Programme ELIA

Etude du comportement des déchets après 5,8 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels

Fiches de synthèse

19/10/2010) Veolia Environnement Recherche & Innovation

CONVENTION ADEME/CREED :

N°0306C0097 du 29/12/2003 : ELIA
N°0706C016 du 02/10/2007 : ELIA2

COORDINATION TECHNIQUE ADEME :

Isabelle HEBE, Département GEODE – Direction Déchets – Sols – ADEME (Angers)

CONTACT VEOLIA ENVIRONNEMENT R&I :

Estelle REDON

REMERCIEMENTS :

ECOGEOS : Marie-Amélie MARCOUX, Franck OLIVIER

GRESE (ENSIL) : Geneviève FEUILLADE

IRCELYON (LACE) : Jean CARRE

VEOLIA PROPRETE : Frédéric SAMSON, Sébastien MACHARD

VEOLIA ENVIRONNEMENT R&I : Daphné CHABRIER, Julien GOEURY, Thomas LAGIER, Raphaël LORNAGE

RÉCAPITULATIF DES FICHES ELIA

SOMMAIRE

Sommaire		
N° Fiche	Titre	Nb de page
00	Récapitulatif des fiches ELIA	2 p.
01	Enjeux et objectifs du programme	3 p.
02	Présentation et suivi des pilotes expérimentaux	7 p.
03	Le pré-traitement mécanique et biologique avant enfouissement	9 p.
04	Les bilans	3 p.
05	Le biogaz produit au cours du stockage	7 p.
06	Les composés organiques volatils (COV)	7 p.
07	Émissions liquides et gazeuses des différentes filières de stockage	6 p.
08	Comportement hydro-mécanique des déchets	7 p.
09	Partenaires, collaborations et prestataires	3 p.
10	Valorisation des travaux de recherche	4 p.

ABRÉVIATIONS

Tableau des abréviations	
Abréviation	Signification
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
AGV	Acides Gras Volatils
ATD - GC - MS	Thermodésorbeur Automatisé couplé à une analyse GC - MS
AT_4	Activité respiratoire à 4 jours
BMP	Biochemical Methane Potential
C	Carbone
Ca^{2+}	Ion Calcium
CFC	ChloroFluoroCarbure
CH_4	Méthane
CIT	Carbone Inorganique Total
Cl^-	Ion Chlorure
COT	Carbone Organique Total
COV	Composé Organique Volatil
CO_2	Dioxyde de carbone
CS_2	Sulfure de Carbone
DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DMDS	DiMethyl DiSulfide
DMS	DiMethyl Sulfide
DTQD	Déchet Toxique en Quantité Dispersée

RÉCAPITULATIF DES FICHES ELIA

Tableau des abréviations	
Abréviation	Signification
ELIA	Environmental Landfill Impact Assessment
EPER	European Pollutant Emission Register
Fe	Fer
FID	Flame Ionisation Detector
FPD	Flame Photoionisation Detector
Gb_{inf}	Gas Bildung test à l'infini (jusqu'à stabilisation)
GB_{21}	Gas Bildung test (à 21 jours)
GC	Gas Chromatography
GC - ECD	Gas Chromatography - Electron Capture Detector
GC - MS	Gas chromatography - mass spectrometry
GES	Gaz à Effet de Serre
GSB	GéoSynthétique Bentonitique
H_2O	Eau
H_2S	Hydrogène sulfureux
ISDND	Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux
ISPM	Incremental Settlement Prediction Model
L/S	Ratio Liquide sur Solide
Mg^{2+}	Ion Magnésium
MO	Matière Organique
MODECOM™	MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères
N	Azote
NH_3	Ammoniac
NH_4^+	Ion ammonium
NO_2^-	Ion nitrite
NO_3^-	Ion nitrate
NTK	Azote Total Kjeldahl
N_2O	Protoxyde d'azote
OM	Ordures Ménagères
O_2	Dioxygène
P	Phosphore
PCI	Pouvoir Calorifique Inférieur
PEHD	PolyEthylène Haute Densité
PRG	Potentiel de Réchauffement Global
PTB	Pré-Traitement Biologique
PVC	PolyChlorure de Vinyle
SO_4^{2-}	Ion Sulfate
t_{DE}	Masse de déchets entrant dans la filière
t_{MH}	Masse humide exprimée en tonnes
t_{MS}	Masse sèche exprimée en tonnes
UO	Unité Odeur
$\%_{MH}$	Pourcentage calculé par rapport à une masse humide

ENJEUX ET OBJECTIFS DU PROGRAMME

CONTEXTE GÉNÉRAL

L'Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND) reste encore aujourd'hui le principal mode d'élimination des déchets dans le monde.

- En France : 34 % des 32 millions de tonnes / an
- En Europe : 42 % des 262 millions de tonnes / an[1]

Des évolutions réglementaires (aux niveaux européen, national et local)

De récentes évolutions réglementaires ont été apportées à la gestion des déchets et notamment au stockage en ISDND :

- ✓ Directive européenne 1999/31/CE « décharge » du 26 avril 1999, directive-cadre européenne « déchets » du 22 novembre 2008.
- ✓ Arrêté ministériel consolidé du 9 septembre 1997, Loi grenelle 1.

La directive européenne de 1999 en particulier a partiellement remis en question le mode de gestion actuel en installation de stockage. En effet, elle impose la réduction de la quantité de déchets biodégradables mis en décharge. Ainsi, au plus tard en 2016, la quantité de déchets biodégradables stockés devra être réduite à 35 % (en poids) de la quantité stockée en 1995. Cette obligation est cependant valable au niveau national et elle a été interprétée et mise en application de manière différente selon les pays européens.

En Allemagne et en Autriche, par exemple, une application stricte a été mise en place : des seuils de stabilité sont imposés sur les déchets enfouis (tests respirométriques, potentiels de production de biogaz, PCI, teneur en carbone organique…). En France par contre, la comptabilisation des quantités stockées est faite au niveau national, et non au niveau de chaque installation, ce qui permet de prendre en compte les quantités de matière organique valorisées par d'autres filières (valorisation agronomique et/ou retour au sol des déchets organiques, en particulier des boues).

La question de la post-exploitation

A la fin de la phase d'exploitation d'une installation de stockage, une période de suivi est obligatoire afin de s'assurer que le site ne présente pas de risque pour la santé et l'environnement. C'est la stabilisation du massif de déchets qui conditionne, d'une part, le retour des anciens sites de stockage à la collectivité et d'autre part, la levée des garanties financières des exploitants industriels. La durée pour atteindre cette stabilité dépend principalement des caractéristiques du déchet, du mode d'exploitation et des conditions environnementales, propres à chaque site. Ainsi, pour une installation de stockage ayant reçu des déchets biodégradables et gérée de manière conventionnelle (sans accélération de la biodégradation), la période de post-exploitation peut dépasser la durée de 30 ans généralement fixée par défaut.

[1] Eurostat (2009)

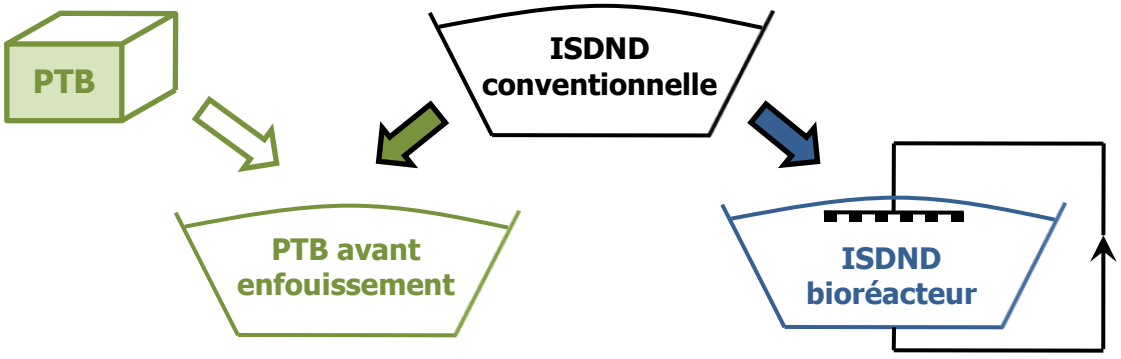
ENJEUX ET OBJECTIFS DU PROGRAMME

L'acceptabilité sociale des unités de traitement des déchets

Dans un contexte général de pénurie d'unités de traitement des déchets, lié notamment à leur faible niveau d'acceptabilité sociale, la justification des choix des filières de traitement doit s'appuyer sur des critères scientifiques en rapport avec les impacts environnementaux (émissions de gaz à effet de serre) et sanitaires des différentes filières étudiées. Par ailleurs, l'apparition de la notion de développement durable a donné naissance au concept de « sustainable landfill » ou installation de stockage durable dont un des piliers est de réduire la durée de vie d'une ISDND à l'échelle d'une génération.

EVOLUTION DES ISDND CONVENTIONNELLES

Pour différentes raisons, à la fois réglementaires, environnementales et sociales, la filière de stockage conventionnelle est en pleine mutation et les concepts d'exploitation d'installations de stockage en mode bioréacteur et intégrant un Pré-Traitement Biologique (PTB) en amont présentent de plus en plus d'intérêt.



Filière intégrant un Pré-Traitement Biologique (stabilisation)
—> Réduire / stabiliser la matière organique biodégradable avant enfouissement

Recirculation des lixiviats
(avec / sans préparation des déchets)
—> Accélérer la dégradation biologique des déchets une fois enfouis en ISDND

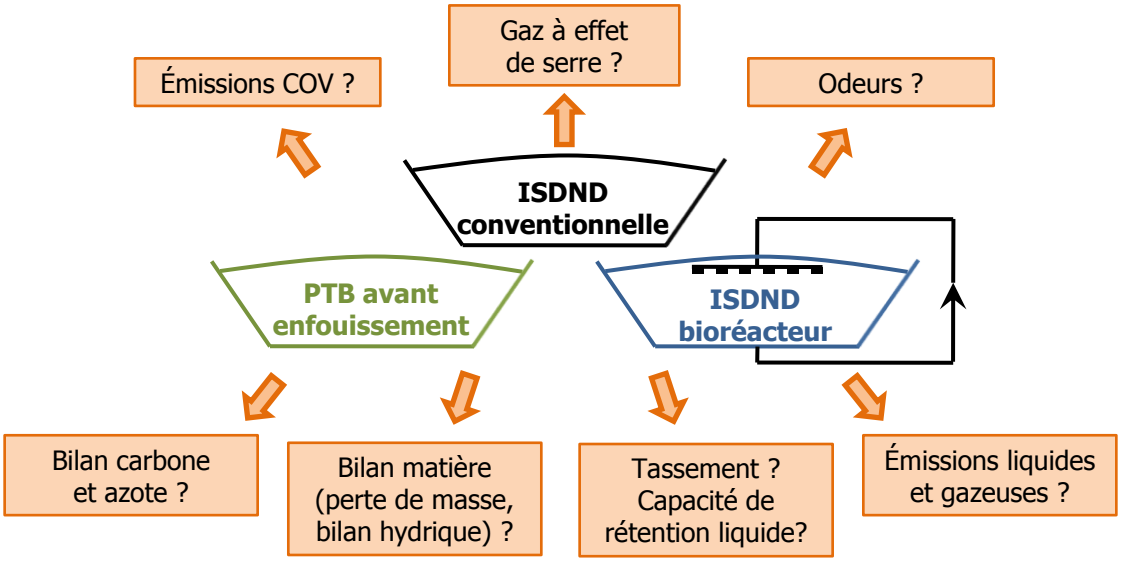
ENJEUX ET OBJECTIFS DU PROGRAMME

OBJECTIFS DU PROJET ELIA

➢ Evaluer et comparer dans des conditions strictement identiques les impacts environnementaux et sanitaires de trois filières de traitement des ordures ménagères résiduelles intégrant ou non des étapes de préparation mécanique et / ou de stabilisation biologique :

- ✓ l'enfouissement actuel selon l'arrêté consolidé du 9 septembre 1997 ;
- ✓ l'enfouissement selon le mode bioréacteur (recirculation des lixiviats) avec un broyage « grossier » en amont ;
- ✓ la stabilisation biologique (ou pré-traitement biologique) avant enfouissement.

➢ Acquérir des connaissances sur le comportement des déchets enfouis, collecter des données sur les bilans matières et sur les flux de polluants générés par les trois filières.



LE PROJET VISE ÉGALEMENT À :

✓ contribuer à l'acquisition de données sur les « impacts sanitaires » de la stabilisation biologique aérobie et de l'enfouissement, en particulier par la mesure quantitative des flux gazeux de composés susceptibles d'avoir des effets sur la santé ;

✓ acquérir des données sur le stockage du carbone, à travers l'établissement d'un bilan matière solide / liquide / gaz ;

✓ contribuer à l'acquisition d'informations sur les émissions de gaz à effet de serre (N_2O, Directive EPER…) ;

✓ caractériser l'état de stabilisation du déchet après incubation selon les différentes filières et contribuer à améliorer les connaissances du comportement à long terme des ISDND et de leur éco-compatibilité ;

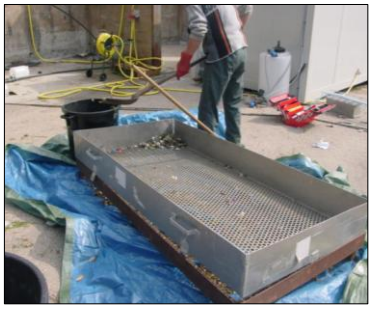
✓ mesurer les odeurs et les composés odorants issus des déchets frais et du biogaz ;

✓ obtenir des données permettant de valider les modèles biogaz ou autres gaz traces ;

✓ aider à la définition de paramètres permettant de mesurer la stabilité d'un déchet ;

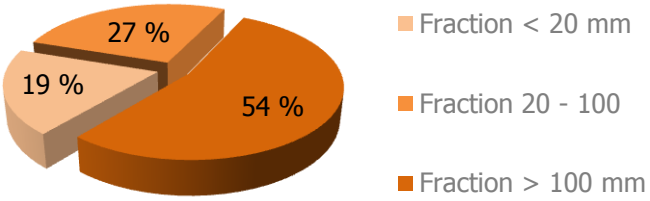
✓ comparer la matrice organique présente dans les lixiviats des différents casiers en fonction du temps et en fonction de la filière.

CARACTÉRISATION DU DÉCHET ENTRANT DANS LES FILIÈRES ETUDIÉES



Le déchet entrant dans les différentes filières est une Ordure Ménagère (OM), dont la composition et la répartition granulométrique ont été caractérisées sur un échantillon représentatif de 431 kg, selon une procédure simplifiée de MODECOM™ (tri sur humide, ADEME, 1999). Cette composition est très proche de celle de l'OM française moyenne caractérisée lors de la campagne MODECOM de 1993.

Répartition granulométrique



Le déchet solide a également été caractérisé à sa réception, au cours du traitement biologique et au moment de son enfouissement en casier de stockage :

- ✓ teneur en eau (séchage à 105 °C) ;
- ✓ matière organique (perte au feu) ;
- ✓ paramètres agronomiques : COT, NTK, rapport C/N, pH, formes minérales azotées ;
- ✓ potentiel méthanogène : BMP et GB_{21} ;
- ✓ respirométrie statique : AT_4 ;
- ✓ tests de lixiviation.

Composition			
Type de déchet	Catégorie	MODECOM 93 ($\%_{MH}$)	ELIA ($\%_{MH}$)
Biodégradables	Déchets de cuisine	13 %	10,7 %
	Déchets verts	15,6 %	12,7 %
	Fines organiques < 20 mm	-	11,4 %
	Papiers	16,1 %	12,3 %
	Cartons	10,7 %	7,1 %
	Composites		0,7 %
	Textiles	2,6 %	3,5 %
	Textiles sanitaires	3,1 %	3,6 %
	Combustibles non classés	3,3 %	0,6 %
Non-biodégradables	Métaux	4,1 %	2,6 %
	Plastiques	11,1 %	13,9 %
	Verre	13,1 %	10,8 %
	Incombustibles non classés	6,8 %	10,3 %
	Déchets Ménagers Spéciaux	0,5 %	0,4 %

$\%_{MH}$: pourcentage massique par rapport à la masse totale humide

PRÉ-TRAITEMENT DU DÉCHET AVANT STOCKAGE

Traitement mécanique du déchet

Les déchets destinés aux filières Bioréacteur et PTB ont subi un traitement mécanique consistant en un broyage grossier à l'aide d'un broyeur à marteaux industriel (TOLEMACH DRG). Ce traitement mécanique a permis une homogénéisation du déchet par l'ouverture des sacs poubelles et une réduction granulométrique grossière.

Réduction granulométrique :
73 $\%_{MH}$ < 100 mm

Andain de pré-traitement biologique

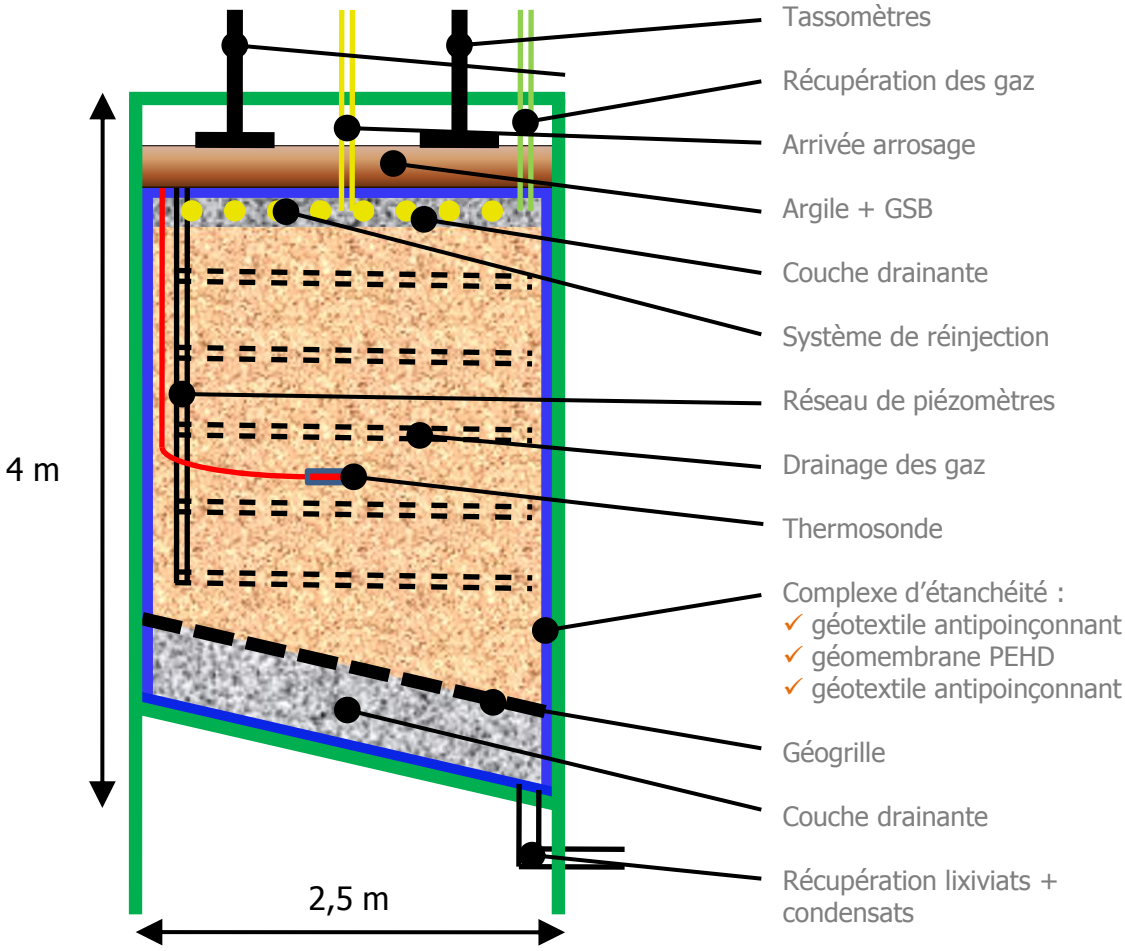
Un andain de pré-traitement biologique a été mis en place afin de recréer expérimentalement un procédé de traitement par aération forcée. Après pesée et humidification initiale, le déchet a été déposé sur une bâche PVC permettant de récupérer les lixiviats.

L'andain, de géométrie trapézoïdale, a été recouvert d'une double couche « géodrain-géomembrane » qui permet, d'une part, la canalisation des gaz émis par l'andain vers une conduite de sortie et d'autre part, la recondensation de la vapeur d'eau dans les alvéoles du géodrain et sa réinfiltration dans le déchet.

