formule suivante :

$$r_{x,y} = \frac{Cov(X,Y)}{s_x \cdot s_y} \quad \text{A 57}$$

où

$$-1 \leq r_{x,y} \leq 1$$

et

$$Cov(X,Y) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - m_x) \cdot (y_i - m_y)$$

avec :

m_x : moyenne des x .

ANNEXE 4 : Les formules rapides

Lors de la présentation des formules rapides utilisées pour calculer les volumes de lixiviat générés par un casier de CSD, les notations suivantes vont être utilisées :

S	:	surface totale de la zone de stockage ;
V	:	volume total de lixiviats d'un C.E.T ;
V _{exp}	:	volume de lixiviats correspondant à la surface en exploitation ;
V _{réa}	:	volume de lixiviats correspondant à la surface réaménagée ;
P	:	pluviométrie moyenne annuelle ;
Pe	:	pluie moyenne efficace (les déchets sont assimilés à un sol pour le calcul de Pe que l'on considère comme percolant dans son intégralité à travers le massif de déchets) ;
t	:	temps ;
AESN	:	Agence de l'Eau Seine Normandie ;
Créa	:	coefficient de réaménagement établi par l'AESN.

- Méthode "ANRED 1986"

Cette formule très simple, tient uniquement compte de la surface du site et de la pluviométrie :

$$V = P/4 S$$

Cette méthode n'intègre pas le type de surface en exploitation et en réaménagement.

- Méthode "TORCY 1994/1996 – ANTEA, AESN, FDC"

Cette formule, en plus de la surface et de la pluviométrie, intègre aussi la qualité de la couverture :

$$\begin{aligned} V_{\text{exp}} &= 0,6 P S_{\text{exp}} && \text{pour une zone sans couverture} \\ V_{\text{réa}} &= 0,43 P S_{\text{réa}} && \text{pour une zone couverte avec 0,5 m d'argile à } 10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1} \\ V_{\text{réa}} &= 0,16 P S_{\text{réa}} && \text{pour une couverture semi-perméable type K2} \end{aligned}$$

Et avec des données tirées d'expérimentations autres que Torcy la formule devient :

$$\begin{aligned} V_{\text{réa}} &= 0,1 P S_{\text{réa}} && \text{pour couverture avec 1 m d'argile à } 10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1} \\ V_{\text{réa}} &= 0,01 P S_{\text{réa}} && \text{pour couverture étanchée par géomembrane soudée} \end{aligned}$$

- Méthode "ADEME 1998"

Elle est utilisée pour le calcul des garanties financières en post exploitation. Le calcul s'effectue donc sur 30 ans à partir du réaménagement final de la dernière alvéole en exploitation (nécessité de prévoir l'exploitation future du site). Il est à noter que cette formule à une vocation financière et ne se base pas sur une étude scientifique.

Le volume (volume résiduel) concernant la zone en exploitation est considéré comme étant :

$$V_{\text{exp}} = P/4 \text{ Sexp}$$

Si les déchets sont de catégorie D ou fermentescibles (selon le Guide Technique, version de l'AM du 9/9/97), la couverture a les caractéristiques suivantes :

- 1 m d'argile $10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$;
- un niveau drainant ;
- de la terre végétale.

La formule est :

$$V_{\text{réa}} = P/4 \cdot e^{-2/3 t} \text{ Sréa}$$

Elle est appliquée jusqu'à une valeur seuil correspondant à 10 % du volume résiduel.

Si les déchets sont de catégorie E ou non fermentescibles, la couverture comporte les couches suivantes :

- 1 m d'argile $10^{-9} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$;
- une géomembrane ;
- un niveau drainant ;
- de la terre végétale.

La formule est :

$$V_{\text{réa}} = P/4 e^{-t} \text{ Sréa}$$

Elle est appliquée jusqu'à une valeur seuil correspondant à 10 % du volume résiduel.

- Méthode "AESN 1998"

Utilisée pour le calcul de la redevance lixiviats, elle se présente sous la forme :

$$\begin{aligned} V_{\text{exp}} &= P \text{ Sexp } 0,6 \\ V_{\text{réa}} &= P \text{ Sréa } 0,4 \text{ Créa} \end{aligned}$$

- Créa = 0 Excellent : aménagement conduisant à l'absence totale de percolation d'eau ;
- Créa = 0,05 Très bon : membrane étanche ;
- Créa = 0,25 Bon : argile + terre végétale ;
- Créa = 0,5 Moyen : argile ;
- Créa = 0,7 Médiocre : terre végétale > 0,3 m ;
- Créa = 1 Mauvais : aucun réaménagement limitant.

- Méthode "DDAE" au 30/09/98

Elle est employée par FAIRTEC pour estimer le volume de lixiviat d'un C.E.T dans le cadre d'un pré-dimensionnement du bassin de collecte.

$$\begin{aligned} V_{\text{exp}} &= P_e \text{ Sexp} \\ V_{\text{réa}} &= \text{Sréa } P/6 \end{aligned}$$

Le réaménagement est de type couverture en matériau étanche, soit 1 m d'argile à $10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ + niveau drainant + terre végétative.