L'aération de l'andain a été réalisée par un ventilateur de débit nominal 2850 $Nm^3.h^{-1}$, qui souffle de l'air à travers deux canalisations perforées placées à la base de l'andain. L'aération du massif est commandée par la teneur en O_2 et la température du massif de déchet qui sont enregistrées en continu.

Dimensions de l'andain :
21 m de long, 6 m de large et environ 2 m de haut.
Quantité de déchets pré-traités :
37,46 t_{MH}

CASIERS EXPÉRIMENTAUX DE STOCKAGE



Volume des pilotes : 25 m³ **Quantité de déchets par pilote :** 10 t_{MH}

Le fond du casier suit une double pente afin d'obtenir un point bas (récupération des lixiviats par voie gravitaire). Le casier en acier est doublé par une cellule étanche composée d'un complexe géotextile - géomembrane - géotextile. Au fond de chaque casier a été disposée une couche drainante de 15 cm (silex concassés non calcaires diamètre 30 - 40 mm).

Le déchet a été enfoui initialement jusqu'à 25 cm du haut du casier où une couche de silex d'environ 15 cm a été disposée. Ce second massif drainant a permis le drainage du biogaz émis par le massif de déchets tout en accueillant le dispositif de simulation des précipitations ou de recirculation des lixiviats.

Mise en place du déchet dans les pilotes

Les déchets ont été disposés en couches minces de 20 à 30 cm environ et tassés à l'aide d'une plaque munie de « pieds de mouton » appuyée par une pelle mécanique.

Afin de simuler l'inertie thermique d'un massif de déchet réel et de conserver une température proche de 40 °C dans les pilotes, les casiers ont été isolés grâce à du compost d'ordures ménagères en cours de maturation.

CARACTÉRISTIQUES DU DÉCHET ENFOUI

	Casiers			
	Conventionnel	Bioréacteur	PTB1	PTB2
Gisement	OM (composition massique humide connue)			
Traitement mécanique	Aucun	Broyage grossier	Broyage grossier	Broyage grossier
Recirculation de lixiviat (en moyenne)	Aucune	1,2 $L.t_{MH}^{-1}.j^{-1}$	Aucune	Aucune
Traitement biologique aérobie (aération forcée)	Aucun	Aucun	12 semaines	25 semaines
Caractéristiques des déchets enfouis :				
Masse humide (t)	9,46	11,72	11,30	10,66
Teneur en eau (%)	28,1	28,1	40,2	37,1
Masse sèche (t)	6,80	8,43	6,76	6,71
Matière Organique ($\%_{MS}$)	61,9	61,9	48,0	39,4
AT_4 (mg O_2/g_{MS})	83	83	29	16
BMP (Nm^3 CH_4/t_{MS})	108 ± 22	108 ± 22	32 ± 6	9 ± 2
Densité humide initiale ($t_{MH}.m^3$)	0,47	0,59	0,58	0,54
Durée du stockage	5,8 ans	5,8 ans	5,6 ans	5,3 ans

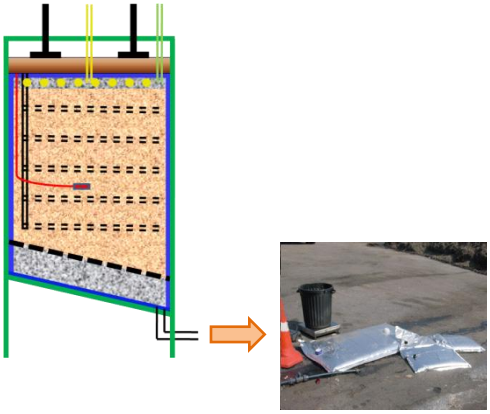
SUIVI RÉALISÉ : TEMPÉRATURE, BIOGAZ, LIXIVIATS ET TASSEMENTS

Suivi du massif de déchet : température et tassements

Au centre du casier à environ 2 m du fond, une thermosonde a permis de mesurer la température au sein du massif de déchets.

Deux tassomètres reposant sur le sommet du massif ont été placés dans la diagonale : ils permettent de suivre le tassement du déchet.

Suivi des émissions liquides

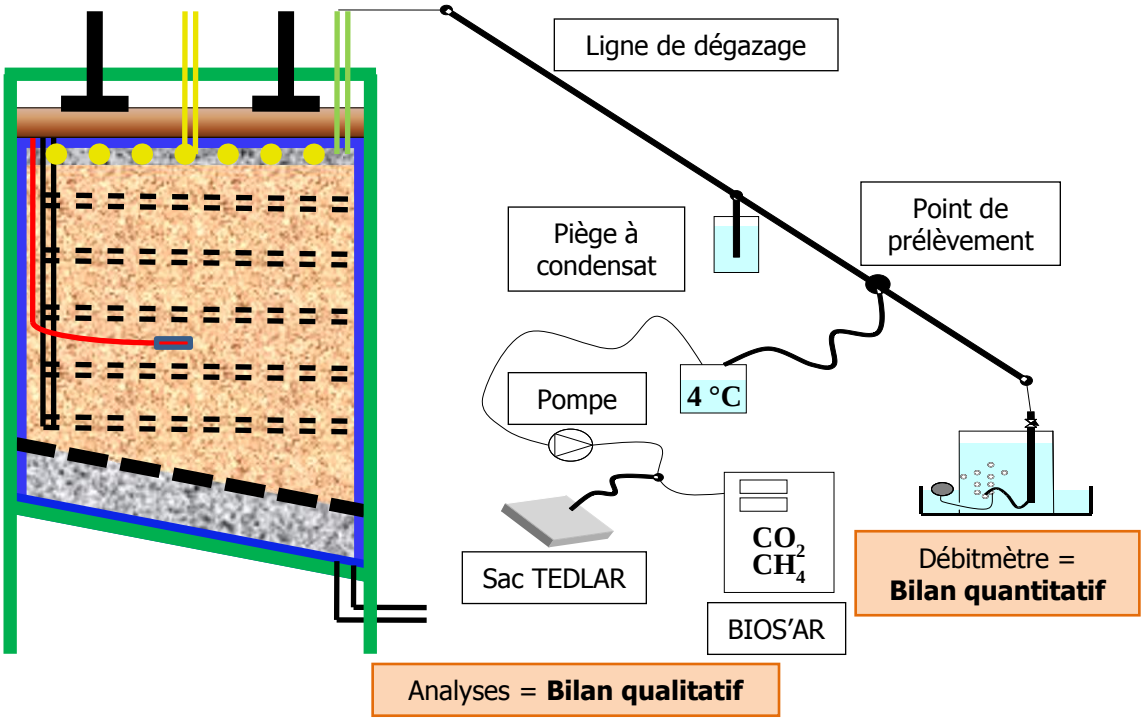


Les lixiviats ont été collectés par gravité dans des poches souples étanches (poche CAVIN) et quantifiés par pesée. Des analyses ont été réalisées selon les fréquences suivantes :

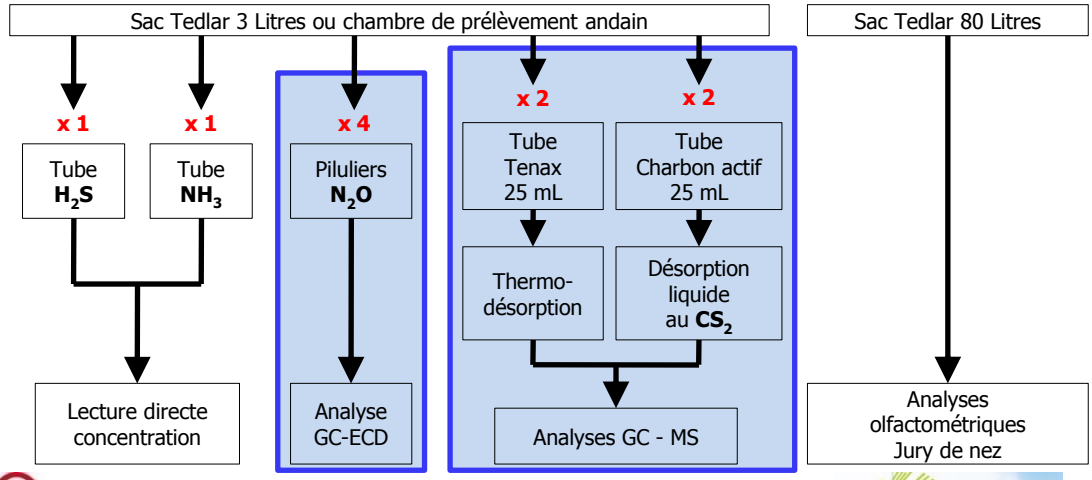
- ✓ Analyses kit Dr Lange : mensuelles
- ✓ Analyses normalisées (CAE) : trimestrielles
- ✓ Test de caractérisation de la matière organique (protocole de fractionnement de la matière organique - GRESE) : mensuels

Suivi du biogaz produit

Les casiers ont été équipés d'un réseau de captage de biogaz, basé sur le principe du pompage grâce à une légère dépression (entre -0,2 et -0,5 mbar) appliquée au pilote. Ce système permet l'évacuation et surtout la quantification du biogaz produit grâce à un système de débitmètre « cloche ». L'acquisition du débit de biogaz capté pour chaque pilote a été réalisée en continu grâce à un automate qui enregistre les évènements de vidange des cloches.



Sur chaque canalisation de biogaz, il a été mis en place un point de piquage sur lequel les prélèvements de biogaz ont été effectués. Le CO_2 et le CH_4 ont été suivis en continu grâce à un analyseur infrarouge BINOS équipé d'un condenseur à effet Peletier et d'un automate, le BIOS'AR, avec une cadence d'acquisition de 1 point de mesure par pilote toutes les 12 heures. Les gaz minoritaires ou gaz traces (NH_3, N_2O, H_2S et COV) ont été suivis ponctuellement, une fois par mois. Des mesures olfactométriques ont également été réalisées, afin de mesurer des flux d'odeur.



VEOLIA ENVIRONNEMENT — Cemagref Rennes — IRCELYON — aroma consult

EXCAVATION DES PILOTES

Après la période de stockage (cf. tableau « Caractéristiques du déchet enfoui » p.4), les déchets ont été excavés des pilotes et échantillonnés pour analyses de la matière résiduelle :

✓ Teneur en eau (totale, distribution spatiale, par catégorie de déchet)

✓ Caractérisation de la matière organique :

• Perte au feu à 550 °C

• Teneurs en COT, en Azote

• Fractionnement Van Soest (cellulose, hemicellulose, lignine)

• Ratio d'humification (acides humiques/fulviques)

• Tests respirométriques (AT_4)

• Potentiel production de méthane/biogaz (BMP, GB_{21})

• Tests enzymatiques

✓ Potentiels de lixiviation

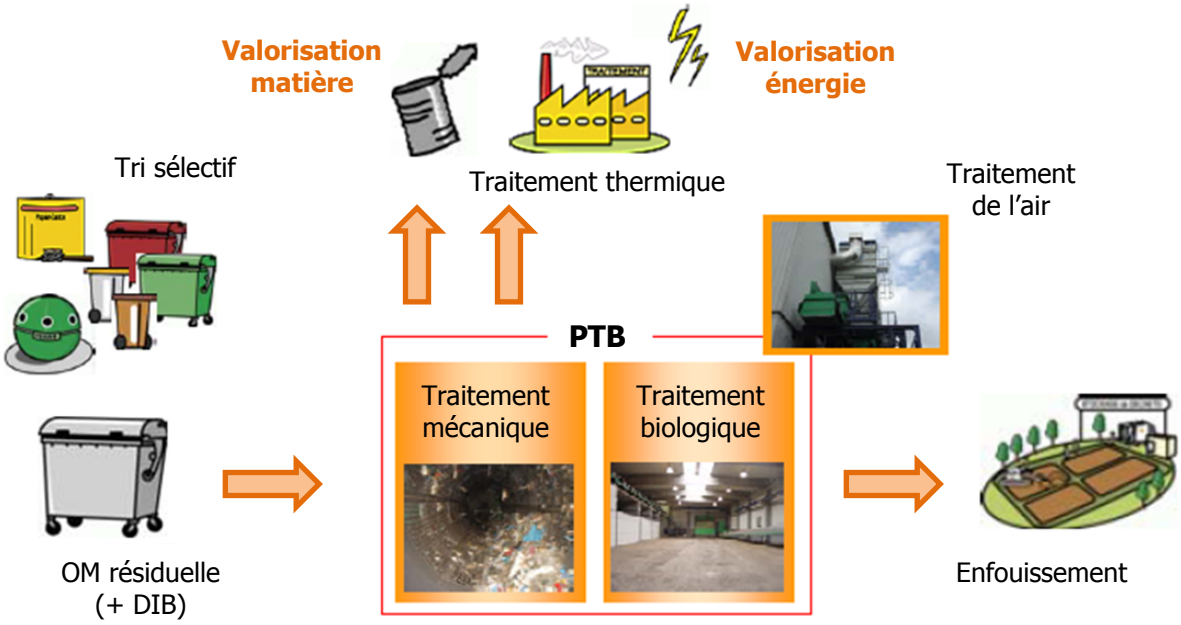
Principaux atouts des essais pilote ELIA

- Echelle semi-industrielle (25 m^3, 10 tonnes de déchets) ;
- Utilisation d'un même gisement de déchets pour trois filières ;
- Suivi sur une période de 6 ans ;
- Excavation du déchet résiduel pour vérifier les bilans massiques et contrôler l'état de stabilité du déchet après stockage.

LE PRÉ-TRAITEMENT MÉCANIQUE ET BIOLOGIQUE AVANT ENFOUISSEMENT

DÉFINITION DU CONCEPT DE LA FILIÈRE ET CONTEXTE FRANÇAIS

Le Pré-Traitement (mécanique et) Biologique avant enfouissement (PTB) vise à réduire la quantité et la réactivité biologique du déchet à enfouir. La perspective de récupérer une fraction des ordures ménagères pour une valorisation matière (par exemple les métaux) ou énergétique (fraction à haut Pouvoir Calorifique Inférieur (PCI)) afin de limiter les volumes de déchets à enfouir et de préparer les déchets à la phase biologique qui suit, a conduit les acteurs du métier du déchet à concevoir un traitement mécanique poussé en amont de la stabilisation biologique. Ainsi, la filière intégrant un pré-traitement mécanique et biologique a fait son apparition en Allemagne et en Autriche en s'intégrant dans un système global de gestion multi-filières des déchets.



Concept du PTB intégré dans un système global de traitement de déchets[1]

Cette filière peut se décliner en de nombreuses formules suivant les objectifs de stabilisation fixés par la réglementation, les débouchés pour les matériaux valorisables et bien entendu le type de déchet entrant.

La préparation mécanique du déchet consiste presque toujours en une combinaison broyage/criblage de laquelle ressortent au moins 2 fractions granulométriques. Alors que les fractions fines, riches en matières organiques, sont destinées à la stabilisation biologique, les fractions grossières (à haut PCI) sont plus intéressantes pour la valorisation énergétique. En cas d'absence de valorisation énergétique, ces fractions sont directement enfouies ou peuvent faire l'objet d'une valorisation matière. Le pré-traitement mécanique est souvent complété par une séparation des matériaux ferreux.

[1] Adib R. (2005). Le MBT en Allemagne & Autriche, Rapport d'avancement CREED/ADEME.

Le degré de technicité de la chaîne de pré-traitement, qui définit la composition et la stabilité du produit final destiné à être enfoui, est directement relié au contexte réglementaire en vigueur et fixe le coût de traitement engendré. Contrairement aux pays germanophones (Allemagne et Autriche) qui se sont dotés d'une réglementation stricte en matière d'enfouissement, notamment au niveau des critères d'acceptabilité des déchets en installation de stockage, la France n'impose, pour l'heure, aucune restriction quant à la qualité des déchets mis en décharge. Ainsi, les filières à haute technicité qui engendrent des coûts de traitement élevés (120 à 150 euros.t_{DE}^{-1})[2] ne trouvent pas forcément leur place dans le contexte français. De plus, les débouchés pour la fraction dite à « haut PCI » ne sont pas évidents puisque les incinérateurs français fonctionnent déjà à pleine capacité.

Il est nécessaire, dans le contexte français, d'apporter une valeur ajoutée par rapport à la filière conventionnelle, sans engendrer des coûts de traitements prohibitifs : gain environnemental, réduction de la masse de déchet à enfouir, gain de vide de fouille.

CHOIX DU TYPE DE FILIÈRE DANS LE CADRE DU PROJET ELIA

Dans ce contexte, le choix d'une filière **simple, à bas-coût,** a été fait, comprenant :

- **un traitement mécanique sommaire** (broyage grossier, sans séparation)
- **un pré-traitement aérobie :** afin de tester deux scénarios de stabilisation, le traitement biologique a été conduit **pendant 12 semaines** avant l'enfouissement d'une moitié des déchets traités, puis a été poursuivi **pendant 13 semaines** complémentaires sur la seconde moitié des déchets.

Traitement mécanique du déchet

Après homogénéisation dans la fosse de réception, les déchets ont subi un broyage grossier à l'aide d'un broyeur à marteaux industriel (TOLEMACH DRG). Etant donné le temps de séjour réduit dans le broyeur, il s'agit principalement d'une opération de déchiquetage et d'ouverture des sacs, ceci pour favoriser une bonne perméabilité à l'air du déchet en vue de son traitement biologique.

Réduction granulométrique :
73 $\%_{MH}$ < 100 mm

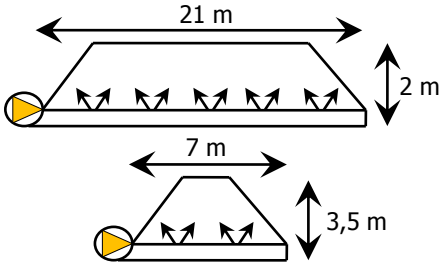
[2] Ecologic Umweltbundesamt (2004). Strategie für die Zukunft der Siedlungsabfall-entsorgung (Ziel 2020) – Kurzfassung. FuE-Vorhaben 201-32-324.

LE PRÉ-TRAITEMENT MÉCANIQUE ET BIOLOGIQUE AVANT ENFOUISSEMENT

Andains de pré-traitement biologique

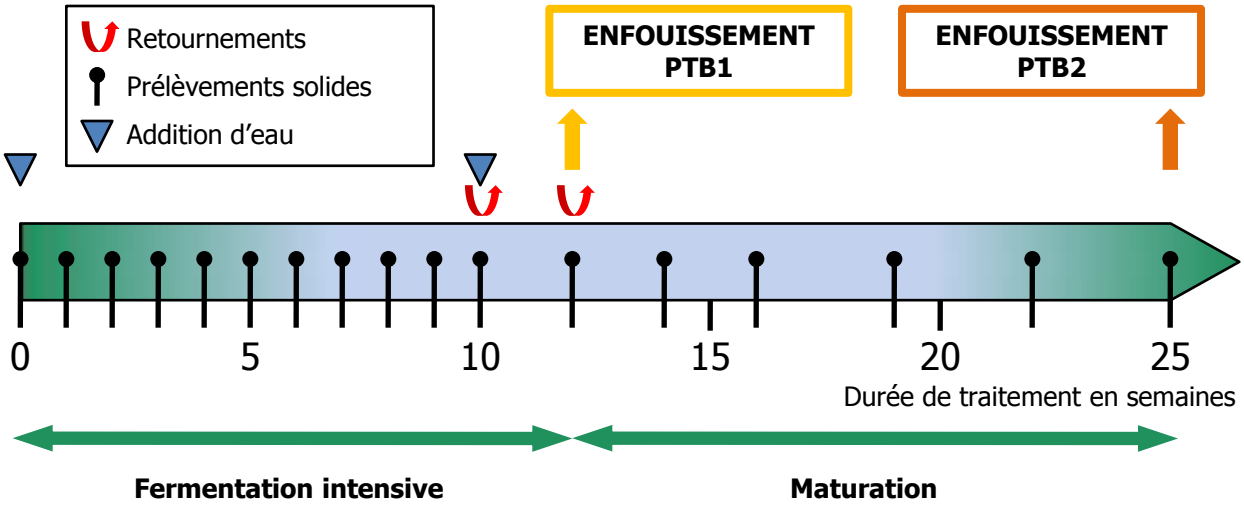
Un andain de pré-traitement biologique a été mis en place afin de recréer un procédé de traitement par aération forcée. Après pesée et humidification initiale (teneur en eau augmentée de 28,1 à 48,1 $\%_{MH}$), le déchet a été déposé sur une bâche PVC permettant de récupérer les lixiviats. L'andain, de forme trapézoïdale, a été recouvert d'une double couche « géodrain-géomembrane » qui permet la canalisation des gaz émis par l'andain vers une conduite de sortie ainsi que la recondensation de la vapeur d'eau dans les alvéoles du géodrain et sa réinfiltration dans le déchet.

L'aération de l'andain était assurée par un ventilateur de débit nominal 2850 $Nm^3.h^{-1}$, insufflant de l'air à travers deux canalisations perforées, de 18 m de long, placées à la base de l'andain. L'aération a été pilotée en fonction du taux d'oxygène (régulée entre 10 et 17 %) et de la température au sein de l'andain.



Dimensions de l'andain :
21 m x 6 m x 2 m de haut environ
Quantité de déchets pré-traités :
123 m^3, soit 37,46 t_{MH}

DÉROULEMENT DU PRÉ-TRAITEMENT



La stabilisation biologique s'est déroulée en 2 phases :

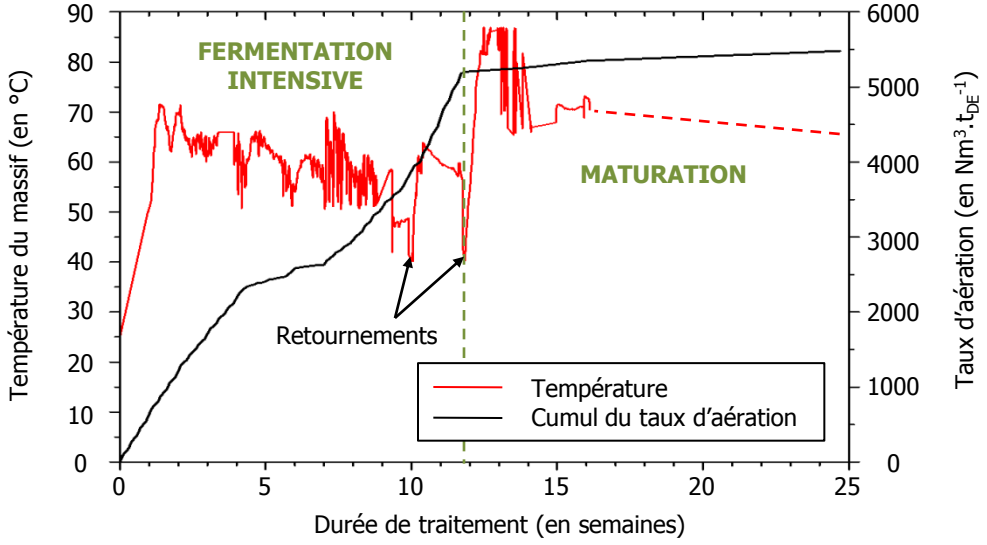
✓ une première phase de **dégradation intensive**, d'une durée de 12 semaines, durant laquelle l'aération pilotée a fonctionné en continu. La semaine 10 a été l'occasion d'un retournement et d'une humidification des déchets. Au terme de ces 12 premières semaines, un indice de stabilité suffisant (AT_4 = 16 mg/g_{MS}) a été atteint pour pouvoir remplir la première cellule expérimentale. Au cours de cette opération, les déchets restant ont été redisposés en andain de taille réduite. Ils ont été, par la même opération, retournés une nouvelle fois.

Taux d'aération, phase 1 : entre 2,9 et 144,1 $Nm^3.t_{DE}^{-1}.jour^{-1}$, soit un total de 5 183 $Nm^3.t_{DE}^{-1}$

✓ une seconde phase dite de **maturation**, ayant duré 13 semaines supplémentaires et durant lesquelles l'aération forcée a été programmée pour recréer au mieux les conditions d'un andain sur une plateforme de maturation (aération passive).
Remarque : les caractéristiques du procédé (aération forcée par la base du massif) ne sont pas adaptées à recréer des conditions de maturation ; c'est seulement par un réglage très modéré de l'aération que les conditions de maturation ont été simulées.

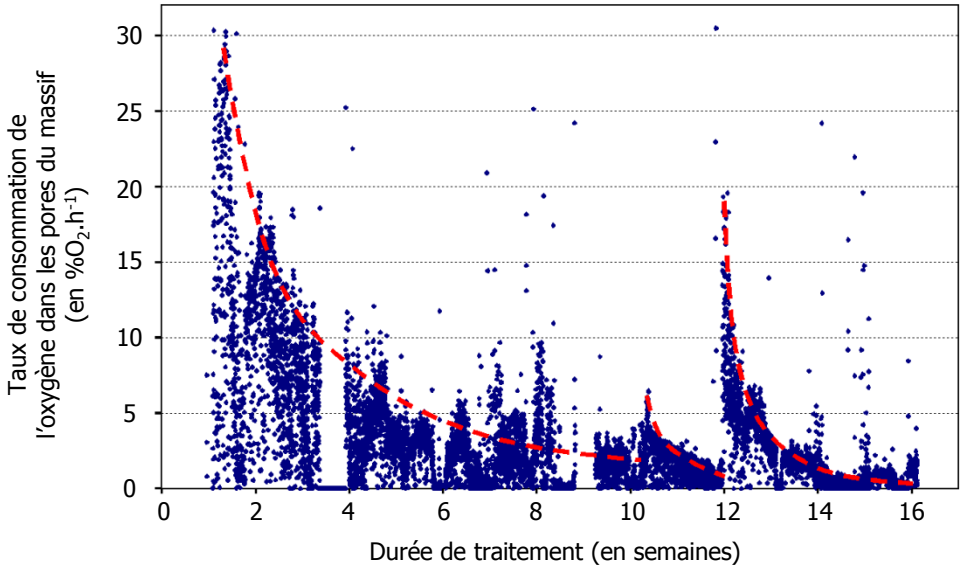
Taux d'aération, phase 2 : entre 2,1 et 6,2 $Nm^3.t_{DE}^{-1}.jour^{-1}$, soit un total de 297 $Nm^3.t_{DE}^{-1}$

PILOTAGE DU PROCÉDÉ

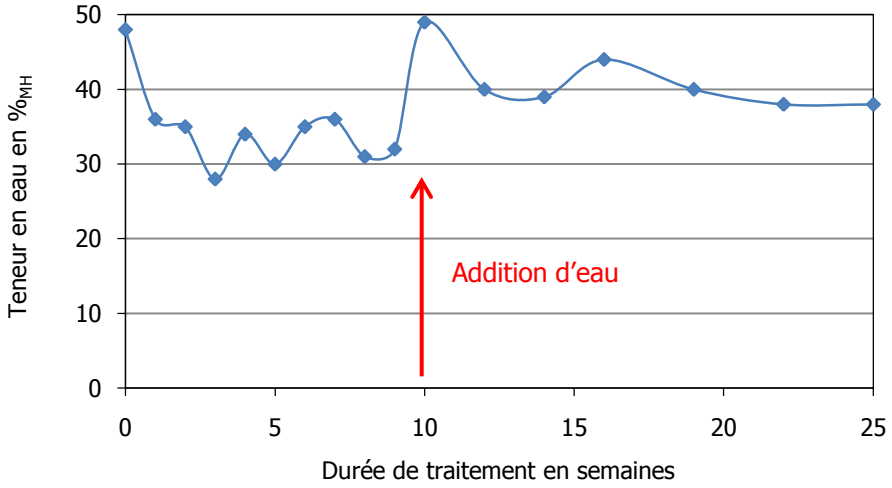


La température a atteint dès la première semaine les 60 - 70 °C et s'est maintenue pendant les 10 premières semaines entre 50 et 70 °C (dégradation de la MO facilement biodégradable). Les retournements ont induit un refroidissement du massif (contact du déchet avec l'air ambiant) puis une nette remontée en température.
Les fortes températures atteintes après le second retournement peuvent être liées à la baisse de l'aération (phase de maturation) et/ou à la meilleure inertie thermique de l'andain reconstruit (plus compact).

Importance des retournements



L'évolution du taux de consommation d'O_2 indique une décroissance exponentielle de la réactivité du déchet durant les 10 premières semaines de traitement.
La baisse brutale de la réactivité entre la 12ème et la 14ème semaine de traitement peut être reliée aux fortes températures relevées dans l'andain qui ont pu inhiber progressivement les microorganismes.



Malgré l'ajout d'eau initial en quantité, l'andain a rapidement été asséché et plusieurs raisons peuvent être avancées :

- ✓ forte perméabilité à l'air résultant de sa distribution granulométrique ;
- ✓ faible capacité de rétention du déchet du fait de sa forte teneur en plastiques ;
- ✓ taux d'aération élevé.

La teneur en eau a pu être un facteur limitant la biodégradation.

SUIVI RÉALISÉ

Suivi des émissions gazeuses		
Polluants gazeux	Prélèvement	Méthode analytique
Soufrés réduits (mercaptans, H_2S, DMS, DMDS)	Sacs Tedlar prélevés sur la conduite d'évacuation des gaz, au maximum 24 heures avant l'analyse	GC équipée d'un FPD (Flame Photoionisation Detector) ou d'un SRT (convertisseur SO_2 et analyse par fluorescence UV)
Méthane		GC équipée d'un FID (Flame Ionisation Detector)
Ammoniac	Tubes colorimétriques (Drägger, gamme 2-30 ppm)	
COV	Tubes remplis d'adsorbants : charbon actif Adsorbants polymères : Sphérocrab Tenax TA Chromosorb 106	Désorption liquide / analyse GC-MS Couplage ATD-GC-MS (Thermodésorbeur automatisé)
Concentration de l'odeur	Sacs Tedlar prélevés au maximum 30 heures avant l'analyse	Olfactométrie dynamique (norme NF EN 13 725) : jury de nez

Suivi des émissions gazeuses :
- Mesure du débit d'émission
- Détermination de la composition de l'émission et de sa variation temporelle

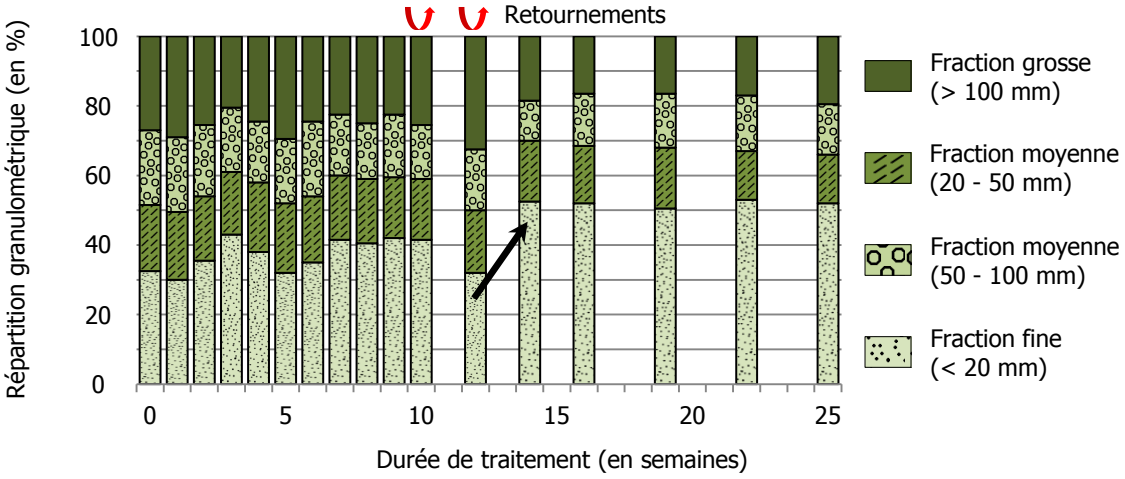
Suivi de l'évolution des paramètres solides :
- Fréquence :
prélèvements hebdomadaires pendant les 10 premières semaines, puis toutes les 2 à 3 semaines durant les 15 semaines suivantes
- Analyses réalisées :
répartition granulométrique, humidité, MO, Paramètres agronomiques (COT, NTK, C/N), BMP, AT_4

Suivi des émissions liquides :
- Récupération gravitaire des jus de l'andain en poches souples et pesée par balance de précision
- Caractérisation du pH, de la conductivité, des AGV, de la DCO, du COT et CIT, de l'azote (N_{total}, NTK, NH_4^+), des éléments Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe, P, SO_4^{2-} et Cl^-

RÉSULTATS

Performance du procédé

La présence de méthane dans les émissions gazeuses est révélatrice de conditions locales anoxiques, résultat d'un problème dans la gestion du pré-traitement aérobie (fréquence de retournement trop faible, une humidité trop élevée, une panne du système d'aération ou du suivi des paramètres procédés).
En particulier, l'impact des retournements est mis en évidence par l'évolution de la répartition granulométrique du déchet, qui est fortement abaissée suite aux 2 retournements réalisés aux semaines 10 et 12.



Procédé aérobie non optimisé dans le cadre de l'expérimentation
Importance des retournements

Stabilisation du déchet

La dégradation a eu lieu principalement durant les 15 premières semaines. L'intérêt de poursuivre le pré-traitement au-delà peut donc être remis en question, dans un contexte comme celui de la France, pour lequel il n'existe pas de contraintes réglementaires à l'enfouissement.

Caractéristiques des déchets à la fin du pré-traitement							
Déchet	Durée du pré-traitement	Répartition granulométrique*	MO	AT_4	GB_{21}	GB_{inf}	Perte de masse
	(semaines)	$\%_{MH}$ / $\%_{MH}$ / $\%_{MH}$ / $\%_{MH}$	$\%_{MS}$	mg O_2 / g_{MS}	Nl / kg_{MS}		$\%_{MS}$
Brut	0	19** / 27 / 54	61,9	83	135	210	-
Broyé	0	33 / 19 / 21 / 27	61,9	83	135	210	0
PTB1	12	32 / 18 / 17 / 33	48,0	29	19,6	59	27
PTB2	25	52 / 14 / 14 / 20	39,4	16	12,3	19,5	37

** Fraction < 20 mm / fraction 20 – 50 mm / fraction 50 – 100 / fraction > 100 mm*
*** Cette valeur comprend les fractions < 20 mm et 20 – 50 mm*

Le déchet après traitement respecte les critères allemands pour l'admission en ISDND (respect du seuil pour le GB_{21}), mais pas les critères autrichiens (non respect du seuil pour l'AT_4) (cf. ci-contre). Cette faible stabilisation peut être due :

✓ à l'absence de tri / séparation avant enfouissement : les papiers et cartons, qui sont enlevés dans le cas de seuils à l'enfouissement sur la valeur calorifique du déchet, ont des faibles constantes de biodégradation. Leur tri permet donc de modifier la composition de la fraction biodégradable et affecte directement les performances du procédé aérobie.

✓ au traitement mécanique succinct : de la répartition granulométrique dépend la surface offerte aux microorganismes pour la biodégradation. Elle peut donc avoir un impact sur la biodisponibilité de la matière organique et sur les performances globales de la dégradation.

Seuils allemands et autrichiens pour l'enfouissement en ISDND :

Allemagne :

$AT_4 < 5$ mg O_2 / g_{MS}
OU
$GB_{21} < 20$ Nl / kg_{MS}

Autriche :

$AT_4 < 7$ mg O_2 / g_{MS}
ET
$GB_{21} < 20$ Nl / kg_{MS}

Importants potentiels de biodégradation résiduels dans le cas du traitement de l'ensemble du flux de déchets (pas de séparation mécanique en amont du traitement biologique)

Émissions

La dégradation de la matière organique dans des conditions aérobies conduit à la formation, d'une part, de composés qualifiés de majoritaires (CO_2 et H_2O), et d'autre part, de composés à l'état de trace ou d'ultra trace (COV, NH_3, N_2O, CH_4, etc.).

La période de fermentation active, correspondant aux 12 premières semaines de traitement, représente la période la plus émissive tant quantitativement que qualitativement. Ceci s'explique par une plus grande activité biologique qui induit une forte demande en oxygène et donc une forte aération. La forte production de COV concorde avec une aération intensive qui facilite l'évacuation (mécanique ou par stripping) de ces composés.

Les résultats obtenus, tant en termes de concentration que de flux émissif, mettent en évidence un potentiel émissif non négligeable du pré-traitement biologique et du compostage d'ordures ménagères en général. Les résultats sont cependant à modérer du fait des conditions expérimentales un peu particulières qui ont pu favoriser les phénomènes d'émission, comme par exemple :

✓ le confinement de l'andain qui a favorisé l'échauffement du massif et le stripping des composés volatils, et qui n'a pas permis les échanges gazeux entre l'andain et l'air extérieur en absence d'aération, concentrant ainsi les émissions actives ;

✓ l'aération, qui avec un taux moyen de 5 475 Nm^3/tonne de déchets entrants, a favorisé la volatilisation et l'entraînement des composés volatils ;

✓ le traitement de l'ensemble du flux de déchets et donc de fractions non fermentescibles qui peuvent potentiellement être responsables d'émissions de polluants.

Conclusions sur le procédé :

Un optimum doit être trouvé entre les performances du pré-traitement mécanique et biologique et le bénéfice réel issu de ce procédé en termes de stabilisation de la matière organique. De plus, les contraintes économiques poussent vers un traitement le plus court possible pour un meilleur ratio durée/efficacité.

Les caractéristiques initiales du déchet entrant dans le traitement biologique sont prépondérantes sur l'efficacité du procédé :

- la réduction granulométrique du déchet semble nécessaire en l'absence de tri amont ;

- la présence de papiers et de cartons, souvent de taille importante, ralentit les cinétiques de dégradation du déchet et influence significativement les performances du traitement biologique.

La filière testée dans le cadre du projet ELIA, à savoir un traitement à bas coût sans traitement mécanique poussé, ne semble donc pas pertinente pour atteindre des seuils de stabilisation élevés. Le traitement biologique est cependant efficace pour éliminer la part de déchet rapidement biodégradable et peut donc être utilisé, sur des durées plus courtes, comme préparation du déchet avant enfouissement (avec comme objectif de diminuer le risque d'acidogénèse et de favoriser un démarrage plus rapide de la biodégradation).

Pour en savoir plus :

✓ ADIB R. (2005) Le MBT en Allemagne & Autriche, Rapport d'avancement CReeD/ADEME.

✓ LORNAGE R. (2005) Programme ELIA : Emissions gazeuses lors du pré-traitement biologiques d'ordures ménagères. Rapport interne CReeD. 89p.

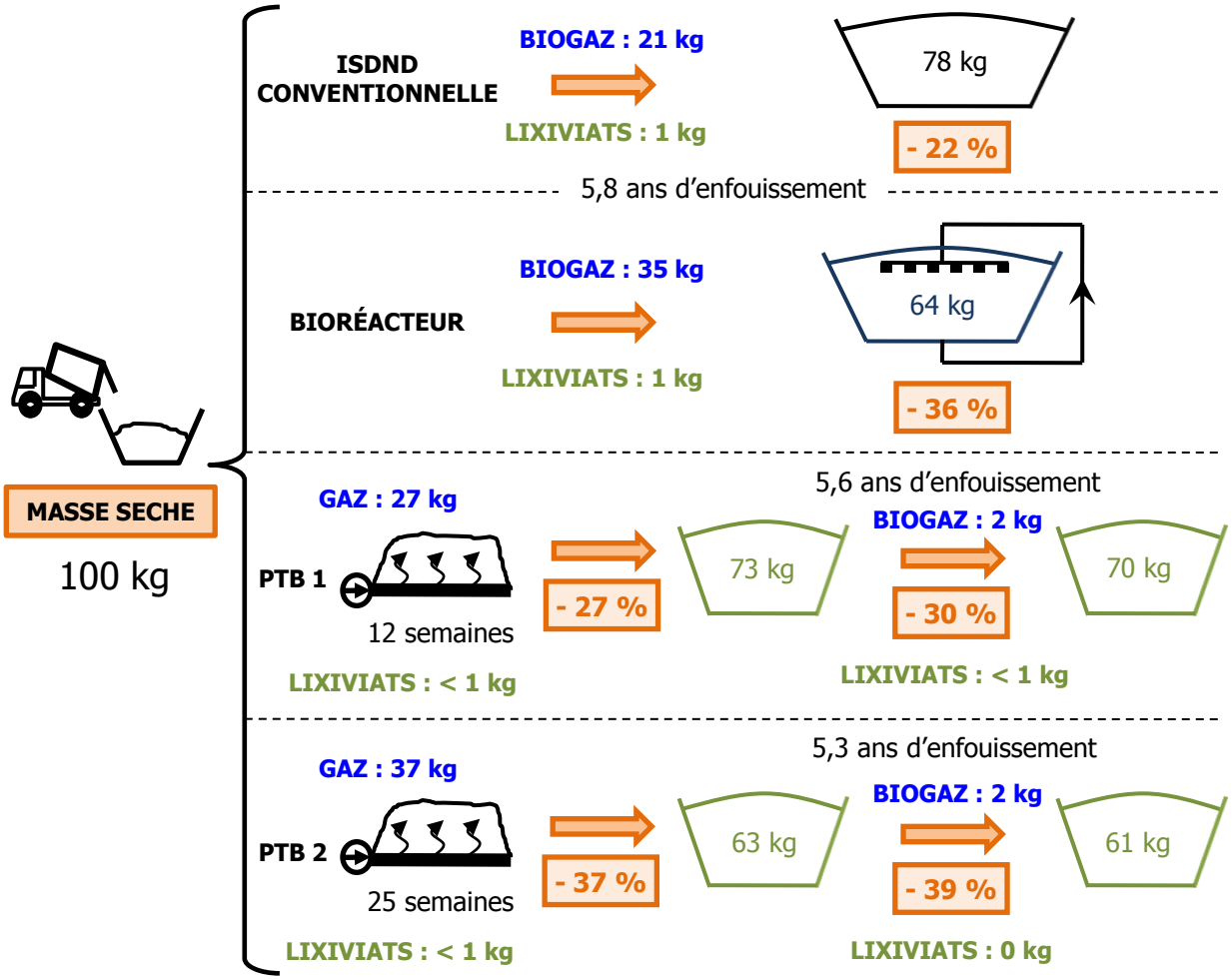
✓ REDON E. (2007) Le pré-traitement mécanique et biologique avant enfouissement : 10 questions pour savoir en parler… 50p.