ANNEXE 5 : Disposition des sondes dans les déchets

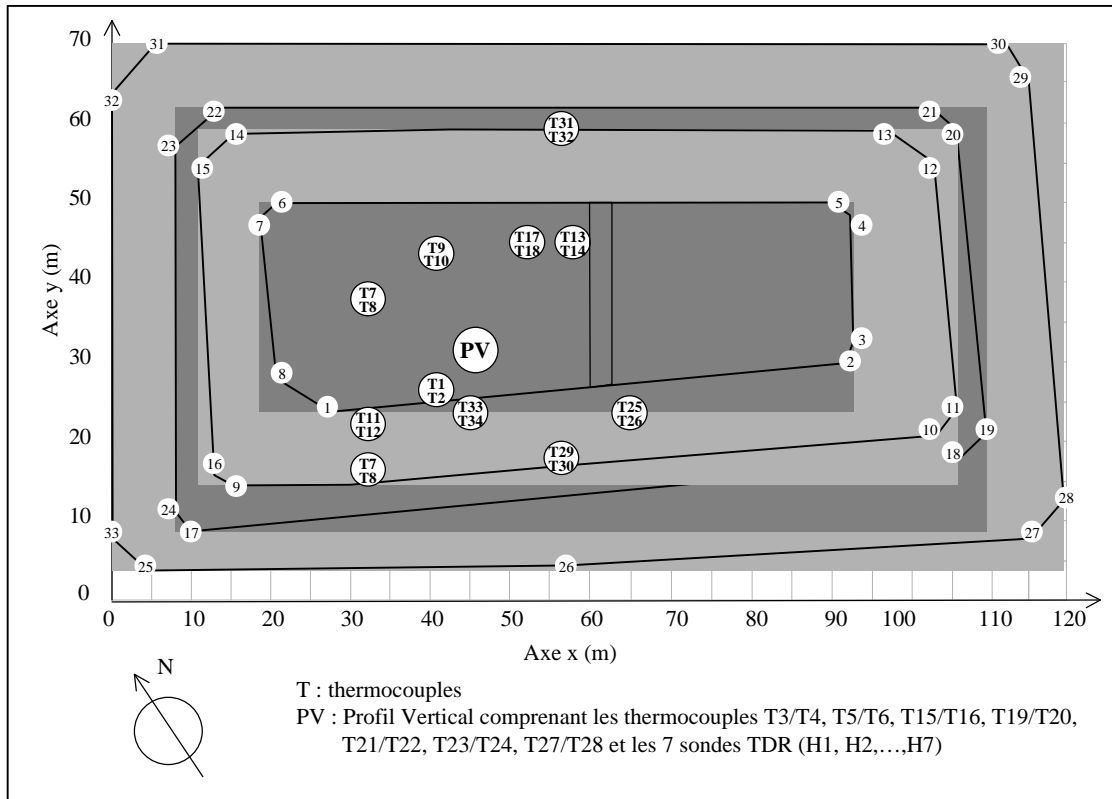


Figure An2 : Disposition des thermocouples dans les déchets

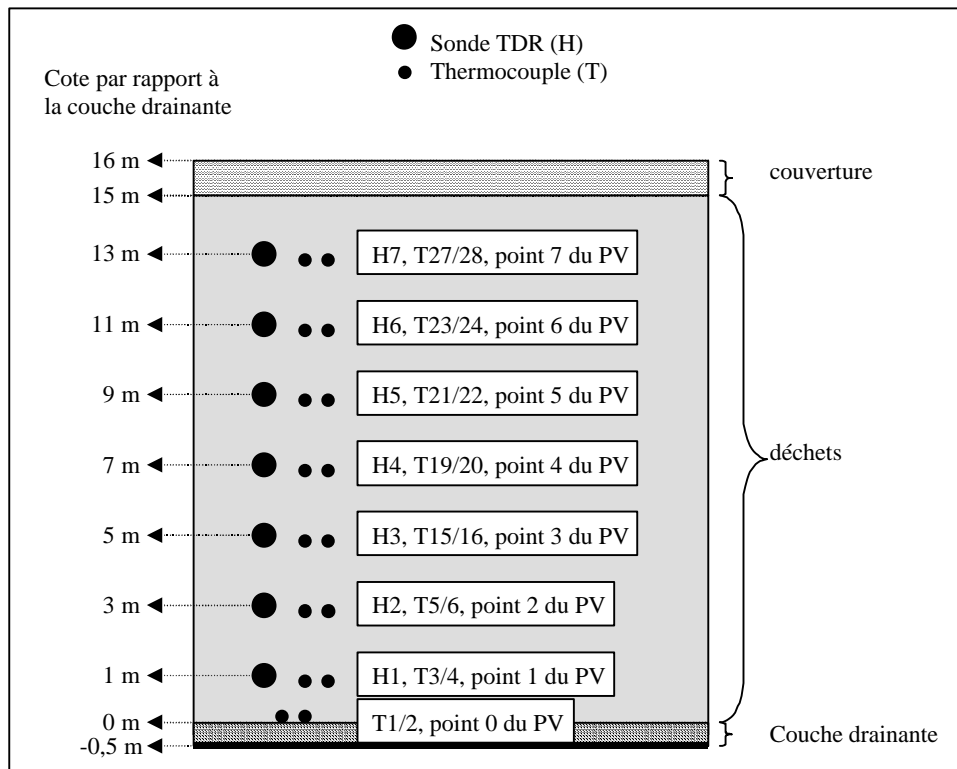


Figure An3 : Description du profil vertical (PV)