✓ LORNAGE R., REDON E., LAGIER T., HEBE I., CARRE J. (2007) Performances of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. Waste Management, Vol. 27, pp. 1755-1764.

LES BILANS

La justification des choix des filières de traitement des déchets doit s'appuyer sur des critères scientifiques concernant le niveau de biodégradation du déchet et les impacts environnementaux de chaque filière. Pour cela, l'établissement de bilans chiffrés par filière est indispensable.

Bilan matière



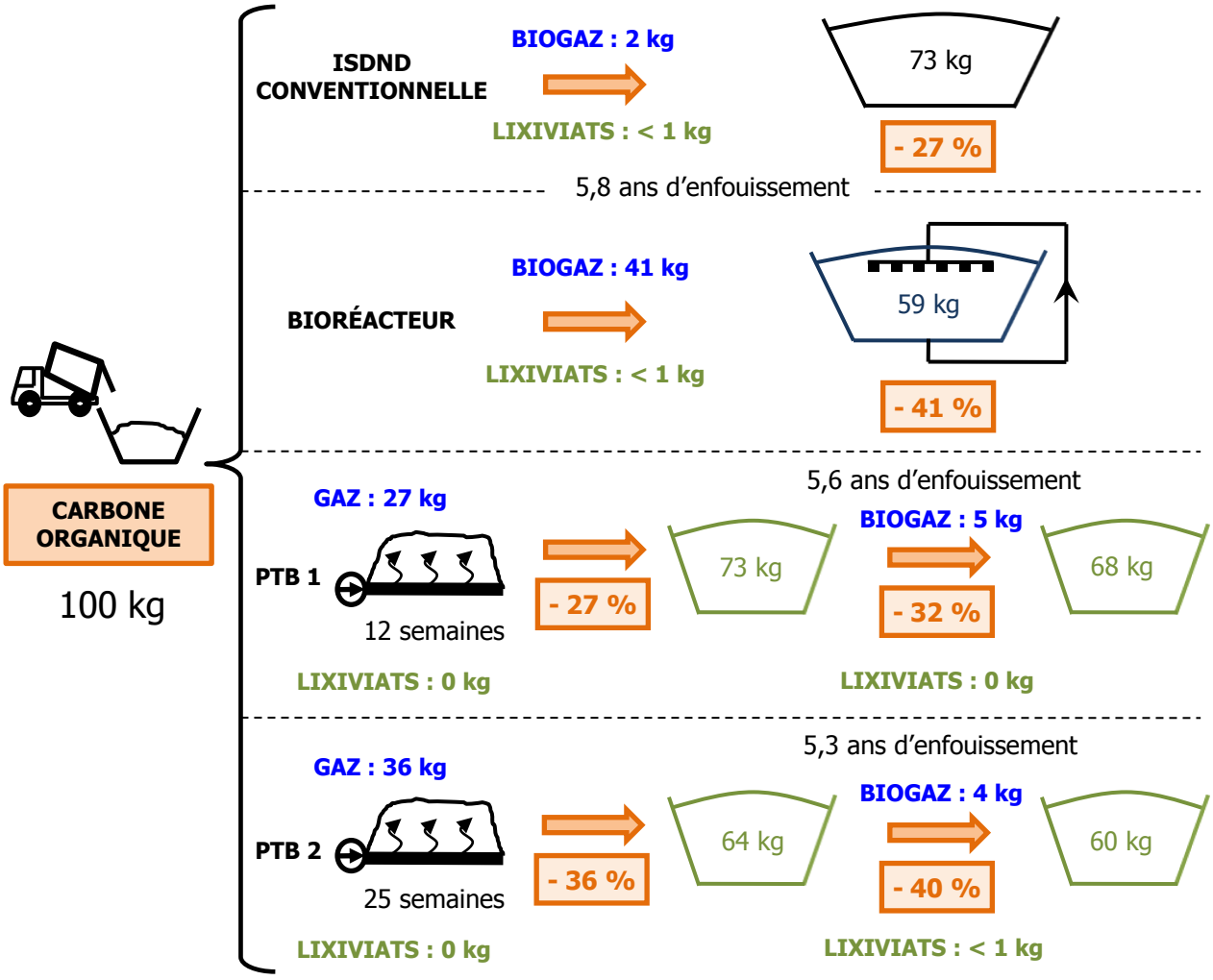
Quelle que soit la filière, la perte de masse sèche s'effectue pour plus de 95 % sous forme gazeuse. La perte de masse de la filière Conventionnelle, de l'ordre de 20 % de la masse initiale, est inférieure à celles des filières PTB et Bioréacteur, comprises entre 30 et 40 %.

Concernant les casiers avec pré-traitement, la perte de masse est réalisée principalement lors de la phase aérobie. La dégradation anaérobie durant les 5,6 ans de stockage n'a pas permis en effet au casier PTB1 de rattraper le taux de dégradation obtenu pour le casier PTB2 lors des 13 semaines supplémentaires de pré-traitement aérobie. Ceci indique qu'une partie de la matière organique résiduelle n'est pas facilement accessible dans les conditions anaérobies.

Le casier Bioréacteur atteint avec la recirculation des lixiviats une perte de masse équivalente à celle des filières intégrant un pré-traitement biologique aérobie.

BILAN CARBONE

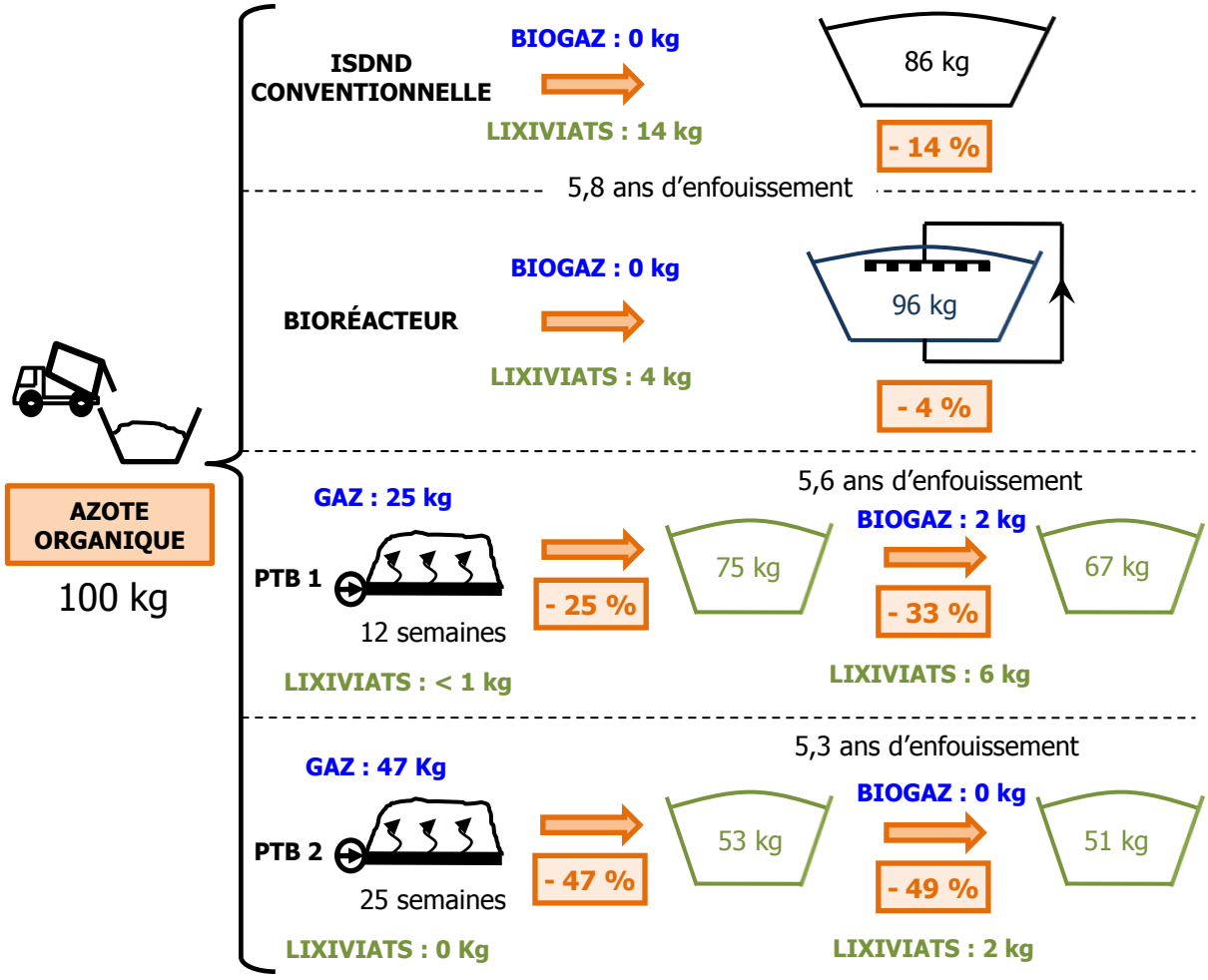
La perte de carbone se fait à plus de 95 % par voie gazeuse quelle que soit la filière. Les pertes de carbone des différentes filières sont corrélées aux pertes de masse sèche. Elles s'élèvent à environ 40 % pour les filières Bioréacteur et PTB2.



Bilan azote

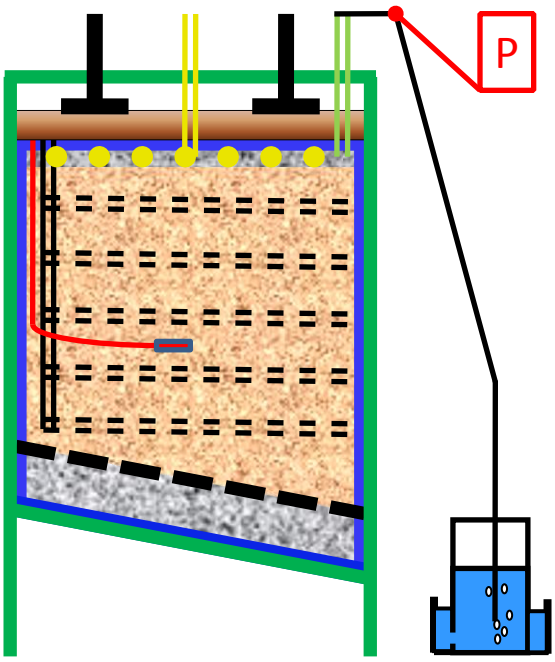
En ce qui concerne l'azote, le relargage est plus important dans le cas des filières avec pré-traitement biologique aérobie. En effet, lors de la phase aérobie, une grande quantité d'azote a été émise sous forme de N_20 et de NH_3 (25 % et 47 % pour le PTB1 et le PTB2 respectivement).

Dans le cas des filières Conventionnelle et Bioréacteur, les émissions d'azote se font exclusivement par voie liquide (dont plus de 65 % sous forme de NH_4^+). Les déchets du casier Conventionnel ont relargué plus d'azote que ceux du casier Bioréacteur (14 % contre 4 %). Cela pourrait résulter d'une surconcentration en azote induite par la recirculation de lixiviats fortement chargés en azote. En effet, la recirculation d'un lixiviat chargé limite la lixiviation des polluants et notamment de l'azote, qui restent concentrés dans la matrice solide. Dans les deux cas, les quantités stockées restent importantes après 5,8 ans d'enfouissement et soulèvent la question du suivi long terme de l'azote, même après stabilisation du carbone organique : en cas de rupture d'étanchéité de la couverture, l'introduction d'eau de pluie pourrait favoriser la lixiviation de ces polluants à long terme.



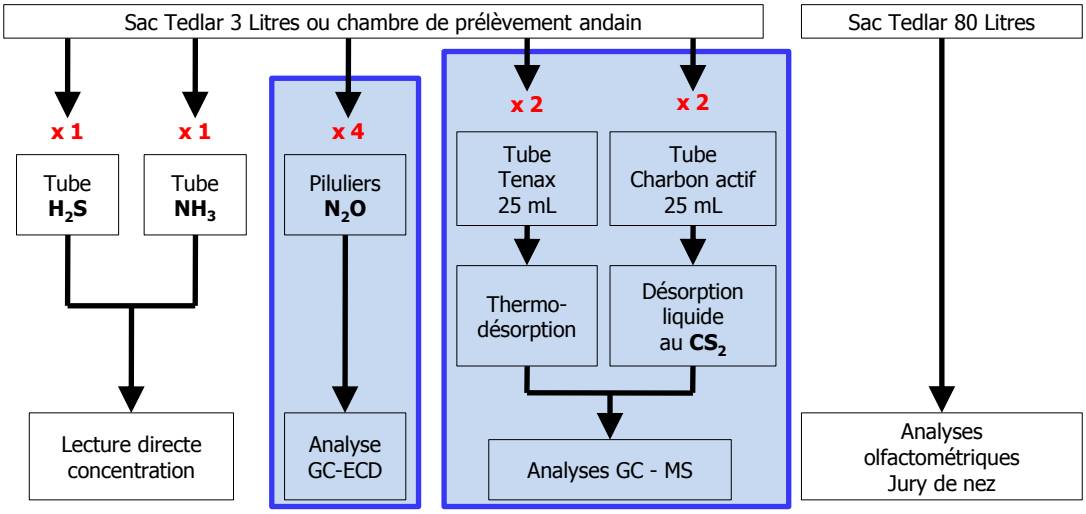
LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

MATÉRIEL ET MÉTHODE DE SUIVI DU BIOGAZ PRODUIT



Le dispositif de suivi du biogaz produit inclut :

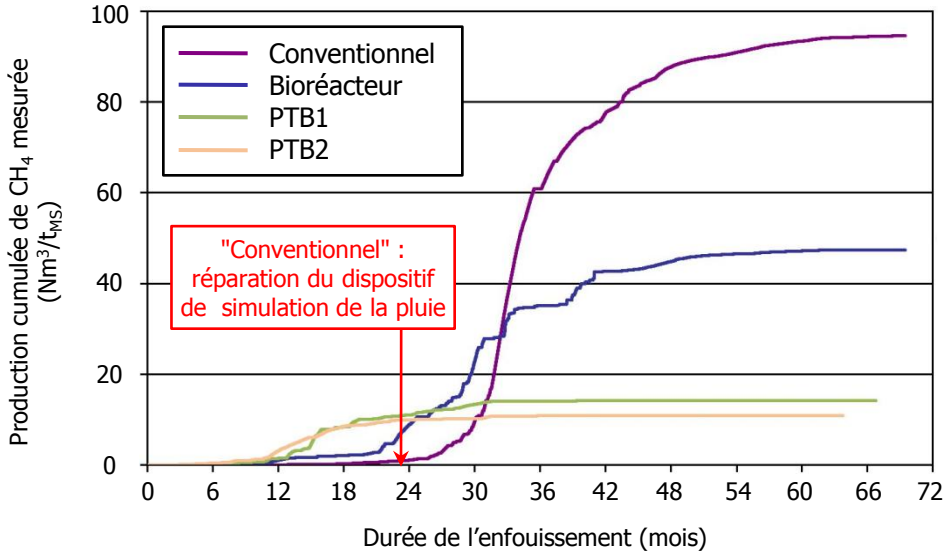
- ✓ des pilotes en légère dépression (entre -0,2 et -0,5 mbar) ;
- ✓ une quantification par un système de débitmètre « cloche » avec acquisition automatique en continu ;
- ✓ un suivi en continu des gaz majoritaires (CO_2 et CH_4) par un analyseur infrarouge (1 point de mesure par pilote toutes les 12 heures) ;
- ✓ un suivi mensuel des gaz minoritaires (NH_3, N_2O, H_2S et COV) et des mesures olfactométriques : prélèvement par piquage sur la canalisation d'évacuation du biogaz, à l'aide de sacs Tedlar.



VEOLIA ENVIRONNEMENT — Cemagref Rennes — IRCELYON — aroma consult

LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

CINÉTIQUES DE PRODUCTION DU BIOGAZ DANS LES CASIERS DE STOCKAGE



Remarque : ce graphique présente l'évolution de la production cumulée de méthane mesurée, sans prise en compte des fuites éventuelles de biogaz (cf. quantification du biogaz produit).

Les productions de méthane pour les casiers Conventionnel, Bioréacteur, PTB1 et PTB2 ont débuté respectivement après 10, 9, 7 et 6 mois d'enfouissement. Le démarrage plus rapide de la méthanogenèse des déchets pré-traités dans les casiers PTB1 et PTB2 peut s'expliquer par la préparation aérobie du déchet, qui limite les risques d'inhibition temporaire de la dégradation à un stade d'acidogenèse.

La cinétique retardée du casier Conventionnel (en comparaison des autres casiers) peut s'expliquer, outre l'absence de pré-traitement aérobie (pour limiter l'acidogenèse), par la faible teneur en eau initiale du déchet et par l'absence de recirculation. Un disfonctionnement du système de simulation de la pluie en début d'expérimentation n'est pas à exclure, ce qui pourrait expliquer la latence dans le démarrage de la biodégradation.

Les cinétiques de production de méthane sont devenues quasi nulles après :

- ✓ 5,4 ans pour le casier Conventionnel ;
- ✓ 5 ans pour le casier Bioréacteur ;
- ✓ 4 ans pour le casier PTB1 ;
- ✓ et 2,7 ans pour le casier PTB2.

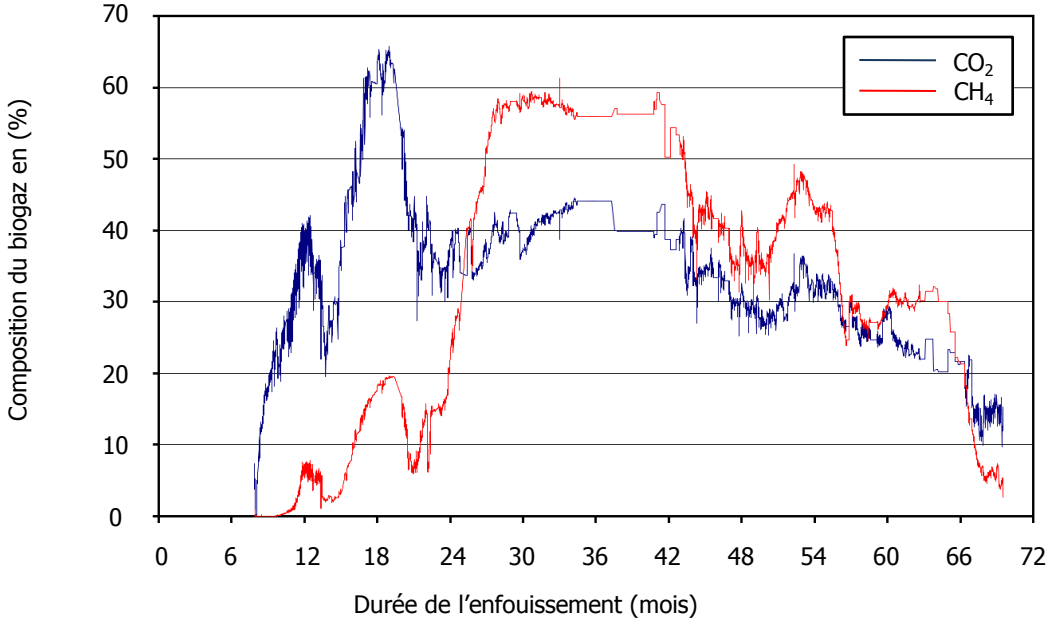
Les casiers contenant des déchets pré-traités mettent entre 1,2 à 2 fois moins de temps à se stabiliser en ce qui concerne la production de méthane.

LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

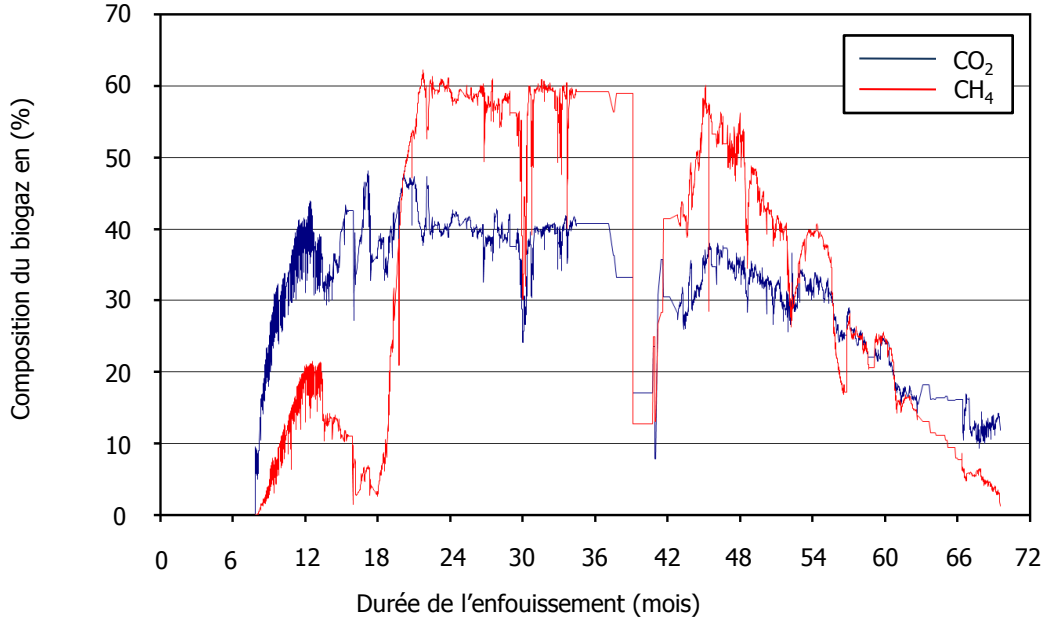
COMPOSITION DU BIOGAZ PRODUIT

Composés majoritaires

Casier Conventionnel

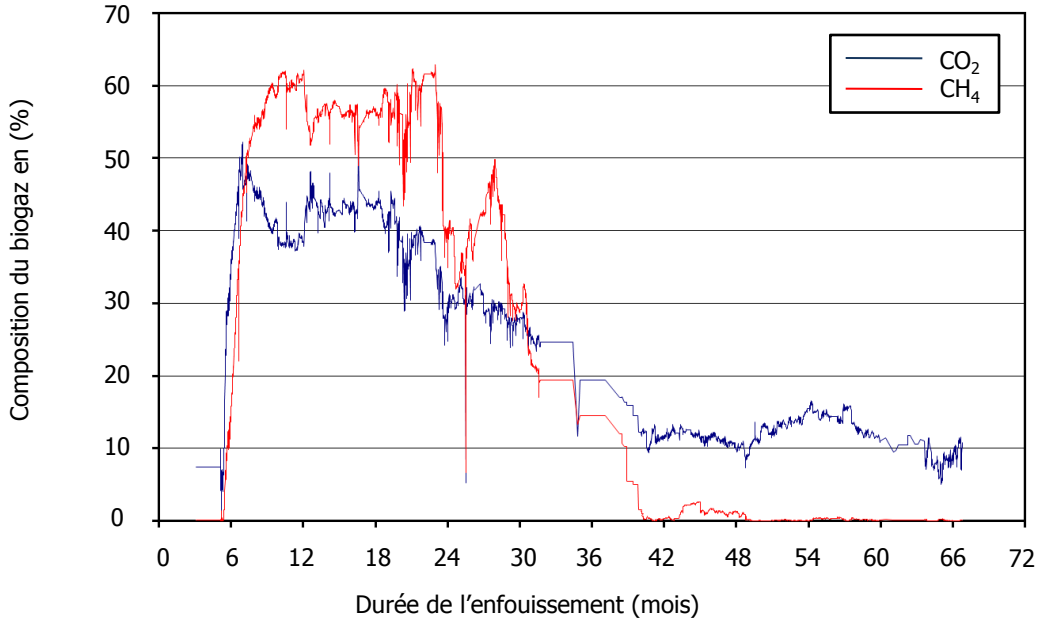


Casier Bioréacteur

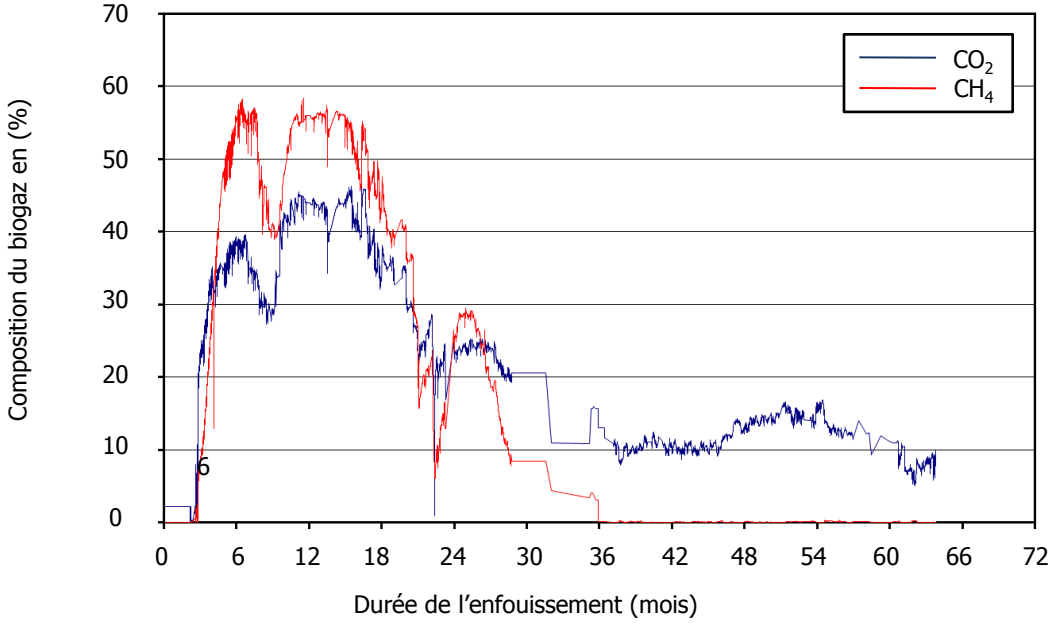


LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

Casier PTB1



Casier PTB2



LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

Des comportements distincts ont été relevés entre les casiers pré-traités biologiquement et les deux autres casiers en termes d'évolution de la composition du biogaz en composés majoritaires (CO_2 et CH_4).

Pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur, la composition du biogaz évolue comme suit :

✓ une 1ère phase relativement longue (plus de 1,5 ans) au cours de laquelle du CO_2 est produit majoritairement ;
✓ puis, le ratio CH_4/CO_2 devient supérieur à 1 et reste stable durant environ 2 ans ;
✓ il diminue par la suite, avec une cinétique toutefois moins élevée que pour les casiers contenant des déchets pré-traités ;
✓ en fin d'expérimentation, la présence de CH_4, bien que faible (de l'ordre 5 %), subsiste, signe d'une biodégradation anaérobie résiduelle.

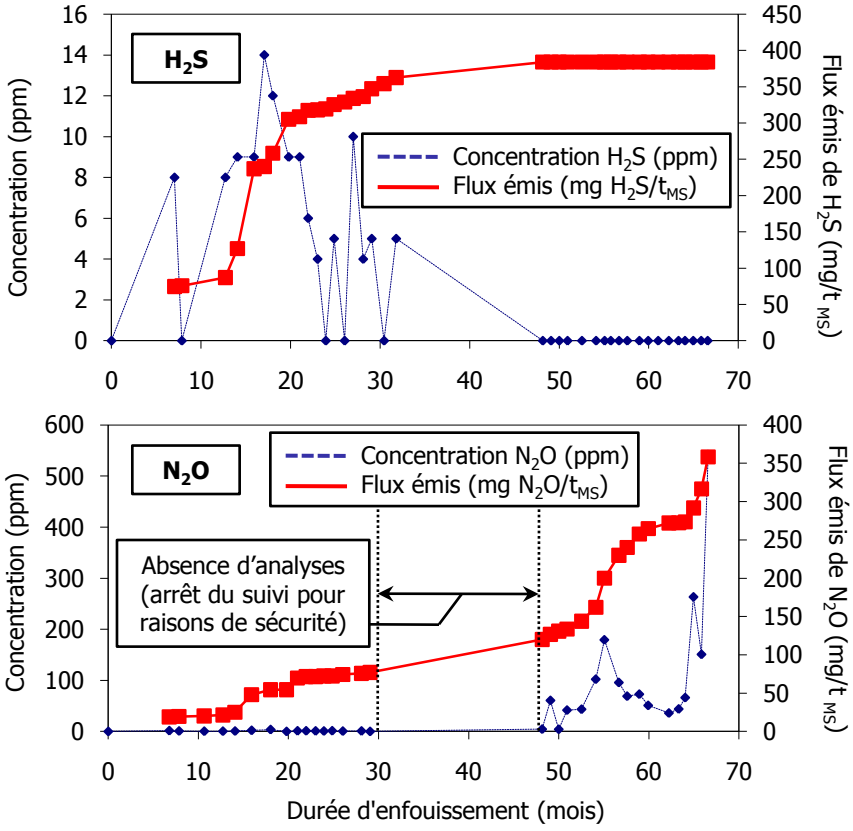
Pour les casiers contenant des déchets pré-traités, la phase méthanogène se met en place après quelques mois d'enfouissement (environ 6 mois) et la phase de méthanogène stable se poursuit pendant 1 à 1,5 années. La production de méthane s'arrête après 3 à 3,5 ans. Le biogaz produit par la suite contient 10 % de CO_2, ce qui peut être le signe d'entrées d'air dans les casiers.

Plus le déchet est pré-traité, plus la production de méthane démarre et s'arrête rapidement.

Composés minoritaires

Pour les quatre casiers, le NH_3 n'a été détecté que ponctuellement, à des concentrations proches de la limite de détection des tubes colorimétriques employés (1 ppm).

Outre son potentiel odorant, le H_2S est un gaz corrosif susceptible de perturber la valorisation du biogaz (notamment du fait de la corrosion des conduites et des équipements de valorisation). La production de H_2S n'est pas continue, elle est principalement concentrée en début de biodégradation (corrélée à la production de CH_4), lorsque les quantités de biogaz à valoriser sont justement les plus importantes.



Evolution de la production de H_2S et de N_2O :
exemple du casier PTB1

A l'inverse, la production de N_2O dans les casiers PTB1 et PTB2 s'accélère en fin d'expérimentation. Les conditions d'exploitation de ces casiers sont effectivement propices à la formation de ce gaz : température inférieure à 45 °C et présence d'oxygène. La dernière analyse réalisée pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur est également plus élevée que les précédentes, ce qui pourrait être le signe d'entrées d'air dans ce casier, du fait de la faible production de biogaz en fin d'expérimentation.

La production de N_20 (gaz à fort Potentiel de Réchauffement Global) en fin de vie d'ISDND peut s'avérer problématique et impacter la stratégie de captage du biogaz.
Un suivi de ce gaz semble donc nécessaire sur le long terme.

Composés traces

Plus de 350 Composés Organiques Volatils (COV) ont été détectés au cours de l'enfouissement. Les principaux composés sont :

- ✓ les terpènes, les alcanes et les aromatiques pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur ;
- ✓ les alcanes, aromatiques et chlorés pour les casiers de déchets pré-traités.

Les composés chlorés (de l'ordre de 2 à 3 % des COV totaux) sont principalement du dichlorométhane.

Intensité olfactive

L'intensité olfactive du gaz extrait des déchets frais varie entre 11 000 (casier Conventionnel) et 16 000 $UO.Nm^{-3}$ (casier Bioréacteur). Cette différence peut être imputée à la préparation mécanique (broyage grossier) des déchets enfouis dans le casier Bioréacteur (ouverture des sacs poubelle, réduction granulométrique conduisant à l'augmentation de la surface d'échange avec la phase gazeuse et favorisant l'émission de composés volatils odorants). Pour les déchets pré-traités, l'intensité olfactive est moindre : elle est respectivement de 5 000 et 3 000 $UO.Nm^{-3}$ pour les casiers PTB1 et PTB2.

Ces intensités olfactives initiales ont été sensiblement dépassées au cours de l'enfouissement. Aucune corrélation n'a pu être établie entre l'intensité olfactive et la température du massif de déchet ou le potentiel de stripping des composés odorants induits par le captage plus ou moins important du biogaz. Il n'y a pas non plus de corrélation avec la concentration en H_2S mesurée dans le biogaz.

L'intensité olfactive du biogaz issu du massif de déchet a fait l'objet d'une étude[1] qui a montré qu'elle n'est pas la résultante d'un composé odorant en particulier mais plutôt de la contribution de différents composés odorants dont l'influence sur la perception de l'odeur et l'intensité olfactive était mal connue, surtout lorsque le mélange est complexe.

[1] Lornage R., Kleeberg K.K., Stegmann R., Lagier T., Carré J. (2005). Investigation on volatile organic compounds and odorous emissions during solid waste treatment: implementation of different analytical techniques. In: Proceedings Sardinia 05, 10th International Landfill Symposium, Cagliary, Italy.

LE BIOGAZ PRODUIT AU COURS DU STOCKAGE

QUANTIFICATION DU BIOGAZ PRODUIT

Du fait de la forte présomption de fuites sur le casier Bioréacteur (à partir des analyses réalisées sur le déchet enfoui et le déchet excavé), les volumes de biogaz produit présentés ici ne correspondent pas aux courbes précédentes, réalisées à partir du suivi des émissions gazeuses, mais reposent sur la différence entre les potentiels de production de biogaz (mesurés) des déchets enfouis et excavés.

	Casiers			
Volumes cumulés	Conventionnel	Bioréacteur	PTB1	PTB2
Biogaz produit (Nm^3/t_{MS})	169	253 *	27	22
Dont CH_4 (Nm^3/t_{MS})	95	135 **	14	11
NH_3 (mg/t_{MS})	3	49	6	< 1
H_2S (g/t_{MS})	12	9	0,4	0,04
N_2O (g/t_{MS})	3,9	3,5	0,4	1,0
COV (g/t_{MS})	120	270	12	7
Flux d'odeur (UO/t_{MS})	245 $x10^5$	106 $x10^5$	6 $x10^5$	4 $x10^5$

** Flux calculé à partir de la différence entre les potentiels de production de biogaz des déchets enfouis (108 ± 22 Nm^3 $CH_4.t_{MS}^{-1}$) et excavés (2 Nm^3 $CH_4.t_{MS}^{-1}$) mesurés.*
*** Le volume de CH_4 produit (135 Nm^3 $CH_4.t_{MS}^{-1}$), supérieur au potentiel maximal de production de méthane (130 Nm^3 $CH_4.t_{MS}^{-1}$) peut s'expliquer par les incertitudes sur l'échantillonnage des déchets lors de la réalisation des tests BMP.*

Les flux mesurés par composés sont de l'ordre :

- ✓ du **mg/t_{MS} pour le NH_3** ; à noter un flux plus élevé pour le casier géré en mode bioréacteur ;
- ✓ du **g/t_{MS} pour le H_2S** pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur contre **10 ou 100 mg/t_{MS} pour les casiers contenant des déchets pré-traités** (en fonction de la durée de pré-traitement) : plus le déchet est pré-traité, moins la production de H_2S au cours de la dégradation anaérobie est élevée ;
- ✓ du **g/t_{MS} pour le N_2O**.

Les Composés Organiques Volatils (COV) produits sont de l'ordre de 100 g/t_{MS} pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur contre 10 g/t_{MS} pour les casiers contenant des déchets pré-traités.

Le pré-traitement biologique aérobie semble limiter la production d'odeurs une fois les déchets enfouis (facteur 100 entre les flux d'odeurs mesurés pour les casiers Conventionnel / Bioréacteur et les casiers contenant des déchets pré-traités).

Outre les gaz majoritaires (CH_4, CO_2), le biogaz produit au cours de l'enfouissement des déchets est constitué de plusieurs composés minoritaires (NH_3, H_2S, N_2O notamment) et d'une grande variété de composés traces (plus de 350 composés organiques volatils détectés). Cette composition et les quantités de gaz produits dépendent principalement des pré-traitements réalisés en amont et donc de la qualité du déchet enfoui. Le mode de gestion du stockage (recirculation ou non) semble avoir peu d'influence sur la qualité du biogaz produit.

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)

DÉFINITION DES COV

Selon l'arrêté du 1er mars 1993 relatif aux ICPE, un Composé Organique Volatil (COV) est un composé qui, à l'exclusion du méthane, contient du carbone et de l'hydrogène, lequel peut être substitué par d'autres atomes comme les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote ou le phosphore, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates.

Il est possible de distinguer les COV d'origine biologique des composés anthropogéniques. Pour les premiers, 3 familles de COV seraient générées pendant le processus de dégradation biologique dans une ISDND[1] :

- ✓ les composés oxygénés, présents pendant la phase initiale de production de gaz ;
- ✓ les composés soufrés, issus de la dégradation de la matière facilement biodégradable ;
- ✓ les hydrocarbures et en particulier les terpènes qui seraient naturellement générés puisque présents initialement dans les déchets enfouis.

LES SOURCES DE COV DANS LES ISDND

Sources de COV	
Volatilisation des composés organiques contenus dans le déchet	Production de COV par voie microbiologique
Les déchets représentent en eux-mêmes une source importante de COV. Parmi les éléments qui constituent le déchet, il convient de distinguer deux types de source de COV : ✓ les Déchets Toxiques en Quantité Dispersées (DTQD) qui sont potentiellement responsables de la présence de produits halogénés et aromatiques ; ✓ certains objets de la vie quotidienne et produits agro-alimentaires qui peuvent également générer de nombreuses familles de COV.	Les microorganismes peuvent être responsables de l'émission de métabolites volatils très variés en fonction de la composition des déchets, des types de microorganismes présents et de leur métabolisme.

OBJECTIFS

Dans le cadre du programme ELIA, plusieurs objectifs de recherche liés aux COV ont été fixés :

- ✓ tester et améliorer les protocoles de mesure des COV pour le cas singulier et complexe des effluents gazeux émis au cours de la dégradation des déchets non dangereux ;
- ✓ identifier les COV source de pollution ;
- ✓ relier l'activité biologique et la production de COV, afin de définir des indicateurs potentiels de l'activité biologique au sein du déchet.

[1] CHRISTENSEN T.H., COSSU R., STEGMAN R. (1996). Landfilling of waste : biogas. Elsevier, Science Publishers : London, 840p.

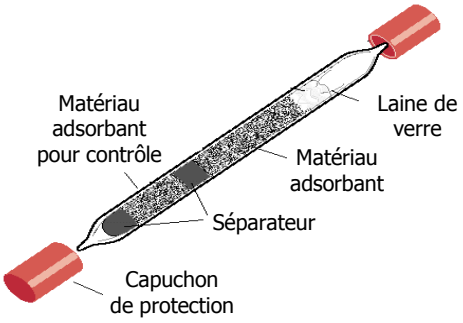
Water affinity
Contamination in presence of heavy compounds

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)

MATÉRIEL ET MÉTHODES DE SUIVI

Pour l'analyse des effluents gazeux, la méthode a consisté à utiliser des tubes remplis d'adsorbants pour le prélèvement des échantillons gazeux en vue d'une analyse ultérieure en laboratoire. La difficulté de mise en œuvre de ce type de méthode réside dans le choix du ou des adsorbants et du ou des matériels analytiques pour conduire les analyses ainsi que dans la définition des conditions expérimentales de prélèvement et d'analyse des échantillons.

Trois types d'adsorbants ont été testés dans le cadre de ce programme :
- un charbon actif ;
- un tamis moléculaire carboné (le Sphérocarb) ;
- deux adsorbants polymères (le Tenax TA et le Chromosorb 106).



Caractéristiques et spécificités des adsorbants utilisés

Caractéristiques et spécificités des adsorbants					
Adsorbant	Surface spécifique	Type de désorption	Type de composés adsorbés		Limitations
			T°C d'ébullition	Exemples	
Charbon actif	1120 $m^2.g^{-1}$	Désorption liquide	-30 à 260 °C		Composés très volatils (éthylène, formaldéhyde…) Composés polaires
Sphérocarb	1200 $m^2.g^{-1}$	Désorption thermique	-30 à 150 °C	n-C_3 à n-C_8	Affinité avec l'eau Contamination en présence de composés plus lourds
Tenax TA	20-35 $m^2.g^{-1}$	Désorption thermique	100 à 450 °C	de n-C_7 à n-C_{30}	
Chromosorb 106	750 $m^2.g^{-1}$	Désorption thermique	50 à 200 °C	n-C_5 à n-C_{12} , benzène, composés polaires, COV oxygénés	

L'analyse des COV dans un biogaz ou un effluent de compostage est relativement complexe du fait, d'une part, de la diversité et des concentrations élevées des composés et, d'autre part, de la matrice gazeuse qui présente toutes les conditions les plus défavorables pour une analyse de traces. L'humidité du flux gazeux est le principal facteur génèrant des interférences sur l'analyse.

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)

L'utilisation d'un adsorbant polyvalent comme le Tenax semble donner le meilleur résultat même si les tubes multicouches semblent être très satisfaisants. L'utilisation de ce genre de tubes permet de piéger une gamme importante de composés, ce qui nécessite des conditions analytiques optimales, notamment l'utilisation d'une colonne chromatographique afin d'opèrer une séparation de qualité.

Le Chromosorb 106 offrirait une meilleure capacité d'adsorption notamment pour les composés légers et polaires. Cependant, dans les conditions d'analyse retenues pour cette étude, les Chromosorb 106 sont très sensibles aux fortes concentrations rencontrées dans les différents effluents et souffrent d'une rapide saturation du spectre qui devient difficilement exploitable. Une colonne chromatographique plus longue conviendrait mieux à ce type de tube. Quant au Sphérocarb, il est inutilisable sur un effluent humide et se sature très rapidement du fait de sa forte capacité d'adsorption des composés légers, nombreux dans ce type d'effluents gazeux.

Au-delà des différents tests mis en place en amont de ce travail, il a été réalisé systématiquement pour chaque point de mesure un prélèvement sur tube charbon actif et un autre sur tube Tenax :

- Durant le pré-traitement biologique : un prélèvement hebdomadaire durant les 12 premières semaines, puis toutes les 2 à 3 semaines lors de la phase de maturation.
- Au cours du stockage, un prélèvement mensuel par casier.

RÉSULTATS

Performances des Tenax et charbon actif pour la quantification des COV

Les performances respectives des deux techniques ont été évaluées en comparant un à un les points de mesure réalisés sur les quatre casiers.

	Familles de composés
Meilleure performance des charbons actifs	Composés très volatils, alcools, composés chlorés
Meilleure performance des Tenax	Aldéhydes, furanes, acides, soufrés cycloalcanes, aromatiques, terpènes, alcènes
Performances similaires	Alcanes
Performances indéterminées	Cétones, esters

Emissions au cours du pré-traitement biologique aérobie

Une large gamme de COV - quasiment toutes les familles chimiques - a été identifiée durant le Pré-Traitement Biologique (PTB). Les alcanes aliphatiques et cycliques ainsi que les composés aromatiques présentent la plus grande diversité et indiquent une nette prédominance des composés xénobiotiques ou anthropogéniques. Ceux-ci sont peu susceptibles d'être le produit d'une activité biologique et proviennent plus probablement du déchet.

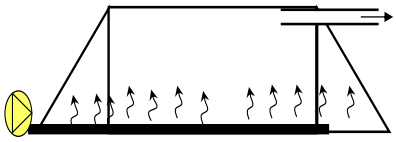
Parallèlement, de nombreux composés oxygénés tels que les cétones ou les alcools ont été identifiés et sont indicateurs de l'activité des microorganismes. La production d'acétates, de propionates et de butyrates lors de la dégradation biologique de la matière organique aboutit en présence d'alcools à la formation d'esters qui se retrouvent dans les effluents gazeux. Des produits comme l'acétone par exemple appartiennent aux deux catégories.

D'une manière générale, les composés les plus abondants ont été les alcanes aliphatiques et cycliques, les aromatiques ainsi que leurs formes oxydées (alcools, aldéhyde, cétones). Les quantités importantes de ces composés, qui peuvent être qualifiés d'anthropogéniques, montrent que la principale source de COV semble être le déchet lui-même, même si la genèse de ce type de composé par voie biologique est encore peu connue et peut être sous-estimée.

Le PTB a généré l'émission, en quantités non négligeables, de composés aromatiques tels que le toluène, l'éthylbenzène ou des composés halogénés tels que le dichlorométhane, le trichloréthylène ou le chloroforme ou encore l'acétone, dont les effets sur la santé des personnels exposés peuvent présenter un enjeu important.

Au cours du pré-traitement biologique aérobie, les COV émis sont de l'ordre de 18 $kg.t_{DE}^{-1}$

Les COV émis représentent une quantité considérable de polluants organiques équivalente à plus de 14 $kg\ C.t_{DE}^{-1}$. Celles-ci sont très supérieures aux valeurs relevées dans la littérature allemande (flux émissifs compris entre 0,2 et 1 $kg\ C.t_{DE}^{-1}$) et aux valeurs relevées pour le compostage d'ordures ménagères (0,6 $kg\ C.t_{DE}^{-1}$). Le flux de carbone organique au travers de l'émission de CFC (ChloroFluoroCarbure) et de COV en général représente une part non négligeable de la perte de carbone organique sur l'ensemble de la filière intégrant un pré-traitement biologique aérobie (15 – 20 %) et du bilan de Gaz à Effet de Serre (GES) (> 60 %).



Le principal mécanisme qui régit l'émission de COV durant le pré-traitement biologique aérobie est la **volatilisation de composés organiques présents initialement dans le déchet**, du fait de :

- **la température élevée**, qui favorise la volatilisation des composés et déplace les équilibres vers la phase gazeuse ;
- **l'aération**, qui favorise le stripping des COV.

Emissions au cours du stockage

Quelle que soit la filière (avec ou sans pré-traitement), c'est sur le déchet fraîchement enfoui que les concentrations en COV les plus élevées ont été mesurées (jusqu'à 21 000 $mg.Nm^{-3}$ pour le déchet broyé déposé dans le casier Bioréacteur). Le déchet représente donc une source importante de composés organiques volatilisables dès la mise en installation de stockage. Les déchets pré-traités présentent des concentrations initiales en COV plus faibles (comprises entre 600 et 1 700 $mg.Nm^{-3}$ en fonction de la durée de stabilisation biologique) : ils semblent avoir une « réserve » de COV moindre.

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)

Quel que soit le mode de stockage, parmi les quatre familles majoritaires, trois familles sont d'origine anthropogénique :

- les alcanes, qui représentent entre 25 et 50 % des COV totaux émis ;
- les composés aromatiques (22 - 34 %) ;
- et les chlorés : 2 - 3 % pour les casiers Conventionnel et Bioréacteur, 10 - 17 % pour les casiers ayant reçu des déchets prétraités.

Ces composés sont d'origine anthropogénique, donc déjà présents, en l'état, dans le déchet (résidus de peinture, autres solvants et produits ménagers) : ils ne sont pas les produits d'une activité biologique.

La présence toujours très marquée de ces composés dans le biogaz des casiers ayant reçu des déchets pré-traités montre qu'en plus d'être présents sous des formes facilement volatilisables ces composés semblent être profondément absorbés dans les déchets ; en effet ils sont relargués même après 25 semaines de pré-traitement biologique aérobie au cours desquelles les déchets ont été « balayés » par aération et des émissions importantes ont été mesurées.

Les terpènes font également partie des composés majoritaires dans le cas du stockage Conventionnel (33 % des COV totaux produits) et du stockage en mode Bioréacteur (21 % des COV totaux produits). Le processus d'émission de ces composés reste indéterminé. La production par les plantes de ces composés est relativement bien documentée dans la littérature, mais les déchets frais, malgré la présence de déchets verts (13 % en masse humide), ne sont pas une source importante de terpènes : de faibles émissions ont été mesurées durant le pré-traitement biologique, alors que cette étape présente des conditions propices à la libération de ces composés. Ceci peut laisser supposer une dégradation des terpènes après leur libération, soit thermiquement du fait de leur faible stabilité thermique, soit par les microorganismes.

D'autres composés sont présents en quantités moindres, tels que les alcools et les cétones. Ces composés sont initialement présents dans le déchet mais peuvent également être produits par voie biologique en conditions anaérobies. L'influence importante de l'augmentation de la température sur les émissions de ce groupe de composés a été mise en évidence.

Au cours du stockage, les COV émis sont de l'ordre de :

- 68 et 86 $g.t_{DE}^{-1}$ respectivement pour les casiers Bioréacteur et Conventionnel ;
- 4 et 7 $g.t_{DE}^{-1}$ pour les casiers ayant reçu du déchet pré-traité (respectivement PTB2 et PTB1).

Ces valeurs, nettement plus faibles que lors du pré-traitement biologique aérobie, s'expliquent par l'état quasi stationnaire du milieu anaérobie, dans le sens où les équilibres entre les différentes phases (gaz / solide) sont beaucoup moins perturbés. Le volume gazeux en contact avec le déchet n'est généré que par la production de CO_2 et de CH_4, la chaleur présente lors de l'activité des microorganismes anaérobies est beaucoup plus faible que dans le cas d'une dégradation aérobie et le régime d'écoulement au sein du massif peut être qualifié de moins turbulent. Cette stabilité du milieu entraîne une production plus faible de gaz, vecteur des émissions, et augmente le temps de séjour des composés organiques dont la biodisponibilité pour leur dégradation est ainsi accrue.

Conclusions

Sur les méthodes analytiques

Différentes techniques analytiques ont été mises en œuvre lors de l'étude. Le retour d'expérience acquis grâce à cette étude a permis d'établir :

- la grande complexité de la matrice gazeuse émise lors du pré-traitement biologique aérobie et du biogaz : nombre et variété des composés, humidité, gaz permanents qui peuvent jouer le rôle de gaz vecteur, etc. ;
- et la limite de performances de certaines techniques pourtant éprouvées et reconnues (notamment l'accumulation sur tube avant analyse GC / MS).

Les analyses des tubes Tenax ont permis une description qualitative des composés présents dans les émissions gazeuses (identification de plus de 350 composés) alors que les analyses des tubes à charbon actif ont permis de quantifier les 26 composés majoritaires et de calculer les flux émissifs associés.

Même si certaines tendances peuvent être dégagées, les performances de ces deux méthodes varient beaucoup d'un composé et d'un point de mesure à l'autre. La spécificité des adsorbants largement décrite dans la littérature s'est trouvée, à de nombreuses reprises, contredite par les données expérimentales. Ce constat justifie le fait d'employer deux techniques, de façon à bénéficier des avantages de chacune pour mieux caractériser les effluents gazeux.

Le suivi réalisé n'a pas permis la caractérisation des émissions de certains composés (notamment les soufrés réduits). Ces données manquent en particulier pour effectuer le bilan environnemental complet des filières de stockage. Néanmoins, les différents suivis menés ont permis d'évaluer l'émission de nombreux composés et d'évaluer le rôle des différents paramètres dans le processus d'émission.

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS (COV)

Sur les émissions

Mécanismes régissant l'émission de COV :

L'aération, qui permet le stripping des composés organiques présents dans le déchet (endogènes ou produits par les réactions biologiques), apparaît comme un des facteurs déterminants concernant les émissions des COV. Cette volatilisation est par ailleurs renforcée par la température.

Flux de COV émis :

- **au cours du PTB, de l'ordre de 18 kg.t_{DE}^{-1} ;**
- **au cours du stockage de déchets frais, de l'ordre de 100 g.t_{DE}^{-1} ;**
- **au cours du stockage de déchets pré-traités, de l'ordre de 10 g.t_{DE}^{-1}.**

Les émissions de COV particulièrement importantes mesurées au cours du pré-traitement biologique aérobie doivent cependant être confirmées par des expérimentations en pilotes permettant la conduite de réplicas et la comparaison de différentes modalités d'aération pour comprendre les facteurs qui ont conduit à de telles émissions. La configuration de l'expérimentation utilisée dans le cadre du programme ELIA peut avoir renforcé les émissions.

Conséquences sur les bilans :

Ces émissions de COV soulignent l'importance de prendre en compte ces composés dans les bilans environnementaux (plus particulièrement les CFC qui se caractérisent par des Potentiels de Réchauffement Global (PRG) élevés) et sanitaires (composés aromatiques pouvant présenter un danger pour la santé des travailleurs et des riverains).

Pour en savoir plus :

✓ LORNAGE R. (2006) Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères : étude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Mémoire de thèse. Université Lyon I. 251 p.

✓ LORNAGE R. (2005) Programme ELIA : Emissions gazeuses lors du pré-traitement biologiques d'ordures ménagères. Rapport interne CReeD. 89p.

✓ LORNAGE R., KLEEBERG K.K, STEGMANN R., LAGIER T., CARRÉ J. (2005) Investigation on volatile organic compounds and odorous emissions during solid waste treatment: implementation of different analytical techniques. In : Proceedings Sardinia 2005, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliary, Italy.

✓ LORNAGE R., REDON E., LAGIER T., CARRE J. (2005) VOC's emissions during a mechanical and biological pretreatment (MBP) of MSW prior to landfilling. In : Proceedings Sardinia 2005, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliary, Italy.

EMISSIONS LIQUIDES

Flux de polluants émis dans le cadre de l'expérimentation

Les principaux flux de polluants émis par voie liquide pour une tonne de déchets entrant dans chacune des filières sont des flux carbonés et azotés. Ces flux émis par lixiviation dépendent notamment des quantités d'eau injectées (par simulation de pluie et / ou recirculation). Or, le casier Conventionnel a subit une simulation de pluie plus importante que les casiers ayant reçu des déchets pré-traités (PTB), ce qui peut expliquer les quantités lixiviées plus importantes pour certains composants, tels que les chlorures et le NH_4^+ dans le cas du casier Conventionnel.

Le flux en Acides Gras Volatils (AGV) émis par le casier Conventionnel, plus faible que pour les casiers ayant reçu des déchets pré-traités, peut s'expliquer par l'absence de lessivage au cours des premières phases de dégradation (hydrolyse, acidogenèse), ce qui confirmerait l'hypothèse d'un retard dans l'infiltration de la pluie simulée.

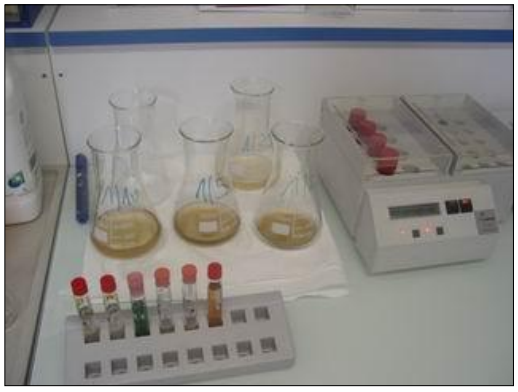
Pour les filières PTB, excepté pour les AGV, les quantités de polluants émis sont supérieures pour le stockage en comparaison du pré-traitement aérobie. Cette lixiviation des AGV durant l'étape de pré-traitement semble favoriser le démarrage de la méthanogenèse pour ces casiers.

Pour le casier Bioréacteur, les quantités lixiviées dépendent également des quantités injectées et donc du mode de recirculation ; elles ne sont donc pas extrapolables à tout type de bioréacteur. Malgré les fortes quantités recirculées, les flux de polluants sont globalement moins importants que pour les autres filières, du fait de la recirculation d'un lixiviat chargé.
En effet, la recirculation en boucle fermée de lixiviat d'un même casier limite la lixiviation des polluants et notamment de l'azote, qui restent concentrés dans la matrice solide. Ceci peut poser problème sur le long terme, en cas de rupture d'étanchéité de la couverture : l'introduction d'eau de pluie pourrait alors favoriser la remise en circulation de ces polluants à une période où les barrières de fond peuvent avoir perdu de leurs performances.

Afin de limiter ce risque de relargage sur le long terme de l'azote, la mise en place de stratégies de recirculation alternatives doit donc être envisagée, telles que :

✓ la recirculation de lixiviats moins chargés, issus d'autres casiers, afin d'augmenter la mobilisation des polluants dans la phase liquide ;

✓ le pré-traitement (nitrification ou nitrification + dénitrification) de l'azote présent dans les lixiviats avant injection (ce qui présente un sur-coût).



Flux de polluants par voie liquide pour 1 tonne de déchets entrant dans les filières								
Filières		DCO	AGV*	COT	CIT	N_{total}	NO_3^-	NH_4^+
		g $O_2.t_{DE}^{-1}$	$g.t_{DE}^{-1}$	g $C.t_{DE}^{-1}$		g $N.t_{DE}^{-1}$		
Conventionnel		1947	53	653	694	1203	12	1143
Bioréacteur		2376	1498	421	241	345	3	262
PTB1	Total	2683	189	930	311	455	18	339
	%PTB**	8 %	71 %	5 %	6 %	7 %	3 %	8 %
PTB2	Total	2049	331	831	217	322	20	206
	%PTB**	11 %	40 %	5 %	9 %	10 %	3 %	14 %
Filières		Fe	P_{total}	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	
		$g.t_{DE}^{-1}$						
Conventionnel		9	17	194	1196	34	39	
Bioréacteur		12	4	70	264	94	17	
PTB1	Total	19	6	303	677	130	52	
	%PTB**	4 %	20 %	6 %	6 %	26 %	14 %	
PTB2	Total	5	20	331	835	112	42	
	%PTB**	4 %	22 %	6 %	5 %	30 %	18 %	

** Equivalent acide acétique*
*** Part du traitement biologique dans le processus d'émission global*
DE : Déchet Entrant dans la filière

Potentiel de relargage futur

La comparaison des tests de lixiviation réalisés dans les mêmes conditions sur le déchet enfoui et sur des déchets excavés permet d'évaluer la quantité de polluants résiduels dans les casiers après 5,8 ans d'enfouissement : quelle que soit la filière, une part importante des polluants est encore contenue dans le déchet.

Potentiels résiduels lixiviables des déchets entrants et excavés par filière (tests réalisés à pH naturel, rapport L/S = 10)					
Paramètres	Déchet entrant par filière (sans pré-traitement)	Déchets excavés			
		Conventionnel	Bioréacteur	PTB1	PTB2
pH	6	7,5	8,4	8,3	8,2
Conductivité (µS/cm)	4230	3800	2600	2500	2200
Cl^- (mg/L)	ND	180	220	170	200
COT (mg/L)	1023	266*	47*	23*	31*
DCO (mg O_2/L)	5500	4100	4840	5430	4740
DBO_5 (mg O_2/L)	1690	266*	47*	23*	31*
DBO_5/DCO	0,307	0,065	0,010	0,004	0,006
NTK (mg/L)	128	400	370	340	310
NH_4^+ (mg/L)	ND	200	210	160	80
NO_2 (mg/L)	< 0,01	< 0,06	< 0,06	< 0,06	0,2
NO_3 (mg/L)	10,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	9,9
SO_4^-	-	970	140	390	340

ND : Non Déterminé
** Valeurs obtenues pour un ratio L/S de 50*

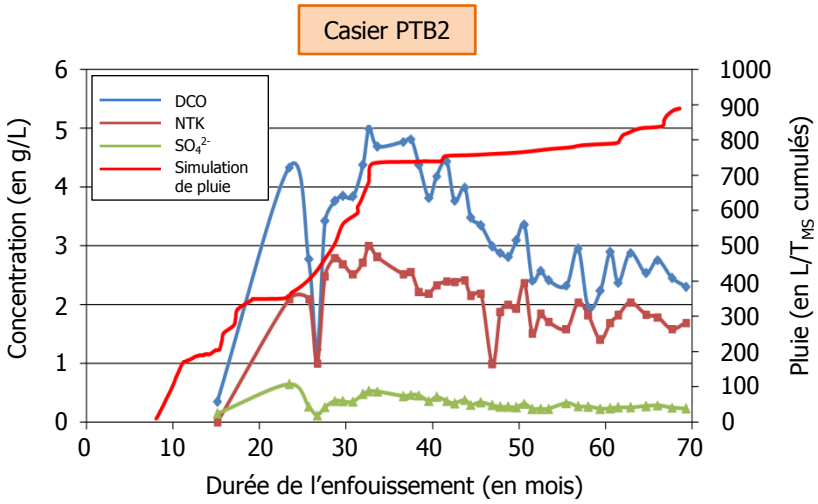
Par ailleurs, les tests de lixiviation réalisés sur le déchet résiduel excavé des casiers permettent de donner un ordre de grandeur du potentiel de relargage futur du déchet résiduel. A titre d'exemple, en considérant une pluviométrie moyenne de 750 mm et un taux d'infiltration de 10 %, une période additionnelle de plus de 70 ans est nécessaire pour lixivier la totalité de l'azote résiduel contenu dans le casier Conventionnel.

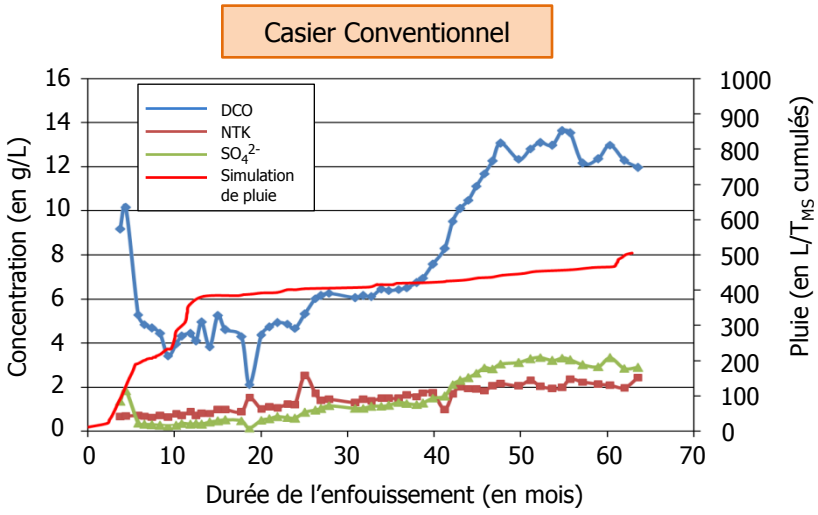
Les résultats obtenus indiquent un fort potentiel de lixiviation pour la DCO (du même ordre de grandeur que pour le déchet brut). Cependant, le COT, la DBO et le ratio DBO_5/DCO diminuent avec la stabilisation des déchets. Ceci soulève la question de la pertinence du suivi de la DCO (qui exprime également le carbone stable, tel qu'issu du plastique ou du bois par exemple) pour évaluer la stabilité d'un déchet. Cet indicateur est en effet obligatoire dans la réglementation française pour le rejet d'effluents, alors qu'il ne l'est pas aux U.S.A. par exemple.

Concernant l'azote, les potentiels de lixiviation des déchets résiduels sont élevés et même supérieurs à ceux du déchet brut. Ceci exprime la faible dégradation de l'azote durant le stockage. Ces potentiels restent également élevés dans le cas de déchets ayant subi un pré-traitement biologique aérobie, durant lequel l'azote peut être dégradé en N_2O.

Ce résultat met en évidence les longues périodes nécessaires pour atteindre la stabilisation du déchet au niveau liquide.

Evolution des émissions liquides





Contrairement au casier Conventionnel, pour lequel les tendances sont à la baisse, les concentrations de certains polluants contenus dans les lixiviats issus du casier PTB2 et dans une moindre mesure du casier PTB1 augmentent au cours du temps : c'est le cas pour la DCO, l'azote (sous forme NH_4^+ et NO_3^-), et le SO_4^{2-}, mais également pour les ions Mg^{2+}, Cl^- et Fe et le phosphore total. Le pH des lixiviats étant basique, il pourrait s'agir d'un **phénomène de minéralisation** plutôt qu'une hydrolyse ou encore une **réaction biologique**. Cette tendance semble corrélée à la réduction de la production de biogaz des casiers qui a pu favoriser des **entrées d'air et permettre ainsi la mise en place d'une activité biologique aérobie.**

La détection de nitrate dans le lixiviat issu des casiers PTB1 et PTB2 peut être due à la **mise en place d'une nitrification**. Cette réaction peut s'effectuer sur la frange supérieure des déchets en présence de l'air aspiré par le système de dégazage. Par ailleurs, la libération de métaux dans le milieu suggère la mise en place d'une **dénitrification autotrophe**, qui pourrait expliquer également l'augmentation générale de la DCO (probablement de la DCO dure).

De manière générale, la qualité des lixiviats après 6 ans de stockage ne respecte pas la plupart des critères minimaux pour le rejet d'effluents dans le milieu naturel. En particulier, la DCO et les teneurs en azote sont très élevées, y compris pour les casiers les plus stabilisés (casiers PTB1 et PTB2). Ces valeurs sont nettement plus fortes que celles reportées dans la littérature pour des casiers d'âge ancien. La différence peut s'expliquer par les faibles taux d'infiltration de pluie appliqués en comparaison de casiers de stockage en vraie grandeur parfois recouverts de couvertures perméables (c'est particulièrement le cas des anciennes décharges) ou encore sujets à l'apparition de points bas ou fissures susceptibles d'entrainer de fortes infiltrations à certaines périodes de l'année.

Les résultats obtenus mettent en évidence l'importance de la gestion des infiltrations d'eau sur la stabilisation future du massif de déchets et de manière générale confirment l'importance du choix d'une barrière de couverture en fonction des caractéristiques locales d'un site (composition et humidité initiale des déchets, recirculation des lixiviats ou non, etc.). En effet, en cas d'accumulation de polluants dans les déchets, un relargage de ces derniers (à commencer par les métaux) pourrait se produire après plusieurs décennies à un moment où le lixiviat serait analysé moins fréquemment et où les barrières d'étanchéité pourraient être altérées. Les conséquences pour l'environnement pourraient être importantes.

EMISSIONS GAZEUSES

Flux de polluants émis dans le cadre de l'expérimentation

Les bilans gazeux relatifs aux filières Conventionnelle et Bioréacteur sont partiels puisque les déchets continuaient à produire du biogaz au moment de l'excavation.

Flux de polluants par voie gazeuse pour 1 tonne de déchets entrant dans les filières

Filières		CH_4	CO_2	NH_3	COV	H_2S	N_2O
		$kg.t_{DE}^{-1}$			$g.t_{DE}^{-1}$	$mg.t_{DE}^{-1}$	$g.t_{DE}^{-1}$
Conventionnel		49	106	2.10^{-6}	86	8700 - 12900	3
Bioréacteur		70	164	$1,3.10^{-5}$	68	1350 - 2300	0,5
PTB1	Total	7	194	2,3	17362	200	121
	%PTB*	22 %	93 %	100 %	100 %	0 %	100 %
PTB2	Total	5	270	4,2	18616	17	220
	%PTB*	31 %	96 %	100 %	100 %	0 %	100 %

** Part du traitement biologique dans le processus d'émission global*
DE : Déchet Entrant dans la filière

A l'inverse des flux liquides, les quantités de polluants gazeux sont supérieures lors du traitement aérobie qu'en anaérobie (excepté pour le H_2S et le CH_4). Le pré-traitement biologique représente pour le CO_2, les COV, le NH_3 et le N_2O la principale source d'émission (> 93 %). Les émissions de méthane durant le pré-traitement biologique sont loin d'être négligeables par rapport au méthane produit dans les casiers, puisque celles-ci représentent 22 et 31 % des émissions totales de méthane des filières PTB1 et PTB2. Cependant, elles sont moindres que celles produites par les filières Conventionnelle et Bioréacteur.

Potentiel de relargage futur

La réalisation de tests BMP (Biochemical Methane Potential) sur le déchet résiduel a permis d'évaluer le potentiel de relargage futur.
Alors que le déchet entrant était caractérisé par un BMP de 108 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$, les potentiels résiduels des déchets excavés des quatre casiers sont de :

- ✓ Filière Conventionnelle : 33 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$
- ✓ Filière Bioréacteur : 2 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$
- ✓ Filière PTB1 : 2 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$
- ✓ Filière PTB2 : 1 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$

Ces valeurs de BMP peuvent être comparées à la valeur seuil proposée pour clore la post-exploitation[1] : 10 NL biogaz.kg_{MS}^{-1}, ce qui avec une hypothèse conservatrice de 60 $\%_{vol}$ de CH_4 correspond à 6 NL $CH_4.kg_{MS}^{-1}$. Les déchets excavés des casiers Bioréacteur, PTB1 et PTB2 respectent ce seuil, alors que le déchet issu du casier Conventionnel conserve un potentiel résiduel de biogaz très sensiblement supérieur.

[1] Stegmann, R., Heyer, K.U., Hupe, K. (2008). Landfill aftercare – Strategies and closure criteria, InterLandfill conference, Lund, Sweden, May 2008.

PROPRIÉTÉS MÉCANIQUES DES DÉCHETS : TASSEMENTS

Rappel préliminaire

Les phénomènes de tassement résultent à la fois d'actions mécaniques, d'actions biochimiques, d'actions physico-chimiques et de mécanismes de percolation au travers des macro-pores du déchet. Bien qu'interagissant entre eux de manière complexe, l'association des mécanismes précédents peut néanmoins être représentée schématiquement sous la forme de 2 composantes distinctes, à savoir :

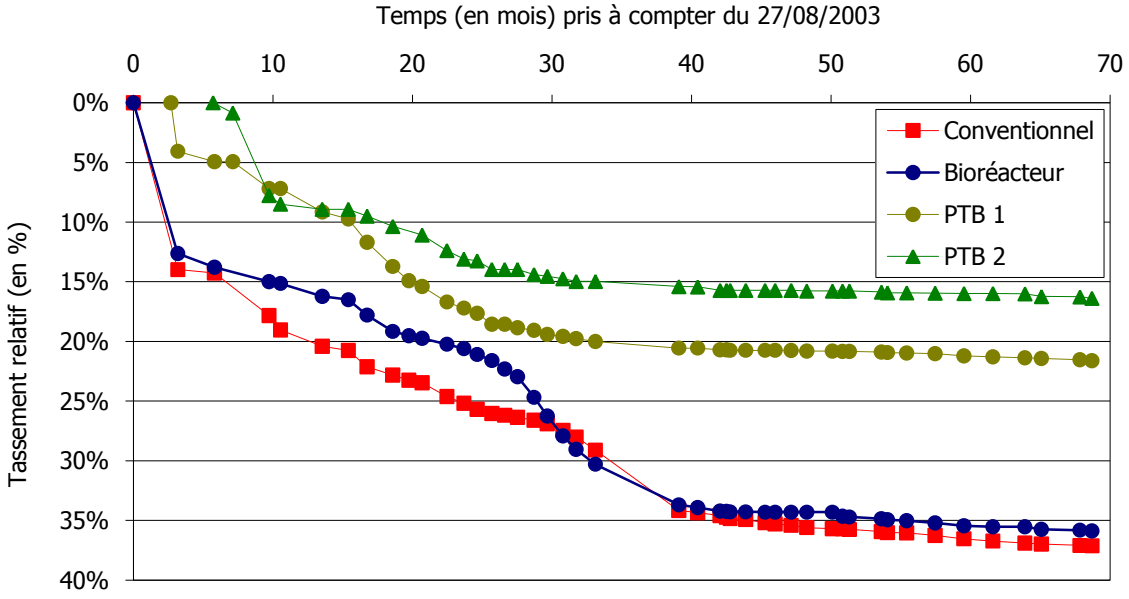
✓ un **tassement primaire** (à court terme) résultant du chargement par les déchets sus-jacents et la couverture. Cette composante de courte durée (quelques semaines à quelques mois) est généralement supposée indépendante du temps ;

✓ un **tassement secondaire** (à long terme) supposé indépendant de la charge et pouvant se poursuivre au cours de plusieurs décennies. Il résulte essentiellement de la décomposition de la matière organique, du tamisage des éléments fins et des interactions associées.

Suivi réalisé

Deux tassomètres (constitués de tiges en appui sur des plaques) ont été disposés au sommet des quatre massifs de déchets afin de suivre la déformation de ces derniers au cours des 6 années qu'ont duré les expérimentations.

Comparaison des tassements inter-casiers

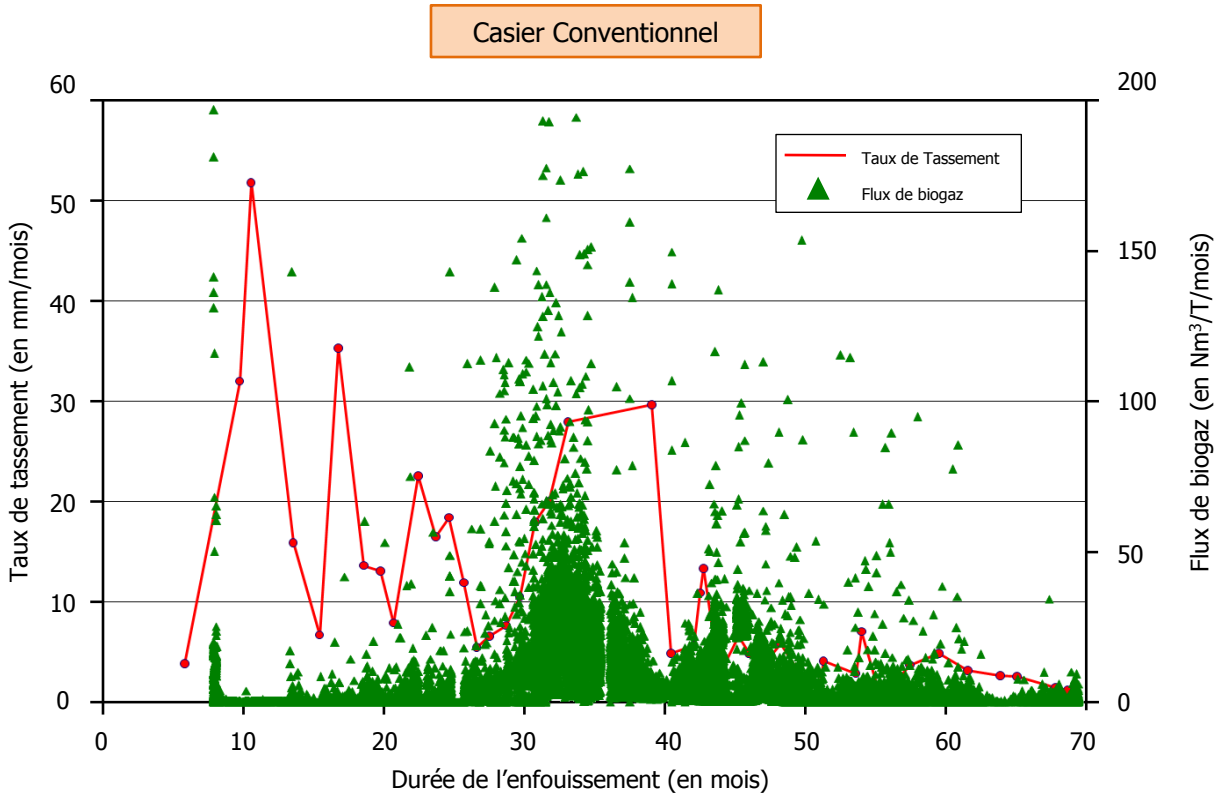


Les tassements ont été analysés sur la base d'une origine des temps décalée (correspondant à la fin des tassements primaires). Une rétro-analyse des tassements secondaires mesurés dans les 4 casiers a été effectuée à l'aide du modèle incrémental de prédiction des tassements (modèle ISPM). Cette analyse a permis de déterminer l'évolution du coefficient de compression secondaire $C_{\alpha\varepsilon}$* des déchets.

Une compressibilité deux fois supérieure a été observée pour les déchets des casiers Conventionnel et Bioréacteur ($C_{\alpha\varepsilon}*_{moyen} \cong 0{,}20$ en fin d'essais) en comparaison des déchets pré-traités des casiers PTB1 et PTB2 ($C_{\alpha\varepsilon}*_{moyen} \cong 0{,}08$ - $0{,}09$).

Tassements versus biogaz, température et lixiviat

La cinétique de tassement instantanée (taux de tassement exprimé en mm/mois sur la figure ci-dessous représentant le casier Conventionnel) est partiellement corrélée à l'évolution des flux gazeux. En effet, à partir de la 3ème année du suivi, les pics de tassement apparaissent consécutifs à des pics de production de biogaz.



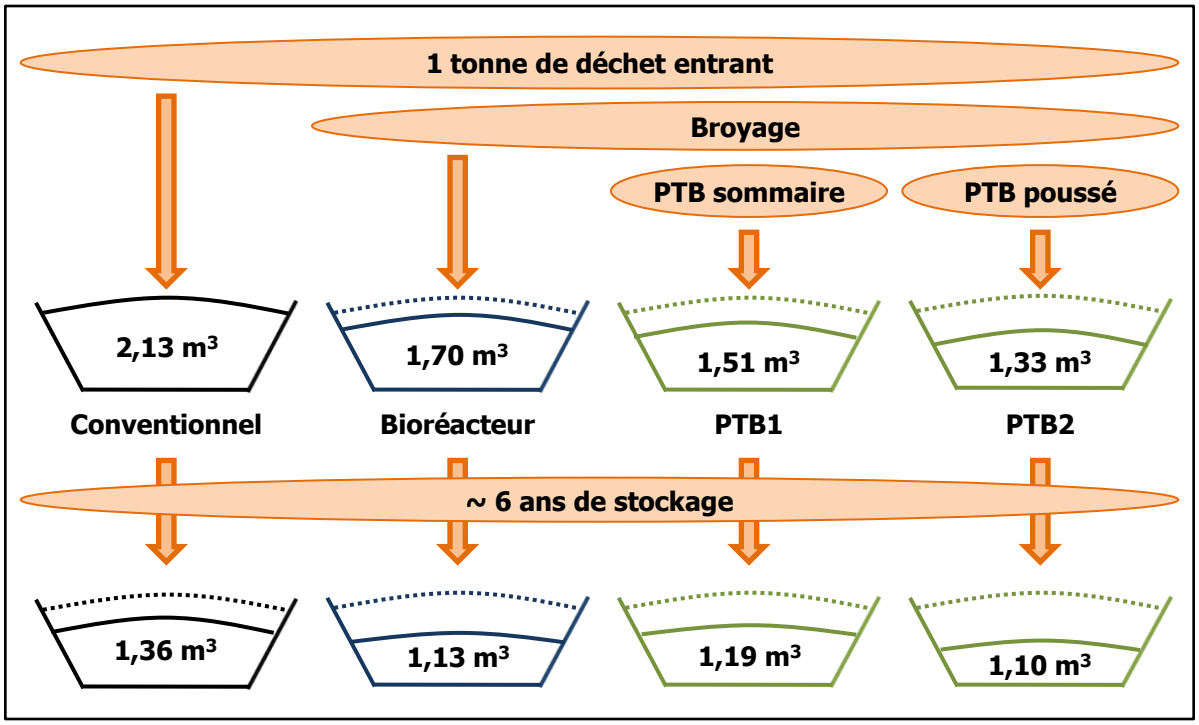
Evolution comparée de la cinétique des tassements secondaires (en rouge) et de la production de biogaz (en vert).

Ce lien n'a cependant pas pu être mis en évidence plus tôt, sans doute en partie à cause de l'isolation retardée des casiers. En effet, un fort lien de cause à effet a été constaté entre la mise en place du compost autour des casiers lors du 15ème mois des essais et la cinétique des tassements.

Isolement thermique par mise en place de compost → Reprise de l'activité biologique → Accélération des tassements

Concernant la recirculation des lixiviats (casier Bioréacteur), qui a été réalisée suivant plusieurs phases successives séparées de périodes de repos, il est plus difficile de dresser des corrélations. Cela ne signifie pas que l'ajout de lixiviat n'a pas eu d'effet sur la cinétique des tassements mais que ces effets ont pu être sensiblement décalés dans le temps, rendant difficile leur suivi.

Bilan : quel gain de vide de fouille ?



Gain de vide de fouille (par rapport au casier Conventionnel)						
Type de casier	Etat initial			Etat final (+ 6 ans)		Différentiel de gain total (final - initial)
	Gain total	Part mécanique	Part biologique	Gain total	Abattement du BMP	
Bioréacteur	20,2 %	20,2 %	0	16,9 %	99 %	- 3,3 points
PTB1	29,1 %	~ 20,2 %	~ 8,9 %	12,5 %	94 %	- 16,6 points
PTB2	37,6 %	~ 20,2 %	~ 17,4 %	19,1 %	87 %	- 18,5 points

A la mise en place des déchets dans les casiers expérimentaux, le PTB a permis un gain de vide de fouille en comparaison du stockage conventionnel de 29 % et 37 % respectivement pour les déchets pré-traités pendant 12 semaines (PTB1) et 25 semaines (PTB2). **Une bonne partie de ce gain de vide de fouille (20 % sur les 29 ou 37 %) résulte du broyage « grossier »** (comparaison ISDND Conventionnelle / Bioréacteur).

Après 6 ans de stockage, on constate un resserrement des écarts entre les filières. Ce resserrement s'explique par la dégradation importante des déchets dans les filières Conventionnel et Bioréacteur, contrairement aux filières avec pré-traitement. Cependant, **en regard du stockage conventionnel, les casiers contenant du déchet broyé présentent toujours un différentiel positif en terme de gain de vide de fouille** : + 17 % pour le casier Bioréacteur et + 19 % pour le casier PTB2. Pour le casier PTB1, déchet broyé également, le gain de vide de fouille par rapport à la filière conventionnelle est moins important (+ 12 % seulement) du fait de l'abattement limité du BMP initial (44 % seulement pour le casier PTB1, soit 2 fois moins que pour le casier Conventionnel).

Le gain de vide de fouille obtenu initialement par un broyage grossier des déchets a été en grande partie conservé même après dégradation de la matière organique.

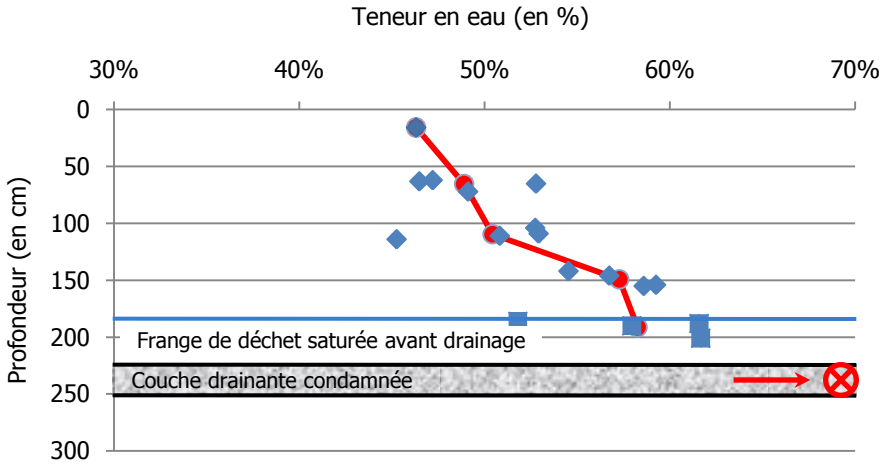
Ce résultat a cependant été obtenu pour des faibles hauteurs de déchet (pilotes de 4 m de haut) et devrait être confirmé à l'échelle d'un site réel. Dans de telles conditions, il est en effet possible que la surcharge appliquée accroisse les tassements (notamment primaires), compensant ainsi plus nettement le gain initial obtenu après compactage.

PROPRIÉTÉS HYDRIQUES DES DÉCHETS

Profils de teneur en eau

Lors de l'excavation des casiers, des échantillons de déchets ont été prélevés à différentes profondeurs de manière à accéder à une représentation de la distribution spatiale de l'humidité dans les casiers et afin d'évaluer l'hétérogénéité des déchets pour une profondeur donnée.

Casier Conventionnel



Globalement, la teneur en eau des déchets autopsiés augmente avec la profondeur jusqu'à stabilisation. On note également une tendance à la diminution de la teneur en eau avec la biodégradation.

	Casier			
	Conventionnel	Bioréacteur	PTB1	PTB2
Profondeur de stabilisation	150 cm	110 cm	110 cm	90 cm
Teneur en eau stabilisée	58 $\%_{MH}$	50 $\%_{MH}$	47 $\%_{MH}$	39 $\%_{MH}$

Ces valeurs ne représentent toutefois pas nécessairement la capacité maximale de rétention liquide des déchets puisqu'elles sont tributaires des quantités d'eau de pluie ou de lixiviat introduites dans chaque casier.

Capacité de rétention des déchets

L'occasion a été donnée d'évaluer la capacité de rétention liquide des déchets (capacité au champ) par ressuyage du lixiviat gravitaire présent dans les déchets du casier Conventionnel suite au disfonctionnement du système de drainage de ce casier. La capacité de rétention mesurée (58 $\%_{MH}$) se situe dans la fourchette haute des valeurs présentées dans la littérature, représentative d'un déchet faiblement comprimé.

Par ailleurs, du déchet a été prélevé par catégorie au sein de cette frange saturée et la teneur en eau de chaque constituant a été mesurée. Ces valeurs, bien qu'imprécises (car issues de faibles quantités de déchets) sont cependant intéressantes puisqu'elles permettent d'obtenir un ordre de grandeur de la capacité de rétention de différentes catégories d'un déchet âgé.

Teneur en eau des déchets			
Type de déchet	Catégorie de déchet	Teneur en eau mesurée ($\%_{MH}$)	Teneur en eau moyenne MODECOM 93 ($\%_{MH}$) (déchet non saturé)
Non biodégradable	Inertes	15,5 %	Verre : 1 %
			Non combustibles : 10 %
	Métaux	14,0 %	Métaux : 9 %
	Plastiques durs	21,1 %	Plastiques : 24 %
	Plastiques mous (films plastiques…)	45,6 %	
Biodégradable	Textiles Textiles sanitaires	70,4 %	Textiles sanitaires : 60 %
			Textiles : 42 %
	Papier/cartons	62,2 %	Papier : 27 %
			Carton : 34 %
	Végétaux (feuilles, herbe…)	57,8 %	Déchets de jardin : 63 %
	Fines	62,0 %	ND

ND : non déterminé

L'eau retenue dans les matériaux non biodégradables (verre, métaux et en particulier les plastiques mous dont la teneur en eau est élevée) provient :

- ✓ de films liquides à la surface des matériaux ;
- ✓ de poches d'accumulation plus ou moins fermées, présentes compte tenu de la forme des constituants (ex : boîtes de conserve) ou encore du litage des matériaux (films plastiques) ;
- ✓ de la présence d'éléments fins imbriqués ou collés qui retiennent un peu d'eau.

Concernant les matériaux biodégradables, leur teneur en eau est nettement plus élevée, puisqu'à cette eau de surface s'ajoute l'eau retenue dans la matière organique. La valeur obtenue pour la catégorie textiles et textiles sanitaires, particulièrement élevée (70 $\%_{MH}$), est à comparer à la teneur en eau de textiles non saturés : 42 à 60 % d'après la campagne MODECOM 93.

Conclusion :

Une compressibilité deux fois supérieure a été observée pour les déchets des casiers Conventionnel et Bioréacteur en comparaison des déchets broyés et partiellement stabilisés des casiers PTB1 et PTB2.

Le gain en vide de fouille obtenu initialement par un broyage grossier des déchets a été en grande partie conservé même après dégradation de la matière organique. Après 6 ans de stockage, on constate un resserrement des écarts entre les filières. Cependant, les casiers contenant du déchet broyé présentent toujours un différentiel de volume négatif (de 13 à 19 %) en comparaison du stockage conventionnel.

La teneur en eau des déchets autopsiés augmente avec la profondeur jusqu'à stabilisation. On note également une tendance à la diminution de la teneur en eau avec la biodégradation.

La capacité de rétention (ou capacité au champ) mesurée en conditions saturées pour le déchet du casier Conventionnel (58 $\%_{MH}$) se situe dans la fourchette haute des valeurs présentées dans la littérature, représentative d'un déchet faiblement comprimé.

Pour en savoir plus :

✓ ADEME (2005) Guide méthodologique pour le suivi des tassements des Centres de Stockage de Classe II. 62 p.

✓ OLIVIER F., GOURC J.P. (2007) Hydro-mechanics of MSW subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. Waste Management Journal, Vol. 27, n° 1, pp. 44 - 58.

PARTENAIRES, COLLABORATIONS ET PRESTATAIRES

PARTENAIRES DU PROGRAMME ELIA

Le programme ELIA a été mis en place et mené par le centre de recherche de Veolia Environnement. Ce programme a été subventionné par l'ADEME.

Montant global du projet : 1 163 000 € sur 7 ans
Subvention : 348 000 € *(30%)*

La zone expérimentale, localisée à Auquemesnil (76), a été mise à disposition par la Communauté de Communes du Petit Caux.

COLLABORATIONS

Ce programme a fait l'objet de nombreuses collaborations.

Laboratoire		Collaboration
CEMAGREF (Rennes, 44)		Techniques analytiques de mesure des biogaz (GC - ECD).
IRCELYON (Villeurbanne, 69)		Techniques analytiques de mesure des biogaz (GC - MS), expertise COV. Thèse de R. LORNAGE (2003 - 2006)
TUHH (Hamburg, Germany)		Techniques analytiques de mesure des odeurs et des COV.
INERIS (Verneuil en Halatte, 60)		Mesures des soufrés réduits et du méthane présents dans les effluents gazeux de l'andain de stabilisation biologique et dans les casiers.
LGCIE (Villeurbanne, 69)		Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des OMR sur leur comportement bio-physico-chimique en ISDND. Thèse de J. MORAIS (2003 - 2006)
LIBP (Toulouse, 31)		Construction de l'analyseur de biogaz (BIOSA'R). Analyse de l'évolution de la stabilisation d'un déchet au cours d'un pré-traitement biologique avant enfouissement - utilisation de mesures respirométriques AT_4.
LTHE (Grenoble, 38)		Caractérisation hydro-mécanique des déchets en pilotes de laboratoire (perméabilité, porosité, prédiction des tassements).
ENSIL (Limoges, 87)		Caractérisation de la matière organique des lixiviats. Thèses de C. BERTHE (2003 - 2006), A. PARODI (2007 - 2010)

PRESTATAIRES ANALYTIQUES

Plusieurs prestataires ont par ailleurs été sollicités dans le cadre de ce programme, notamment pour la réalisation des analyses.

Prestataire		Mission
AROMA Consult (Betton, 25)		Analyses olfactométriques
Laboratoire CAE (Toulouse, 31)		Analyses sur déchet solide (Tests de lixiviation)
Bureau d'études ECOGEOS (Arras, 62)		Suivi et analyse des tassements
INRA (Grignon, 78)		Analyses sur déchet solide (fractionnement biochimique, ratio d'humification)
Laboratoire ITE de l'INRA (Narbonne, 11)		Analyses sur déchet solide (MO, COT, BMP, ratio d'humification)
Laboratoire Central d'Analyses LCA (La Rochelle, 17)		Analyses sur déchet solide (Fractionnement biochimique, analyse d'amendement organique : pH, humidité, matière organique, carbone, azote, inertes…)
Laboratoire LDA22 (Ploufragan, 22)		Analyses sur déchet solide (Analyses d'inertes)
Laboratoire universitaire TUHH (Allemagne)		Analyses sur déchet solide (GB_{21}, AT_4)
Laboratoire LISBP (Belgique)		Analyses sur déchet solide (Tests enzymatiques)

PRESTATAIRES MATÉRIELS, MAÎTRISE D'ŒUVRE ET ASSISTANCE

Prestataire		Mission
ACES Environnement (Vert-le-Grand, 91)		Commercialisation du procédé d'aération forcée.
Entreprise de travaux Coulon Delestre (Biville, 76)		Travaux de mise en place, réparation et de démantèlement des pilotes.
Bureau d'études ECOGEOS (Arras, 62)		Maîtrise d'œuvre du démantèlement des pilotes, assistance à la rédaction du rapport final.
EMS-GECIL PROCESS (St Cyr au Mont d'Or, 69)		Réalisation et construction du système de débitmètre biogaz en « cloche ».

VALORISATION DES TRAVAUX DE RECHERCHE

RAPPORTS

Dans le cadre de la convention ADEME/CREED, contrat n° 0306C0097 en date du 29/12/2003 :

✓ REDON E. (2004) Programme ELIA – Evaluation des impacts environnementaux de trois filières de stockage d'ordures ménagères résiduelles : mise en place des pilotes expérimentaux et résultats sur la phase de stabilisation biologique. Rapport ADEME. 124p.

✓ LORNAGE R., REDON E. (2005) Programme ELIA – Evaluation des impacts environnementaux de trois filières de stockage d'ordures ménagères résiduelles : bilan de la phase de stabilisation biologique et historique de la mise en place des casiers expérimentaux. Rapport ADEME. 116p.

✓ LORNAGE R., REDON E. (2006) Programme ELIA – Evaluation des impacts environnementaux de trois filières de stockage d'ordures ménagères résiduelles : étude du comportement des déchets après 3 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Rapport ADEME. 142p.

✓ LORNAGE R., REDON E. (2006) Synthèse du rapport final intitulé « Programme de recherche ELIA – Etude du comportement des déchets après 3 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées ». 8p.

Dans le cadre de la convention ADEME/CREED, contrat n° 0306C0016 en date du 02/10/2007 :

✓ REDON E., GOEURY J. (2008) Programme ELIA – Evaluation des impacts environnementaux de trois filières de stockage d'ordures ménagères résiduelles : étude du comportement des déchets après 4,8 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Rapport ADEME. 67p.

✓ MARCOUX M-A., REDON E., GOEURY J., CHABRIER D. (2009) Excavation des pilotes ELIA : étude du comportement des déchets après 5,8 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels. Rapport ADEME. 62p.

✓ MARCOUX M-A., REDON E., GOEURY J., CHABRIER D. (2010) Programme ELIA 2 – Evaluation des impacts environnementaux de trois filières de stockage d'ordures ménagères résiduelles : étude du comportement des déchets après 5,8 ans d'enfouissement en pilotes semi-industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Rapport ADEME. 100p.

MÉMOIRES DE THÈSE

✓ LORNAGE R. (2006) Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères : étude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Mémoire de thèse. Université Lyon I. 251p.

Le programme de recherche ELIA a également contribué aux travaux de :

✓ DE ARAUJO MORAIS J. (2006) Influence des prétraitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en Installation de Stockage de Déchets (ISD). Mémoire de thèse. INSA Lyon. 219p.

✓ BERTHE C. (2006) Etude de la matière organique contenue dans les lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Mémoire de thèse. Université de Limoges. 188p.

Rapports internes Veolia Environnement

✓ LORNAGE R. (2005) Programme ELIA : Émissions gazeuses lors du prétraitement biologiques d'ordures ménagères. Rapport interne CRPE. 89p.

✓ REDON E. (2007) Le prétraitement mécanique et biologique avant enfouissement : 10 questions pour savoir en parler… 50p.

Publications scientifiques

✓ CHIRIAC R.E., LORNAGE R., FINE L., CARRE J., GASS J.L., LAGIER T. (2006) Development of a pre-concentrator-thermodesorber/micro-gas chromatograph/mass spectrometer coupling (µTD/µGC/MSD) for on-site environmental analyses. Characterisation (with identification by MSD and quantification by TCD) of volatile organic compounds (VOC) emissions from landfills, Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 87, N°1, pp. 43-55.

✓ LORNAGE R., REDON E., LAGIER T., HEBE I., CARRE J. (2007) Performances of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. Waste Management, Vol. 27, pp. 1755-1764.

✓ BERTHE C., REDON E., FEUILLADE G. (2008) Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: an indicator of waste degradation. Journal of Hazardous Materials, Vol. 154, pp. 262-271.

✓ CARRE J., REDON E., CHOVELON J-M., LAGIER T., LORNAGE R. (2010) Volatile organic compounds produced during anaerobic degradation of municipal solid waste in a landfill. Environmental Science and Technology, publication en cours de soumission.

✓ MARCOUX M-A., GOEURY R., REDON E. (2011) Mass balances of three landfilling schemes of municipal solid waste: conventional landfill, bioreactor landfill, mechanical and biological pre-treatment before landfilling. Waste management, Publication en cours de soumission.

Communications externes

Françaises :

✓ *EUROFORUM, 23 novembre 2004 :*

LAGIER, T. Quel est l'objectif du pré-traitement ? Bilan matière et impacts Environnementaux.

✓ *Journée scientifique ADEME _ ISDND : La stabilité des déchets enfouis, 19 décembre 2006, INSA Lyon :*

LORNAGE R., REDON E., LAGIER T. Emissions liquides et gazeuses, comparaison de trois scénarios de stockage.

✓ *Journées scientifiques ADEME _ La post-exploitation des ISDND, 18 décembre 2008, INSA Lyon :*

REDON E. Comparaison des émissions de trois modes de stockage : traditionnel, prétraitement et bioréacteur.

Européennes, internationales :

✓ *9th European Biosolids and Biowaste Conference _ Wakefield, UK, 14-17 November 2004 :*

REDON E., LAGIER T., LORNAGE R. Environmental mass balances of a low cost MBP process.

✓ *Environmental odour management conference, Cologne, DE, 18 November 2004 :*

LORNAGE R. Investigation on municipal solid waste gases composition and the olfactory nuisances generated.

✓ *ICLRS – 3rd Intercontinental Landfill Research Symposium, Hokkaido, Japan, 30 Nov.-2 Dec. 2004 :*

AOUSTIN E., RENOU S., REDON E. LCA as a decision making tool in household waste management: application to mechanical-biological pre-treatment before landfilling compared to conventional and bioreactor landfilling.

BERTHE C., REDON E., FEUILLADE G. Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: leachate recirculation and mechanical-biological pretreatment.

✓ *SARDINIA, Cagliari, Sardinia, Italy, October 2005 :*

LORNAGE R., KLEEBERG K.K, STEGMANN R., LAGIER T., CARRE J. Investigation on volatile organic compounds and odorous emissions during solid waste treatment: implementation of different analytical techniques.

LORNAGE R., REDON E., LAGIER T., CARRE J. VOC's emissions during a mechanical and biological pretreatment (MBP) of MSW prior to landfilling.

REDON E., LORNAGE R., LAGIER T., HEBE I. Measurement and comparison of different stability parameters during a mechanical biological retreatment before landfilling.

AOUSTIN E., SAADE M., REDON E., RENOU S., JOLLIET O. LCA as a decision supporting tool in MSW management: application to mechanical-biological pre-treatment before landfilling.

✓ *International symposium MBT, Hanovre, Germany, 23 November 2005 :*

BERTHE C., FEUILLADE G., REDON E. Study of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: leachate recirculation and mechanical-biological pre-treatment before landfilling.

✓ *ICLRS – 4th Intercontinental Landfill Research Symposium, Gällivare, Sweden, 14 - 16 June 2006 :*

AOUSTIN E., REDON E., TOFFOLETTO L. LCA as a decision making tool in household waste management: application to mechanical-biological pretreatment before landfilling compared to conventional and bioreactor landfilling.

✓ *Geo-Environmental Engineering, Grenoble, France, 22-24 May 2007 :*

BERTHE C., FEUILLADE G., REDON E. The use of the fractionation of the organic matter like indicator of waste degradation and stabilization.

✓ *SARDINIA, Cagliari, Sardinia, Italy, October 2007 :*

LORNAGE R., REDON E., LAGIER T. Mass balance of three municipal solid waste landfilling schemes, In: Proc. Sardinia 2007, 11th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

TOFFOLETTO L., REDON E., AOUSTIN E. Environmental life cycle comparison of 4 MBT scenarios.

✓ *Global Waste Management Symposium (GWMS) + ICLRS, Colorado, USA, 7-10 September 2008 :*

REDON E., GOEURY J., LAGIER T. Mass balances of three MSW landfilling schemes: "2 years dry tomb" landfilling, bioreactor landfill and MBT before landfilling.

✓ *SARDINIA, Cagliari, Sardinia, Italy, October 2009 :*

FEUILLADE G., PARODI A., REDON E. Relation between organic matter properties in leachate and biogas production from MSW landfilling.

GOURC J.P., STAUB M., CONTE M., BENBELKACEM H., BAYARD R., REDON E. A biomechanical model to predict long-term secondary settlements of MSW – Validation on large-scale trials.

✓ *ICLRS - 6th Intercontinental Landfill Research Symposium, Japan, 2010 :*

MARCOUX M-A., GOEURY J., CHABRIER D., REDON E. Final stability of landfilled waste according to three landfilling schemes.

Communications internes VEOLIA ENVIRONNEMENT

✓ Journée technique COMIBIO, 16 septembre 2004.

✓ Journée technique MBT, 20 juin 2006.

✓ Film de présentation de l'excavation des pilotes ELIA, 2009, 9 min.

Brevet

✓ Brevet FR 2909769 "Procédé de caractérisation de la matière organique d'un effluent liquide".

Au total, le programme ELIA a contribué à :

- la rédaction de 3 mémoires de thèse ;
- la publication de 5 articles dans des revues scientifiques spécialisées ;
- la participation à 3 conférences françaises et 10 conférences internationales ;
- le dépôt d'un brevet.